



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

Noviembre 2024

UNIVERSIDAD DE MURCIA (UMU)

**Departamento de Zoología y
Antropología Física**

Grupo de Investigación E0A0-04

Zoología básica y aplicada a la gestión
y conservación.



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

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)



UNIVERSIDAD
DE MURCIA

Realización:

Dra. Mar Torralva Forero

Dr. Francisco J. Oliva Paterna

Antonio Zamora López

Adrián Guerrero Gómez

Antonio Andrés Herrero Reyes

Patricio López Martínez de la Plaza

Dr. José Manuel Zamora Marín

Recomendación para citar el documento:

Torralva M., Zamora-López A., Guerrero-Gómez A., Herrero-Reyes A., López-Martínez de la Plaza P., Zamora-Marín J.M. & Oliva-Paterna F.J. 2024. *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. Noviembre 2024. Universidad de Murcia.

La Investigadora Responsable

Mar Torralva Forero

V.º B.º

El Rector

Por R-463/2022, de 30 de marzo,

de delegación de firma

La Vicerrectora de Investigación

María Senena Corbalán García



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. Noviembre 2024

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.	14
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	42
3.2. Marco de seguimiento de <i>Callinectes sapidus</i> Rathbun (1896) en Las Encañizas del Mar Menor.....	47
3.2.1. Periodicidad de muestreo.	48
3.2.2. Localidades de muestreo: trabajos de campo.	48
3.2.3. Evaluación de la población de <i>Callinectes sapidus</i> en Las Encañizadas del Mar Menor: Métodos de captura.	51
3.2.4. Evaluación de variables abióticas y bióticas: Tipificación de hábitat.	53



3.2.5. Procesado de material y obtención de datos.	54
3.2.6. Análisis estadístico	56
4. Resultados del proyecto.	57
4.1. Ejecución de las campañas de muestreo de ictiofauna en el marco del proyecto.....	57
4.2. Evolución temporal de parámetros o métricas descriptoras de la comunidad ictícola de las áreas someras.	63
4.3. Estructura y composición de la comunidad.....	75
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. Resultados de la evaluación poblacional de Callinectes sapidus en Las Encañizadas del Mar Menor.....	174
5. Conclusiones.	179
6. Bibliografía.	184
ANEXO I. Estuarine Multimatrix Fish Index.....	194
ANEXO II. Evolución temporal de la frecuencia de aparición de taxones prioritarios.....	206
ANEXO III. Evolución temporal de la abundancia de taxones prioritarios.....	216
ANEXO IV. Evolución temporal de las métricas descriptoras de la comunidad	226
ANEXO V. Abundancia de los taxones prioritarios por periodo de estudio y nivel de confinamiento.	229



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

En este apartado se detallan los objetivos alcanzados en el marco del presente proyecto, siendo el objetivo principal el estudio y seguimiento espacio-temporal de las poblaciones faunísticas de gestión prioritaria en las áreas someras e intermareales del Mar Menor, entendiendo estas zonas como hábitats críticos de elevado valor ecológico. En este sentido, la ictiofauna de interés conservacionista y pesquero, así como la especie exótica invasora *Callinectes sapidus* (cangrejo azul o jaiba), han sido seleccionados como componentes faunísticos objeto de estudio. A continuación, se detalla el grado de consecución de los siguientes objetivos específicos del 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 2024. 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.*

La ejecución de las campañas de muestreo de ictiofauna correspondientes a las estaciones de invierno, primavera, verano y otoño,



así como la inclusión de la información obtenida, ha permitido ampliar la serie temporal de datos disponible para estudiar la evolución de los parámetros de la comunidad de peces y su respuesta ante posibles cambios o perturbaciones en el ambiente. Además, los resultados relativos a la evolución temporal de taxones representativos (ver apartado 4.4) ponen de relieve el papel de estos ambientes para especies de interés pesquero y de conservación. Por otro lado, los resultados relativos a la evolución temporal de las variables de hábitat (ver apartado 4.5) manifiestan la heterogeneidad ambiental de las áreas someras, permitiendo la existencia de una diversidad reseñable de especies, con diferentes preferencias de hábitat.

- *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, PR Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar).*

Para la consecución de dicho objetivo se realizaron desde el mes de mayo muestreos quincenales de *Callinectes sapidus* en dos zonas del espacio natural de Las Encañizadas, cada una de éstas con diferente grado de influencia mediterránea. Los muestreos se extendieron hasta el mes de octubre, recabando información relativa a su dinámica poblacional durante el periodo de aguas más cálidas y máxima actividad. Además, los ejemplares capturados fueron examinados estudiando la estructura de la población y aspectos sobre su biología reproductiva (ver apartado 4.6). La información y conclusiones resultantes de este estudio han permitido elaborar recomendaciones de gestión orientadas al control de esta especie invasora en dicho espacio protegido.

Además, al final del presente informe técnico se exponen las Conclusiones (ver apartado 5), en las que se resumen los principales resultados obtenidos, relativas a los objetivos generales y específicos objeto de la subvención nominativa.



Para la consecución de los objetivos específicos anteriormente citados ha sido necesario el desarrollo de tareas de campo, laboratorio y análisis, las cuales se listan y especifican en la Tabla I.1. Además, también se incorpora el cronograma del proyecto (Tabla I.2). Cabe destacar que la definición y priorización de las tareas ejecutadas se establecieron sobre la base de las necesidades descritas por el Grupo de trabajo de Ecología Lagunar, la Dirección General del Mar Menor u otros grupos de trabajo.

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 durante el desarrollo del proyecto.

Tareas	2024									
	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT
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 Física 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 ictiofaunísticas 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 signátidos, 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 hábitats fangosos parcialmente vegetados.

- En la primera fase del proyecto **ESTUDIO Y SEGUIMIENTO ESPACIOTEMPORAL DE LAS POBLACIONES FAUNÍSTICAS DE GESTIÓN PRIORITARIA (ictiofauna y la especie 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 especie 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 taxonómico 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.



JUSTIFICACIÓN

El Mar Menor es la mayor laguna costera del litoral español y presenta una serie de características ambientales que la hacen única; fruto de estos valores ambientales confluyen en este espacio hasta 6 figuras de protección (LIC, ZEPA, ZEPIM, Humedal de Importancia Internacional RAMSAR, Paisaje Protegido y Área de Protección de la Fauna Silvestre). Estos elevados valores naturales obligan a la Administración Regional a alcanzar el mejor estado de conservación favorable para la fauna y la flora típica de la laguna, es decir, que la estructura y las funciones específicas necesarias para su mantenimiento a largo plazo existan y puedan seguir existiendo en el futuro.

A pesar de su enorme importancia ambiental, el Mar Menor ha sufrido durante las últimas cuatro décadas un evidente proceso de transformación de su estado ecológico, resultado de las presiones derivadas de los diferentes usos del suelo y de las actividades realizadas en la laguna y en su cuenca. En el año 2016 la laguna sufrió una crisis eutrófica y un colapso ambiental que supuso importantes cambios en sus componentes y procesos, afectando enormemente a sus comunidades.

Otras presiones o factores agudos también pueden desencadenar eventos o situaciones de estrés en la laguna. En este sentido, destacan los fenómenos de gota fría como consecuencia de una depresión aislada en niveles altos (DANA), tales como los que acontecieron en la Región de Murcia durante el 12 y 13 de septiembre de 2019. Este hecho supuso un aporte de gran cantidad de agua dulce (en torno a 90 Hm³) que arrastró sedimentos de diferente naturaleza, materia orgánica y nutrientes. Como consecuencia, la columna de agua se estratificó creando un sistema bicapa, con una capa superior de agua dulce y otra capa inferior con alta salinidad y, por tanto, mayor densidad que la superior. Una cantidad importante del material vertido pasó a la capa del fondo debido a corrientes verticales descendentes y fenómenos de floculación, entre otros. No obstante, las mortandades de peces pueden estar relacionadas con efectos sinérgicos derivados de la DANA, como podrían ser cambios drásticos en la salinidad y alta densidad de limos en suspensión; escasez y decrementos drásticos de oxígeno disuelto en agua, principalmente en profundidad; mortandades puntuales relacionadas con artes de pesca y su posible confinamiento de ejemplares y/o procesos de toxicidad y contaminación bacteriológica, entre otros. La situación anóxica generó un importante incremento del metabolismo anaeróbico, y como consecuencia de los vientos, la capa anóxica afloró por la cubeta norte provocando la mortandad masiva de



peces y crustáceos en esta zona. Posteriormente, en el mes de enero de 2020, una segunda gota fría, GLORIA, volvió a significar un aporte de agua dulce de en torno a 60 Hm³, agravando aún más la situación en la laguna.

En agosto de 2021, las condiciones eutróficas límite de la laguna, agravadas por las altas temperaturas propias de la estación estival, llevaron a la laguna a un nuevo evento de hipoxia. Durante este episodio tuvieron lugar sucesivos eventos de mortandad a lo largo de varios días consecutivos, mostrando a diferencia de las mortandades de 2019 un impacto más extendido en el perímetro lagunar, viéndose afectadas prácticamente la totalidad de las áreas someras de las cubetas sur y este. A pesar del cese de los eventos de mortandad, la concentración de peces en las áreas someras en busca de refugio se extendió durante varias semanas, haciendo presagiar posibles eventos de mortandad que finalmente no se desarrollaron o, que al menos no fueron observados en superficie.

Desde 2022 y hasta octubre de 2023, momentos previos al inicio del presente proyecto, los parámetros ambientales del Mar Menor se mantuvieron en valores relativamente aceptables, sin dar síntomas de un nuevo colapso eutrófico o de desencadenar eventos de mortandad. No obstante, las variaciones observadas en la estructura de la comunidad de peces, así como el declive de determinadas especies de elevado interés de conservación (p. ej. signátidos), resalta la necesidad de mantener el seguimiento de este componente biológico. Además, cabe destacar la funcionalidad de este grupo faunístico en el equilibrio del ecosistema, así como su elevada importancia económica para el sector pesquero. Por ello, **el seguimiento continuado de la ictiofauna se considera vital para recabar información esencial que pueda ser integrada en el diseño de medidas de gestión y conservación destinadas a la recuperación del ecosistema lagunar.**

Por otro lado, las especies exóticas invasoras (EEI) conforman una amenaza creciente sobre los sistemas acuáticos desde hace varias décadas y, actualmente, se interpretan como uno de los principales factores promotores de cambios ecosistémicos en las aguas de transición de la región mediterránea. Las principales vías de introducción de las EEI en sistemas acuáticos de transición están relacionadas con actividades humanas como la acuicultura, el transporte por barco (agua de lastre, *biofouling* de los cascos, etc.), la liberación intencionada para la pesca recreativa y/o profesional, las sueltas o escapes derivadas del comercio de especies ornamentales, etc.



Recientemente, se está observando que varias de estas especies invasoras presentan, además, un notable impacto socioeconómico en sectores como la pesca comercial y la acuicultura de entornos ambientales como el Delta del Ebro y la Albufera de Valencia. La situación del Mar Menor es semejante a los entornos mencionados. En éste, la eliminación de barreras naturales provocadas por la conexión artificial de la laguna con el Mediterráneo y la alta presión turística (ej. puertos deportivos) han fomentado la entrada y establecimiento de nuevas especies con efectos socioeconómicos muy importantes.

La entrada de EEIs fomenta la degradación socioambiental del Sistema Socio-Ecológico del Mar Menor (SSEMM), reflejada en su Estrategia de gestión integrada de zonas costeras (2019, *EAE201760020 Estrategia de Gestión Integrada de las Zonas Costeras del Sistema Socio-Ecológico del Mar Menor y su entorno*). Actualmente, la situación de inestabilidad y el nivel de perturbación que soporta la laguna es un factor clave que puede facilitar y aumentar los efectos problemáticos de las EEIs.

En este contexto, es imprescindible la elaboración de una Estrategia integral de gestión y control de EEIs en el Mar Menor, y se deben iniciar con urgencia trabajos relativos a investigación y seguimiento, así como propuestas de medidas de gestión de EEIs. Proyectos como los desarrollados en los últimos años por el Dpto. de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia sobre las poblaciones de cangrejo azul (*Callinectes sapidus*) en el espacio natural protegido de Las Encañizadas, permiten generar información sobre la fase de invasión y los aspectos biológicos de las EEIs, siendo estos detalles esenciales para orientar dichas estrategias de gestión y control de EEIs.

1.2. Descripción del objeto del proyecto.

El presente informe técnico se elabora en el marco del PROYECTO DE INVESTIGACIÓN DESARROLLADO POR LA UNIVERSIDAD DE MURCIA A PETICIÓN DE LA DIRECCIÓN GENERAL DE MAR MENOR de la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente 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 “ICTIOFAUNAS – INVASORAS”.

De forma previa al desarrollo de este proyecto, el conocimiento y la experiencia previa del Grupo de Investigación de Zoología Básica y Aplicada a la Gestión y Conservación del Departamento de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia ha permitido **evaluar la extensión temporal de la delicada situación de la comunidad ictiológica del Mar Menor, determinar su estatus actual e indagar en la dinámica de la EEI *Callinectes sapidus* en los hábitats críticos de las áreas someras del Mar Menor.**

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, el proyecto se fundamenta en el desarrollo, por parte de personal especializado, de los trabajos 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 proyecto, 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 degradación 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) y el cronograma de ejecución de estas (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.

Tareas	2024									
	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT
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 relativa 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 quincenales de *Callinectes sapidus* en Las Encañizadas del Mar Menor durante el periodo de aguas más cálidas (mayo-octubre).
- Procesado y análisis de los datos obtenidos (campo y laboratorio).



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

Los datos recabados 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 resultante deberá 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 (mayo 2024).** Resultados preliminares e información relativa a las campañas de muestreos realizadas hasta la fecha.
- **Informe final del proyecto (noviembre 2024).** 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. Además, el equipo responsable cuenta con los permisos de muestreo de todas las especies de ictiofauna presentes e invertebrados invasores en aguas del Mar Menor, incluyendo como objeto de muestreo todas las especies pertenecientes a estos grupos (incluidos taxones amenazados como *Apricaphanius iberus*) (Exp. nº AUF/2024/0083).

El Laboratorio de *Biología y Conservación de Vertebrados Acuáticos* del Departamento de Zoología y Antropología Física de la 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:

- 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.
- El **Investigador Contratado N°1** 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. Este también participó en la elaboración final de las memorias e informes que reúnen las actividades realizadas y resultados obtenidos en el presente proyecto.
- El **Investigador Contratado N°2** 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.
- El **Investigador Contratado N°3** 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.

- **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 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. De esta forma, 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** (Figura 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:

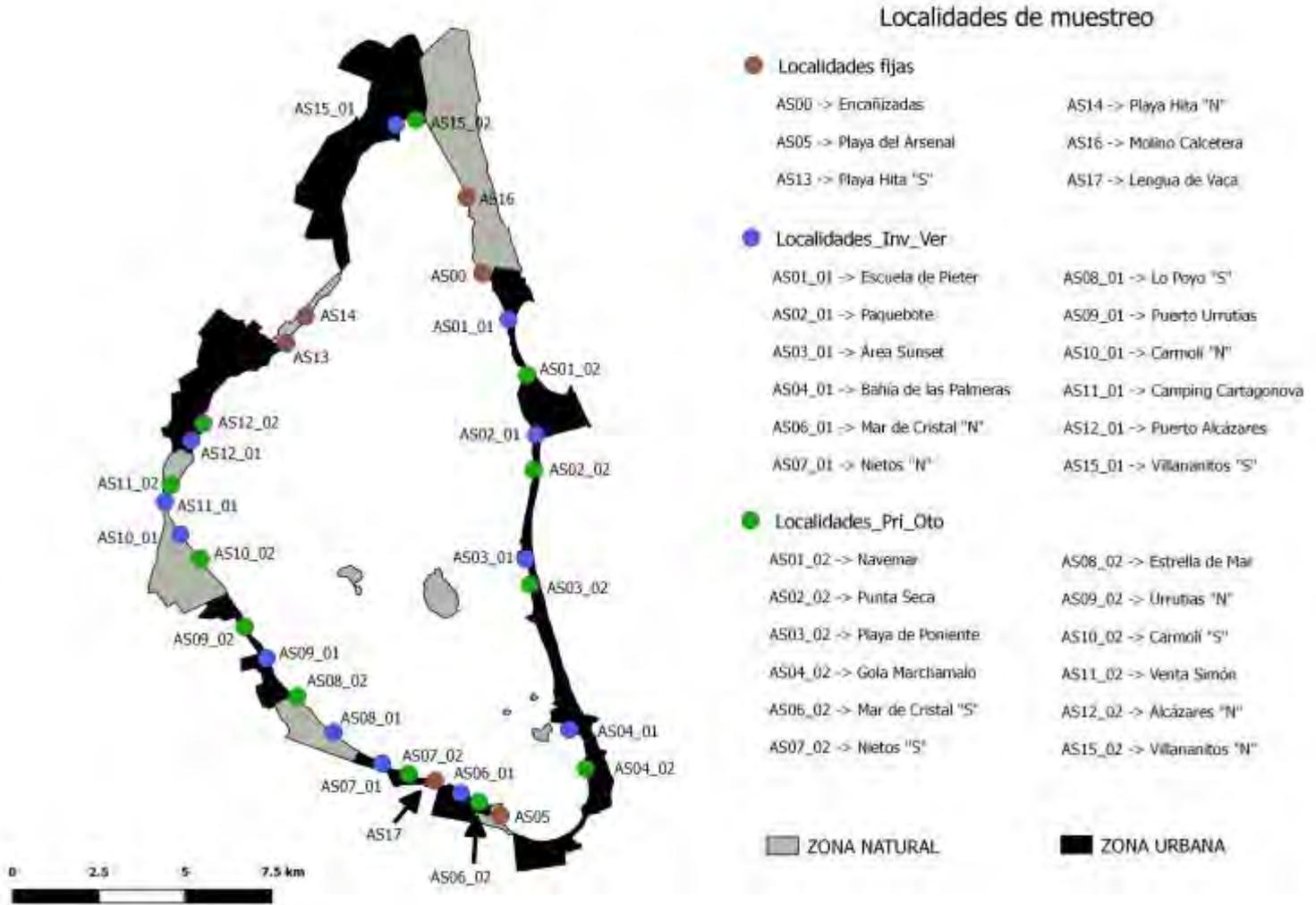


Figura 3.1. Sectorización y periodicidad de muestreo de las áreas someras objeto de seguimiento en el presente proyecto. En color **marrón** se indican las localidades que se muestrean en todas las estaciones del año; en color **azul** las localidades muestreadas en invierno y verano; en color **verde** 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
<i>Encañizada (AS00)</i>	Encañizada (Orilla Mar Menor)
<i>La Manga (AS01)</i>	Navemar – Escuela de Pieter
<i>La Manga (AS02)</i>	Paquebote – Punta Seca
<i>La Manga (AS03)</i>	Área Sunset – Restaurante el Molino
<i>La Manga (AS04)</i>	Bahía de las Palmeras (Isla del Ciervo) – Gola Marchamalo
<i>Playas Sur (AS05)</i>	Playa del Arsenal
<i>Mar de Cristal (AS06)</i>	Mar de Cristal “N” – Mar de Cristal “S”
<i>Los Nietos (AS07)</i>	Los Nietos “N” - Los Nietos “S”
<i>Lo Poyo (AS08)</i>	Lo Poyo “S” – Estrella de Mar
<i>Los Urrutias (AS09)</i>	Puerto Los Urrutias – Los Urrutias “N”
<i>El Carmolí (AS10)</i>	Carmolí “N” – Carmolí “S”
<i>Albujón-Carrizal Alcázares (AS11)</i>	Camping Cartagonova – Venta Simón
<i>Los Alcázares (AS12)</i>	Puerto Los Alcázares – Los Alcázares “N”
<i>Carrizal de la Hita</i>	Playa de la Hita “S”
<i>Playa de la Hita (AS14)</i>	Playa de la Hita “N”
<i>San Pedro del Pinatar (AS15)</i>	Villananitos “S” – Villananitos “N”
<i>Salinas San Pedro Exterior (AS16)</i>	Molino La Calcetera (Mar Menor)
<i>Punta Lengua de Vaca (AS17)</i>	Punta Lengua de Vaca (Orilla Mar Menor)

3.1.1. Periodicidad de muestreo.

Durante la ejecución del presente proyecto se establecieron muestreos estacionales para evaluar las comunidades de peces. En total se ejecutaron cuatro campañas de muestreo, correspondientes a **las estaciones de invierno, primavera, verano y otoño de 2024. En el presente informe se encuentran recogidos y analizados los datos correspondientes a dichas campañas** (Ver apartado 4). Estos muestreos constituyen 4 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**, entendiéndose 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.

Debemos entender la evaluación o inventario como la totalidad de actividades encaminadas a evaluar el número de especies que conforman la comunidad objeto de estudio y la distribución espacial de las mismas. Con esta finalidad, la valoración de la comunidad ictiológica en cada una de las localidades de muestreo ha sido obtenida mediante muestreos cuantitativos (estandarizados según esfuerzo por superficie) y cualitativos.

La estandarización en la toma de muestras es un requisito clave para la correcta interpretación y evaluación del estatus de las poblaciones. Los muestreos diseñados, con un esfuerzo preestablecido y estandarizado (Tabla 3.2), han permitido recabar información a nivel de localidad, pudiendo analizar relaciones espaciotemporales.



Tabla 3.2. Diseño y esfuerzo de muestreo por localidad.

ESFUERZO DE MUESTREO POR LOCALIDAD
3 Muestras cuantitativas + 1 Muestreo cualitativo
Muestreo cuantitativo: Metodología: Red de arrastre manual (10 x 1,5 m; sin copo), 5 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), 5 mm Luz de malla. Salabres o Cedazos. Minnow-Traps (Trampas tipo Minnow). Esfuerzo de Muestreo: Variable según la metodología y características del hábitat Resultados: nº de especies (Riqueza específica, S)



Método de captura: red de arrastre manual.

Esta técnica de muestreo no selectiva permite la captura de especies de pequeño tamaño y juveniles de otras especies de mayor talla. En este sentido, la red de arrastre manual se plantea como una técnica de muestreo óptima para el estudio y conocimiento de las comunidades de peces de las áreas someras (Franco *et al.* 2012). El arrastre manual consiste en el barrido mediante una red de 10m de longitud y 1,5m de altura de una superficie predefinida, cercando la red en la fase final del muestreo contra la línea de orilla. La superficie de muestreo abarcada en cada una de las réplicas es de 160m², correspondiendo ésta a 20m longitudinales y 8 metros de anchura, teniendo en cuenta que la oposición del agua ejercida durante el arrastre ocasiona una curvatura en la red y la pérdida de 2m efectivos, aproximadamente. Además, la base de la red se encuentra ligeramente plomada, permitiendo la captura de especies estrictamente bentónicas y evitando a su vez la alteración del sustrato y cobertura vegetal.

En cada una de las 18 localidades de muestreo establecidas se ha desarrollado un total de tres arrastres cuantitativos, siendo las zonas concretas de arrastre seleccionadas en base al criterio de representatividad (Figura. 3.2). Cabe destacar, que uno de estos arrastres se realiza de forma oblicua a la orilla, con el fin de recabar también posibles especies asociadas a ambientes de mayor profundidad, aunque en cualquier caso ésta siempre será inferior a 1,5m. Además, en aquellas localidades en las que se ha observado de forma puntual microhábitats que aportan cierta heterogeneidad, se ha realizado un arrastre cualitativo con el objetivo de poder detectar otras especies que puedan aparecer asociadas a estos hábitats diferentes.

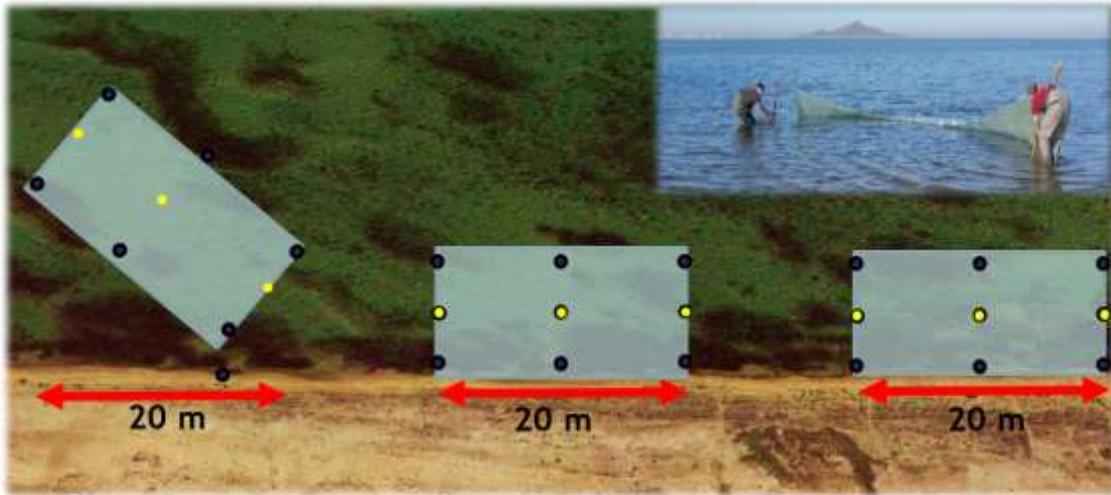


Figura 3.2. Diseño y ubicación de arrastres en una hipotética localidad de muestreo. Los puntos amarillos indican las zonas de medida de parámetros fisicoquímicos. El conjunto de puntos azules y amarillos reflejan las medidas de profundidad.

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
Variabes fisicoquímicas		
Profundidad (inicio, intermedia, final)	cm	Profundímetro / 9 estimas / Arrastre
Sustrato inorgánico (tipo)	Ø cm	Valoración Ordinal / 1 estima /Arrastre
Oxígeno disuelto	mg/l	Multiparámetro Hach HQ30D / 3 estimas / Arrastre
Saturación oxígeno	%	Multiparámetro Hach HQ30D / 3 estimas / Arrastre
Temperatura	°C	Multiparámetro WTW pH /cond 3320 / 3 estimas / Arrastre
Ph		Multiparámetro WTW pH /cond 3320 / 3 estimas / Arrastre
Conductividad	µS-mS/cm ²	Multiparámetro WTW pH /cond 3320 / 3 estimas / Arrastre
Salinidad	‰	Multiparámetro WTW pH /cond 3320 / 3 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 / 1 estima / Arrastre
Heterogeneidad Sustrato	Desviación estándar de la Granulometría (Bain y Stevenson, 1999)	Valoración / 1 estima / Arrastre
Variabes bióticas		
Vegetación acuática. (Recubrimiento)	% / m ²	Valoración porcentual media / 1 estima / 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 (Figura. 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.: Equipo de trabajo durante el desarrollo de uno de los arrastres. Dcha.: Batea, ictiómetro y ejemplares para la posterior medición en laboratorio con procesador de imagen.

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



Para la identificación ictiológica se han utilizado claves de identificación usadas con una elevada frecuencia entre la comunidad científica:

- Louisy, Patrick. **Guía de identificación de los peces marinos de Europa y del Mediterráneo**. Traducción de M^a Jesús Fortes Fortes, 2^a ed. act., Editorial Omega, 2006.
- 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), así como en la abundancia y biomasa de capturas.

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

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



p_i 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 (básicamente 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 < 10 cm) 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 = n° individuos / 160 m^2 (= n° individuos / Arrastre perimetral)
- BPUEs = peso capturas (g.) / 160 m^2 (= peso capturas (g.) / Arrastre perimetral)



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

Diversos autores han desarrollado y aplicado índices para integrar las comunidades biológicas en el monitoreo y control de los ecosistemas. En este contexto, el papel bioindicador de las comunidades de peces en el estudio y evaluación de la calidad de los ambientes acuáticos ha sido ampliamente respaldado científicamente.

La información recolectada en campo y posteriormente analizada en laboratorio sobre las poblaciones de peces en las áreas someras del Mar Menor permite la aplicación de índices complejos que integran múltiples métricas poblacionales. La integración de estos índices resulta imprescindible, ya que un análisis simplificado centrado únicamente en el número o abundancia de especies podría sesgar o dificultar la correcta interpretación de la realidad.

Para evaluar el estado ecológico actual de las áreas someras afectadas por las mortandades, se ha estudiado la evolución del estado ecológico de estos ambientes en relación con diversas métricas de la comunidad de peces, mediante la adaptación del “Estuarine Multi-metric Fish Index” (EMFI) (Harrison & Kelly, 2013). Las 14 métricas que componen este índice (Tabla 3.5) fueron seleccionadas de una amplia bibliografía sobre el 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 & 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 reflejan 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
<i>Anguilla anguilla</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
<i>Aphanius iberus</i>	Escaso	Escaso	Moderado	Moderado
<i>Atherina boyeri</i>	Abundante	Abundante	Muy abundante	Abundante
<i>Belone belone</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Ausente
<i>Callionymus pusillus</i>	Ausente	Ausente	Muy escaso	Muy escaso
<i>Chelon labrossus</i>	Ausente	Muy escaso	Muy escaso	Ausente
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Ausente	Escaso	Ausente	Ausente
<i>Diplodus puntazzo</i>	Escaso	Escaso	Ausente	Escaso
<i>Diplodus sargus</i>	Ausente	Escaso	Escaso	Ausente
<i>Diplodus vulgaris</i>	Muy escaso	Muy escaso	Ausente	Ausente
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Muy escaso	Muy escaso	Escaso	Escaso
<i>Gobius cobitis</i>	Muy escaso	Muy escaso	Escaso	Escaso
<i>Gobius niger</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Escaso



Especies	Categorización de abundancias teóricas			
	Invierno	Primavera	Verano	Otoño
<i>Gobius paganellus</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
<i>Hippocampus guttulatus</i>	Ausente	Ausente	Muy escaso	Muy escaso
<i>Lipophrys dalmatinus</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
<i>Chelon auratus</i>	Muy abundante	Muy abundante	Moderado	Moderado
<i>Chelon ramada</i>	Abundante	Escaso	Muy escaso	Muy escaso
<i>Chelon saliens</i>	Muy abundante	Abundante	Muy abundante	Muy abundante
<i>Mugil cephalus</i>	Moderado	Escaso	Muy escaso	Abundante
<i>Mullus barbatus</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
<i>Pomatomus saltatrix</i>	Ausente	Ausente	Ausente	Muy escaso
<i>Pomatoschistus marmoratus</i>	Muy abundante	Muy abundante	Muy abundante	Muy abundante
<i>Salaria pavo</i>	Muy escaso	Muy escaso	Moderado	Escaso
<i>Sardina pilchardus</i>	Muy escaso	Muy escaso	Ausente	Ausente
<i>Sardinella aurita</i>	Ausente	Ausente	Ausente	Muy escaso
<i>Sarpa salpa</i>	Ausente	Moderado	Muy escaso	Ausente
<i>Solea senegalensis</i>	Ausente	Muy escaso	Muy escaso	Ausente
<i>Solea solea</i>	Ausente	Muy escaso	Muy escaso	Ausente
<i>Sparus aurata</i>	Muy abundante	Abundante	Ausente	Ausente
<i>Symphodus cinereus</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Escaso
<i>Syngnathus abaster</i>	Moderado	Abundante	Muy abundante	Muy abundante
<i>Syngnathus acus</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
<i>Syngnathus typhle</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso



Especies	Categorización de abundancias teóricas			
	Invierno	Primavera	Verano	Otoño
<i>Tylosurus acus</i>	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
<i>Muy abundante</i>	>500	5
<i>Numeroso</i>	150 - 500	4
<i>Moderado</i>	50 – 150	3
<i>Escaso</i>	10 – 50	2
<i>Muy escaso</i>	1 – 10	1
<i>Ausente</i>	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
<i>Anguilla anguilla</i>	CR				VU	NT
<i>Atherina boyeri</i>	LC				VU	VU
<i>Apricaphanius iberus</i>	EN	X	X	X	EN	EN
<i>Hippocampus guttulatus</i>	DD		X	X		CR
<i>Pomatoschistus marmoratus</i>	LC					VU
<i>Syngnathus abaster</i>	LC		X		LT	NT
<i>Syngnathus acus</i>	LC					DD
<i>Solea solea</i>	DD					VU
<i>Syngnathus typhle</i>	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), con relación a 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 m². 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.

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 3.5). Acorde a los datos expuestos en el citado artículo, 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:

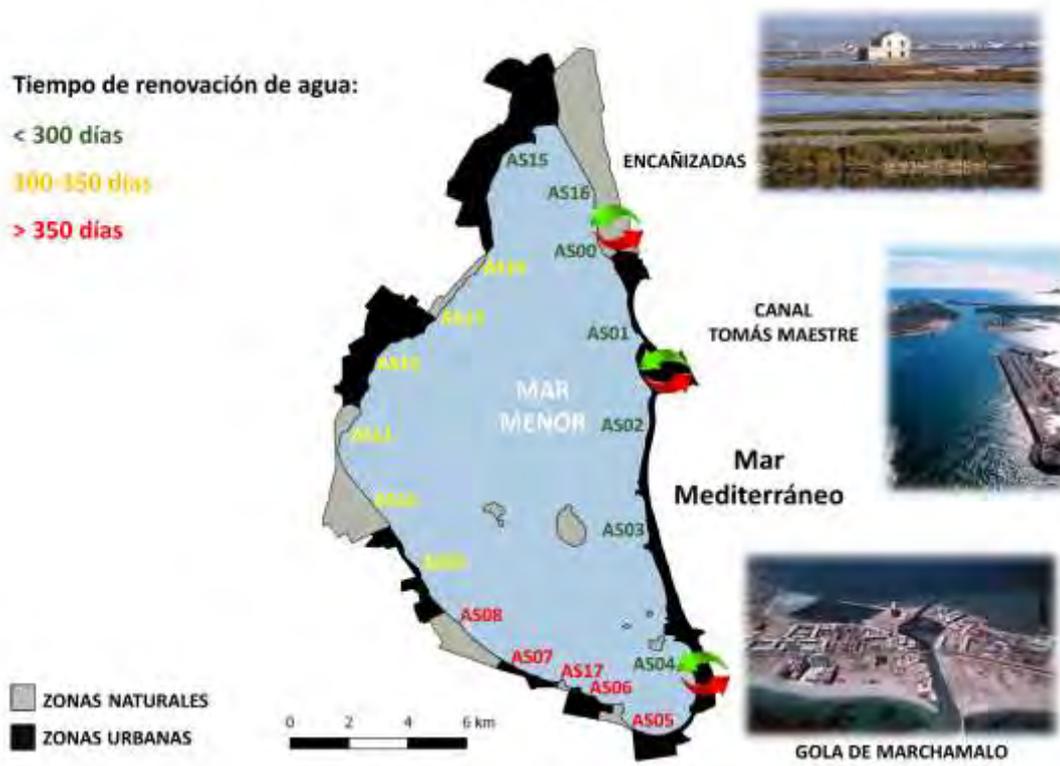


Figura 3.5. Nivel de confinamiento de cada uno de los sectores que componen la red de monitoreo establecida en el presente proyecto.



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 puntos y líneas usando el paquete *ggplot2* (Wickham, 2016), representando los promedios de cada métrica por campaña de muestreo, junto al error estándar.

En relación con las pruebas estadísticas utilizadas, se realizaron análisis permutacionales de varianza (PERMANOVA) de 999 permutaciones, con la función *adonis2* del paquete *vegan* (Oksane et al. 2020), sobre las distancias euclídeas en el caso de las métricas univariantes, de Bray-Curtis en el caso de matrices de abundancia y biomasa de la comunidad en su conjunto, y de Jaccard, en el caso de las matrices de presencia. Dado el elevado volumen de datos existente, los datos fueron resumidos a nivel de localidad, utilizando el sumatorio de capturas de las tres réplicas espaciales utilizadas. El diseño se realizó partiendo de la hipótesis de que los muestreos engloban cinco periodos bien diferenciados: 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 caracterizado por una escasa pluviometría en la cuenca vertiente del Mar Menor, que se corresponde con los datos de invierno, primavera, verano y otoño de 2024, obtenidos con la presente subvención nominativa (Tabla 3.10). De esta forma, el diseño analítico permite establecer de manera robusta las diferencias existentes entre los periodos objetivo, más allá de los cambios influenciados por la biología de las especies que habitan en las áreas someras, caracterizadas por presentar elevadas fluctuaciones temporales de manera natural. Por ello, se definió como diseño del modelo PERMANOVA: Estación + Confinamiento * Periodo (Año). El anidamiento de los años dentro de los periodos definidos, garantiza tener en cuenta las posibles fluctuaciones interanuales que podrían ser ajenas a los procesos de degradación ecológica de la laguna acontecidos. Por su lado, considerar la estación nos permite tener en cuenta las fluctuaciones intranuales derivadas de la biología de la especie (periodos de reclutamiento), si bien, en el presente informe los resultados se centrarán en la significancia estadística de los periodos definidos, y su interacción con los niveles de confinamiento, indicativos de las tendencias temporales de las métricas evaluadas.

De manera adicional, para la abundancia y biomasa total de capturas, así como para la abundancia de las 6 especies más frecuentes (*S. abaster*, *P.*



marmoratus, *Chelon saliens*, *Chelon aurata* y *A. boyeri*), se realizó un análisis más exhaustivo, analizando la base de datos a nivel de réplica espacial, con un análisis de desviación de un modelo lineal generalizado de estructura anidada con familia de error binomial negativa, siguiendo la siguiente fórmula: Estación + Confinamiento (Sector) * Periodo (Año). En esta ocasión, la inclusión del factor sector dentro de los niveles de confinamiento permitió incluir las réplicas espaciales realizadas evitando la pseudoreplicación. Además, este tipo de análisis permitió la realización de tests por pares posteriores (con ajuste de Bonferroni) usando el paquete de R *emmeans* (Lenth, 2024), evaluando en detalle el cambio generado por los periodos evaluados para el conjunto espacial, así como para cada uno de los niveles de confinamientos. Este análisis también se desarrolló para la Riqueza de Especies, Diversidad (Índice de Shannon-Wiener) y Estuarine Multimetric Fish Index modificado (EMFI*), utilizando la base de datos que agrupa estos valores por localidad, siguiendo una familia de error gaussiano, y la siguiente estructura anidada: Estación + Confinamiento * Periodo (Año).

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	Invierno 2024; Primavera 2024; Verano 2024; Otoño 2024



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 2018-2024. Para ello se utilizaron los datos de presencia taxonómica a nivel de sector (3 arrastres cuantitativos + arrastre cualitativo), abundancia y biomasa. A estas métricas se les aplicó un análisis permutacional de varianza (PERMANOVA) de 999 permutaciones (Anderson, 2017) sobre las distancias de Jaccard de las presencias, así como sobre las de Bray-Curtis de las abundancias (especies con más de 100 capturas en el conjunto de datos) y biomاسas (especies con más de 1000 g en el conjunto de datos), transformadas a raíz cuadrada. La prueba se realizó para cada estación, incluyendo el año/ciclo anidado en los 5 periodos definidos interaccionando con los niveles de confinamiento. 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 frecuencia de aparición (n° muestreos con presencia / n° total de muestreos), abundancia, estructura de tallas, así como su tendencia temporal en el set de datos trimestral de los años 2018-2024. Para esto último se realizaron modelos aditivos generalizados (GAMs), con el paquete “mgcv” de R (Wood, 2017). Para controlar el efecto de la dinámica intraanual 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*, *Engraulis encrasicolus*, *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 3.11); **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). Estos valores fueron analizados también con un modelo PERMANOVA de 999 permutaciones sobre las distancias euclídeas de cada métrica, con la misma estructura que en el caso de los taxones prioritarios para la base de datos de localidad (Estación + Confinamiento * Periodo (Año)).

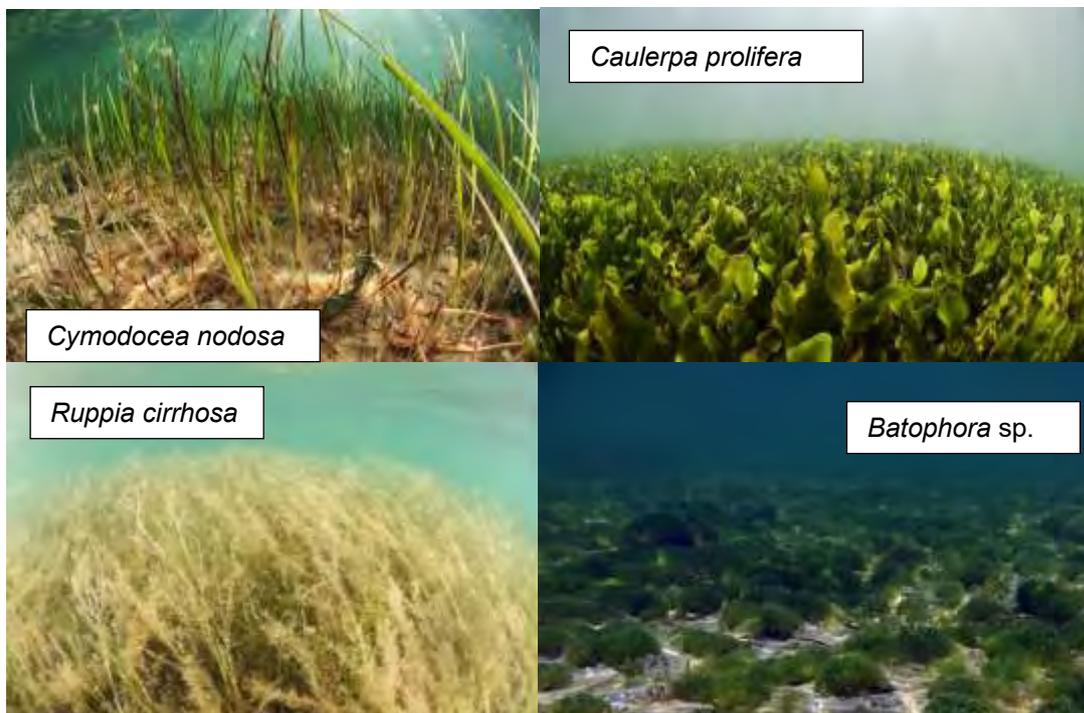


Figura 3.11. Especies vegetales dominantes en las áreas someras. *Cymodocea nodosa*; *Caulerpa prolifera*; *Ruppia cirrhosa*; *Batophora* sp. Fotografías extraídas de Canal Mar Menor y del blog Marmenormarmayor.



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

En este apartado se detallan las acciones llevadas a cabo dentro de la red de monitoreo predefinida para el estudio de las poblaciones de cangrejo azul en Las Encañizadas del Mar Menor. Basándonos en la sectorización espacial del área de estudio definida en proyectos anteriores, se han establecido dos sectores claramente diferenciados. El primero, con una alta influencia del Mar Menor, se encuentra cerca de las salinas de San Pedro del Pinatar (Sector Norte). El segundo sector, con influencia mediterránea, está situado en la zona sur de Las Encañizadas, adyacente al extremo norte de La Manga (Sector Sur) (Figura 3.12).

El hábitat intermareal donde se realizan los muestreos está compuesto principalmente por praderas monoespecíficas de *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson (1870) y *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V. Lamouroux (1809), y, en menor proporción, praderas mixtas de ambas especies. La naturaleza del sustrato en estas áreas es predominantemente fango-arenosa, lo que proporciona un entorno adecuado para la proliferación de estas especies vegetales y, por ende, para el cangrejo azul.

El monitoreo se ha diseñado para capturar la variabilidad temporal y espacial de las poblaciones de cangrejo azul, permitiendo una evaluación detallada de su dinámica poblacional en relación con las características ambientales de cada sector. Este enfoque integral es esencial para comprender las interacciones ecológicas y los factores que influyen en la distribución y abundancia de esta especie en el Mar Menor.



Figura 3.12. 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.

Con el fin de completar información relativa a la biología, ciclo de vida y selección de hábitats del cangrejo azul, **los muestreos se realizaron cada 15 días durante el periodo de máxima actividad de la especie**. Este periodo queda acotado entre el mes de mayo y octubre, cuando la subida de la temperatura del agua induce un incremento de su actividad, marcando claramente la fenología de la especie. Además, la periodicidad de muestreo permite afinar en el conocimiento relativo a la estrategia de vida de la especie y a su biología poblacional en el área de estudio.

3.2.2. Localidades de muestreo: trabajos 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 el marco de proyectos previos realizados por este Grupo de Investigación entre 2021 y 2023. **Para el desarrollo de cada una de las campañas de muestreo quincenales 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 trampas, así como en la caracterización de los hábitats (Figura 3.13). En cada una de estas campañas se muestrearon los dos sectores previamente establecidos (Sector Norte y Sector Sur). Para facilitar la logística y efectividad del muestreo, las trampas fueron colocadas exclusivamente sobre fondos con alto contenido en fangos y dominados por praderas de *Cymodocea nodosa*, ya que los proyectos previos realizados en el área de estudio han revelado en estos hábitats las mayores densidades de *Callinectes sapidus*.

Las tareas de campo realizadas en cada una de las localidades de muestreo quedan englobadas en:

- (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 fisicoquímica y biótica).

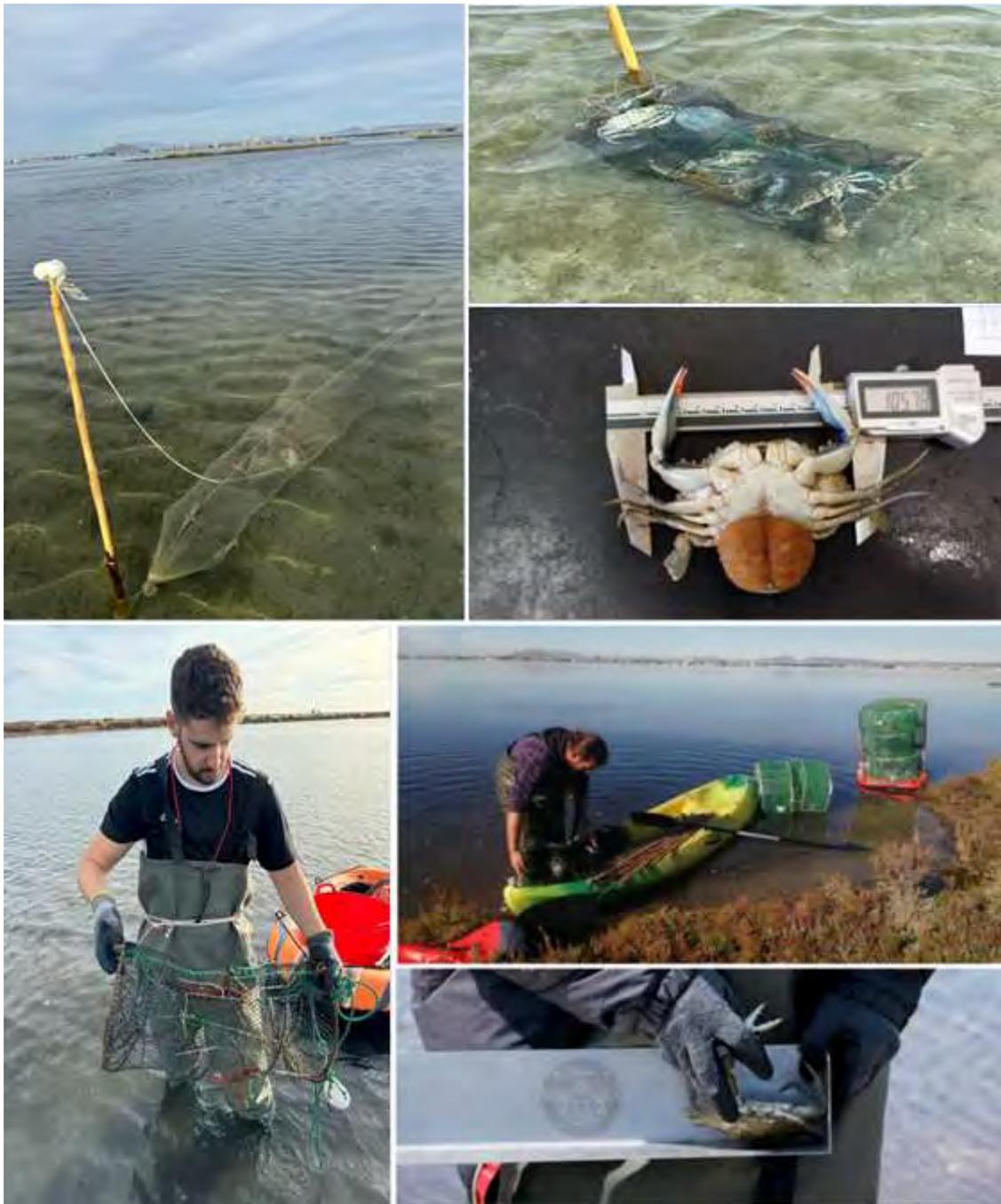


Figura 3.13. Detalle del proceso de colocación de las trampas y zonas de muestreo enmarcadas en el seguimiento de *Callinectes sapidus* en Las Encañizadas del Mar Menor.



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

Durante la ejecución de la fase inicial 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 testó en Las Encañizadas del Mar Menor la eficacia de captura de cuatro tipologías de trampas. Los resultados mostraron una elevada tasa de captura para todas las trampas, a excepción de las denominadas “cangrejeras”. Por ello, para la fase actual del proyecto esta tipología de trampa ha sido descartada para el estudio y seguimiento de las poblaciones de *C. sapidus* (Figura 3.14; Tabla 3.11). Asimismo, las tres tipologías de trampas empleadas nos garantizan la captura del espectro total de tallas de la especie, desde ejemplares juveniles hasta individuos adultos reproductores. Cabe resaltar la importancia de capturar individuos juveniles y reproductores de *C. sapidus* con el objetivo de definir correctamente la época reproductora y el reclutamiento de la especie, información de gran utilidad para diseñar medidas de gestión orientadas a su control. Teniendo en cuenta el rasgo trófico de la especie, las trampas fueron cebadas con carne de pollo para aumentar la efectividad de estas (Ingram & Marler, 1998).

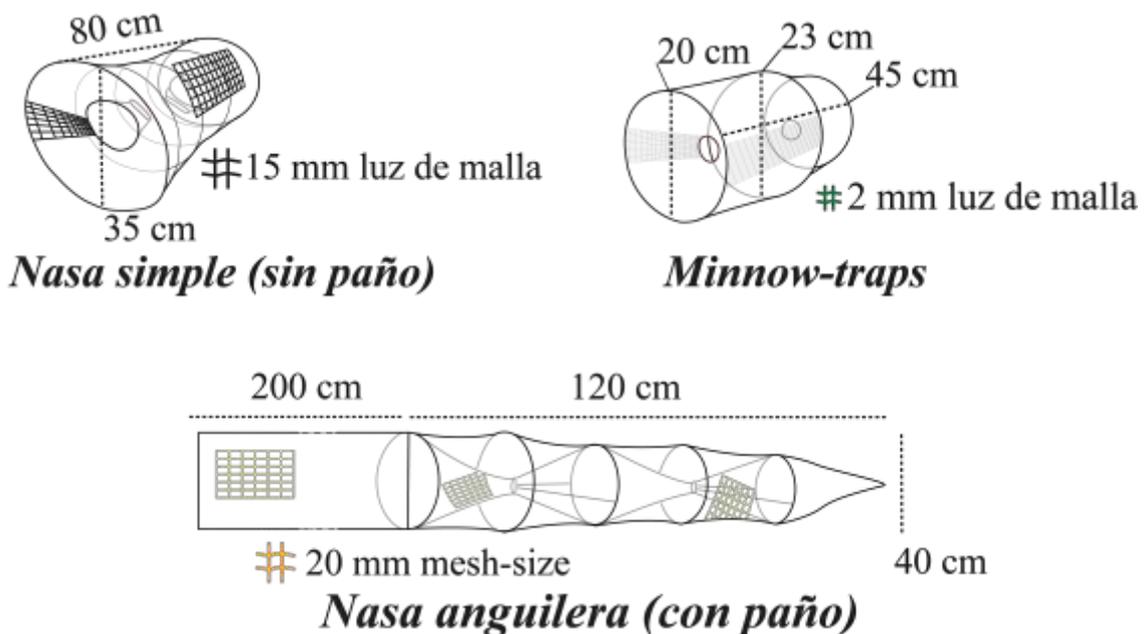


Figura 3.14. Tipologías de trampas utilizadas en el seguimiento de *Callinectes sapidus* en la Encañizada del Mar Menor. Las nasas cangrejeras han sido eliminadas del actual proyecto dadas su baja eficacia de captura demostrada en la primera fase del proyecto.



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

ESFUERZO DE MUESTREO POR SECTOR
<p>Metodología:</p> <p>Nasa simple (sin paño): (80 cm longitud x 35 cm altura), 15 mm Luz de malla.</p> <p>Nasa anguilera (con paño): (120 cm longitud x 40 cm altura // Longitud paño: 200 cm), 20 mm Luz de malla.</p> <p><i>Minnow-traps</i>: (23 cm diámetro x 20 cm altura), 2 mm Luz de malla.</p> <p>Esfuerzo de Muestreo:</p> <p>15 nasas simples por Sector</p> <p>5 Nasas anguileras por Sector</p> <p>5 <i>Minnow-traps</i> por Sector</p> <p>Resultados:</p> <p>Capturas por Unidad de Esfuerzo (CPUEs = nº individuos / 24h. de actividad)</p>



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

Se registraron variables de hábitat en cinco puntos de cada sector (Tabla 3.12), permitiendo obtener información respecto a la selección de mesohábitats que realiza la especie objetivo en el área de estudio. A continuación, se recopilan las variables registradas en campo.

Tabla 3.12. Variables de hábitat evaluadas en los muestreos.

Variables	Unidad de medida	Metodología de medida
Variables fisicoquímicas		
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	°C	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 trasladados en recipientes individuales y refrigerados para su procesado en laboratorio. En primer lugar, se realizaron medidas corporales de los ejemplares con la ayuda de un Pie de rey. También se determinó el sexo de los individuos y el estado de desarrollo (maduro e inmaduro) en base a la morfología y movilidad del Pleón (abdomen), registrando además la presencia o ausencia de puestas de huevos en hembras maduras (Figura 3.15). Estos datos permiten obtener información relativa a la estructura de tallas de la población y a la fenología reproductiva de la especie en el área de estudio, aspecto fundamental para la gestión de la especie dada su condición de especie exótica invasora.

Tabla 3.12. Descripción de las variables a analizar correspondientes a la especie invasora *Callinectes sapidus*.

Nivel de análisis = <i>Callinectes sapidus</i>		
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

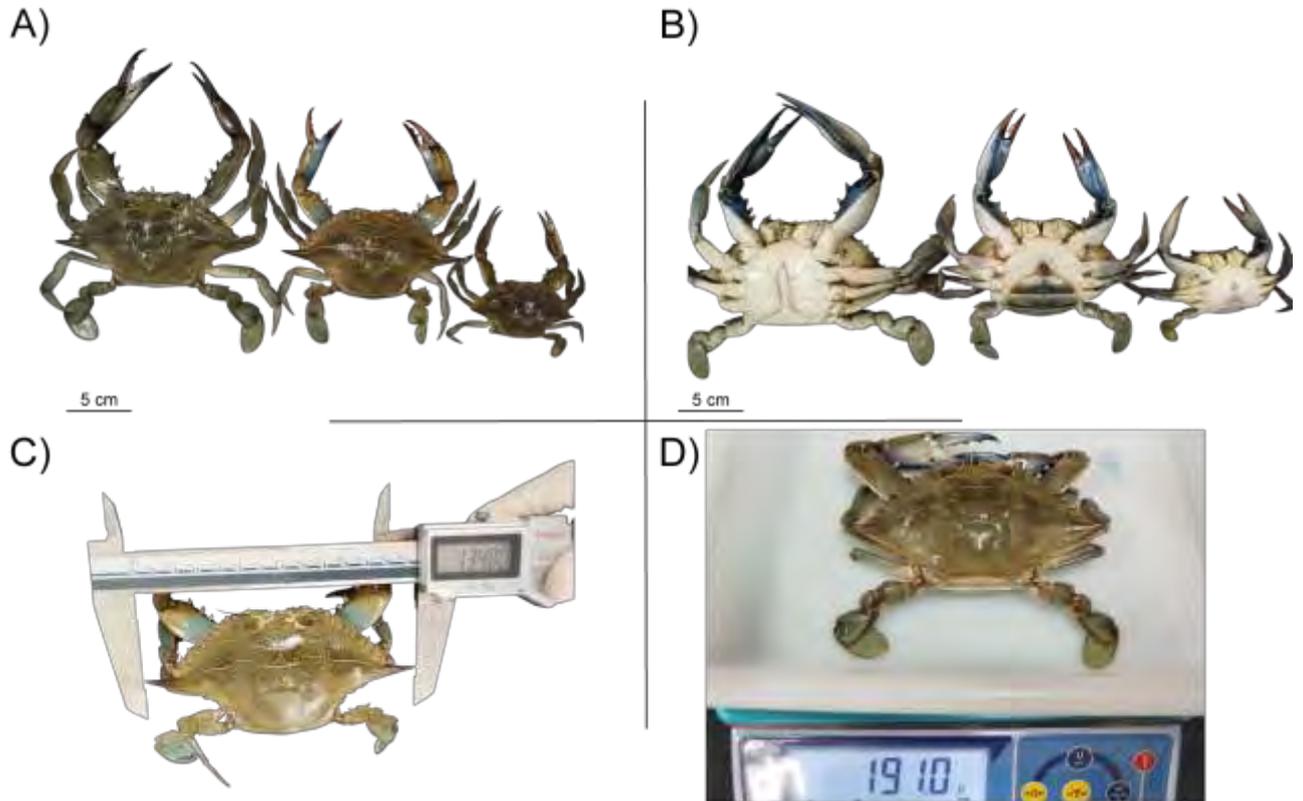


Figura 3.15. Procesado y toma de medidas de ejemplares de *Callinectes sapidus* en laboratorio. **A)** y **B)**: de izquierda a derecha; Macho maduro, hembra madura y hembra inmadura. **C)** Medida de longitud. **D)** Medida de peso.



3.2.6. Análisis estadístico

Los resultados relativos a la EEl *Callinectes sapidus* se representaron mediante diagramas de barras del conjunto de capturas (CPUEs estandarizadas en 24 horas) segregadas por sexo y sector (Sector Norte o San Pedro del Pinatar y Sector Sur o La Manga). Con el objetivo de analizar la significancia estadística de la relación de estas variables se realizó un análisis de desviación sobre un modelo lineal generalizado (glm) de error gaussiano, que interaccionó el sector, el sexo y la agrupación de fechas por temperatura (aguas cálidas vs aguas templadas). Posteriormente, se ejecutaron comparaciones por pares con ajuste de Bonferroni de los efectos marginales de los niveles de dichas variables, así como en sus interacciones doble (Sector*Sexo) y triple (Sector*Sexo*Tiempo). Esto permitió comprender de forma detallada qué interacciones son significativas, estudiando en profundidad la dinámica poblacional de la especie en el ambiente de estudio.

Por otro lado, se representaron las tallas respecto a las campañas de muestreo en cada sector, con el fin de visualizar los cambios en el tamaño de las capturas asociados a la fenología. La talla estuvo descrita por el ancho del caparazón (mm) y esta se agrupó por mes, sector y sexo de los ejemplares capturados.

Finalmente, se analizó la relación entre el peso (g) y el ancho del caparazón (mm) con el sexo y el estado de madurez (inmaduro o maduro) de los ejemplares. Para ello, se representó gráficamente esta relación longitud-peso por dichas categorías, y se realizó un PERMANOVA de distancias euclídeas de 999 permutaciones de la interacción sexo * madurez para las dos variables, con el fin de determinar si el estado de madurez se alcanza a distintos tamaños y/o pesos en función del sexo. Además, se exploró el efecto de la madurez dentro del set de datos de cada sexo para talla y peso, así como el del sexo dentro del set de datos de cada grado de madurez.



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 entre 6 y 12 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 34 jornadas de campo destinadas al muestreo de ictiofauna en áreas someras.

Invierno 2024

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. Extremo sur de la playa del Arenal de Lo Poyo, una de las localidades de muestreo prospectadas en invierno de 2024.



Primavera 2024

Programa de seguimiento a escala de red de monitoreo:

Localidades prospectadas (marzo-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 del Mar de Cristal, una de las localidades de muestreo integradas en la red de monitoreo del Proyecto y prospectada en primavera de 2024.



Verano 2024

Programa de seguimiento a escala de red de monitoreo:

Localidades prospectadas (junio-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. Parte del personal investigador encargado del desarrollo de los muestreos manteniendo la red con las capturas en su interior. Playa del club náutico de Los Alcázares, una de las localidades de muestreo integradas en la red de monitoreo del Proyecto y prospectada en verano de 2024.



Otoño 2024

Programa de seguimiento a escala de red de monitoreo:

Localidades prospectadas (septiembre-octubre): 18 Localidades pertenecientes al programa de seguimiento predefinido (Tabla 4.1; Fig. 4.4)

Unidades de muestreo de comunidad de peces: 54 arrastres cuantitativos + 13 arrastres cualitativos.

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



Figura 4.4. Personal investigador desarrollando un arrastre cualitativo en un ambiente heterogéneo de la localidad de muestreo Área Sunset.



Tabla 4.1. Muestreos de ictiofauna realizados en el marco del Proyecto. En **negro** se indican las localidades muestreadas en cada una de las estaciones el año.

Sector	Localidad	Coord. XX	Coord. YY	Invierno	Primavera	Verano	Otoño
AS00	Las Encañizadas	37°46'44.8"N	0°45'23.1"W	18/01/2024	06/03/2024	28/06/2024	23/09/2024
AS01	Escuela de Pieter	37°46'05.0"N	0°44'54.6"W	18/01/2024		28/06/2024	
AS01	Navemar	37°45'11.4"N	0°44'31.5"W		06/03/2024		30/09/2024
AS02	Paquebote	37°44'15.3"N	0°44'21.2"W	18/01/2024		28/06/2024	
AS02	Punta Seca	37°43'42.4"N	0°44'23.7"W		07/03/2024		25/09/2024
AS03	Área Sunset	37°42'20.7"N	0°44'34.2"W	30/01/2024		01/07/2024	
AS03	Rte. El Molino	37°41'57.2"N	0°44'28.4"W		07/03/2024		04/10/2024
AS04	Bahía de las Palmeras	37°39'40.3"N	0°43'42.5"W	30/01/2024		02/07/2024	
AS04	Gola de Marchamalo Sur	37°39'02.2"N	0°43'21.9"W		11/03/2024		03/10/2024
AS05	El Arsenal	37°38'18.9"N	0°45'05.5"W	30/01/2024	12/04/2024	04/07/2024	24/09/2024
AS06	Mar de Cristal Norte	37°38'40.4"N	0°45'52.8"W	31/01/2024		08/07/2024	
AS06	Mar de Cristal Sur	37°38'29.9"N	0°45'26.8"W		18/04/2024		02/10/2024
AS07	Los Nietos Sur	37°38'57.4"N	0°46'53.2"W		18/04/2024		27/09/2024
AS07	Los Nietos Norte	37°39'05.5"N	0°47'17.6"W	31/01/2024		08/07/2024	
AS08	Lo Poyo Sur	37°39'24.8"N	0°48'01.3"W	31/01/2024		08/07/2024	
AS08	Estrella de Mar	37°40'13.7"N	0°49'10.7"W		14/03/2024		26/09/2024
AS09	Los Urrutias Sur	37°40'46.5"N	0°49'39.4"W	23/01/2024		04/07/2024	
AS09	Los Urrutias Norte	37°41'27.1"N	0°50'08.8"W		11/04/2024		27/09/2024
AS10	Carmolí 1º Párking	37°42'44.8"N	0°51'23.0"W	23/01/2024		02/07/2024	
AS10	Carmolí 2º Párking	37°42'19.4"N	0°50'57.1"W		16/04/2024		02/10/2024
AS11	Camping Carthago	37°43'07.3"N	0°51'36.1"W	23/01/2024		09/07/2024	
AS11	Venta Simón	37°43'16.7"N	0°51'35.6"W		16/04/2024		03/10/2024
AS12	Los Alcázares Sur	37°44'21.1"N	0°50'54.4"W	24/01/2024		09/07/2024	
AS12	Los Alcáceres Norte	37°44'31.4"N	0°50'56.3"W		12/03/2024		30/09/2024
AS13	La Hita Sur	37°45'42"N	0°49'16.1"O	24/01/2024	23/04/2024	09/07/2024	23/09/2024
AS14	Camping Hita N	37°46'07.0"N	0°48'52.3"O	22/01/2024	23/04/2024	01/07/2024	24/09/2024
AS15	Villananitos Sur	37°49'07.9"N	0°47'02.8"W		19/04/2024		25/09/2024
AS15	Villananitos Norte	37°49'11.8"N	0°46'38.8"W	22/01/2024		01/07/2024	
AS16	Molino Calcetera	37°47'45.9"N	0°45'41.2"W	22/01/2024	19/04/2024	04/07/2024	04/10/2024
AS17	Punta Lengua de Vaca	37°38'48.7"N	0°46'16.2"W	24/01/2024	13/03/2024	02/07/2024	14/10/2024



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

Durante los muestreos de ictiofauna en áreas someras del Mar Menor enmarcados en el presente proyecto, se detectó un total de 38 especies distintas pertenecientes a 18 familias diferentes (Tabla 4.2). La familia Gobiidae fue la más diversa, con un total de 7 especies registradas a lo largo del año de seguimiento, seguida de los espáridos, de los cuales se detectaron 6 taxones distintos. De acorde a la fenología de las diferentes especies que componen dicha comunidad de peces, se observaron cambios estacionales en la dominancia de taxones. Las capturas de la estación invernal se encontraron principalmente representadas por el asentamiento de mugílidos, siendo *Chelon auratus* y *Chelon saliens* las especies detectadas más numerosas, seguidas de las poblaciones residentes de chirrete (*Atherina boyeri*). Durante la primavera, las capturas de *A. boyeri* se dispararon, alcanzando valores de 158 individuos por arrastre (160m²). De acuerdo con su fenología, las densidades de *C. auratus* disminuyeron, incrementando por el contrario las de especies residentes como *Pomatoschistus marmoratus* o *Syngnathus abaster*. Un nuevo pulso de asentamiento juvenil de *C. saliens* en las áreas someras de la laguna, hicieron de esta especie la más abundante durante el periodo estival, manteniéndose a su vez las densidades de *P. marmoratus* y *S. abaster*, e incrementando la representación de *Salaria pavo* y *Gobius paganellus*, con cifras próximas los 11 y 7 ejemplares por arrastre, respectivamente. Por último, la comunidad de peces de otoño quedó nuevamente dominada por *C. saliens* y *A. boyeri*, destacando también el incremento de *S. abaster*, cuya densidad promedio en las localidades muestreadas se estableció en 19 individuos por réplica de muestreo.

En general, los patrones de dominancia y los valores de densidad de las diferentes especies parecen reflejar un proceso de recuperación de la estructura típica de la comunidad de peces de las áreas someras del Mar Menor, resaltando a su vez la escasa representación de especies bentónicas características de zonas más profundas de la laguna, como *Gobius niger* o *Symphodus cinereus*. No obstante, el seguimiento continuado permitirá corroborar si esta tendencia se mantiene en el tiempo o los resultados obtenidos se deben a respuestas poblacionales puntuales asociadas a factores estocásticos.



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). Q= especie únicamente detectada en muestreos cualitativos. “*”: especie detectada por primera vez en el seguimiento de áreas someras.

Listado de taxones detectados – INVENTARIO									
Familia	Nombre científico	Invierno 2024		Primavera 2024		Verano 2024		Otoño 2024	
		CPUEs	FA	CPUEs	CPUEs	CPUEs	FA	CPUEs	FA
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i> (L., 1758)	0,00	0,00	0,09	0,07	Q	Q	0,00	0,00
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i> Risso, 1810	26,35	0,70	158,00	0,85	13,04	0,79	31,69	0,94
Belonidae	<i>Tylosurus acus</i> (Lacepède, 1803)	0,00	0,00	0,31	0,17	0,06	0,03	0,00	0,00
Blennidae	<i>Aidablennius sphyinx</i> (Valenciennes, 1836)*	Q	Q	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,00
	<i>Microlophophrys dalmatinus</i> (Steindachner & Kolombatovic, 1883)	0,02	0,02	0,13	0,09	0,39	0,07	0,04	0,03
	<i>Parablennius sanguinolentus</i> (Pallas, 1814)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,07	0,06	0,02
	<i>Salaria pavo</i> (Risso, 1810)	0,20	0,13	2,76	0,52	11,13	0,87	10,28	0,88
Carangidae	<i>Trachinotus ovatus</i> (Linnaeus, 1758)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,03
Cyprinodontidae	<i>Apricaphanius iberus</i> (Valenciennes, 1846)	1,5	0,22	0,44	0,09	0,87	0,15	0,17	0,05
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i> (Linnaeus, 1758)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02
Epinephelidae	<i>Mycteroperca rubra</i> (Bloch, 1793)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02
Gobiidae	<i>Gobius bucchichi</i> Steindachner, 1870	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,03	0,00	0,02
	<i>Gobius cobitis</i> Pallas, 1814	0,00	0,00	Q	Q	0,11	0,06	0,09	0,15
	<i>Gobius geniporus</i> Valenciennes, 1837	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,03	0,02	0,05
	<i>Gobius niger</i> L. 1758	0,04	0,04	0,17	0,13	0,41	0,12	0,30	0,15
	<i>Gobius paganellus</i> L. 1758	0,00	0,00	8,28	0,52	6,80	0,66	3,78	0,56
	<i>Millerigobius macrocephalus</i> (Kolombatović, 1891)*	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,00
	<i>Pomatoschistus marmoratus</i> (Risso, 1810)	2,93	0,48	31,85	0,93	16,02	0,43	11,33	0,65
Labridae	<i>Symphodus cinereus</i> (Bonnaterra, 1788)	0,43	0,22	0,33	0,15	0,15	0,10	0,20	0,11
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i> (L., 1758)	0,00	0,00	2,37	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00
Mullidae	<i>Mullus barbatus</i> Linnaeus, 1758	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	Q	Q
Mugilidae	<i>Chelon auratus</i> (Risso, 1810)	73,74	0,85	37,72	0,93	0,83	0,22	0,30	0,08
	<i>Chelon labrosus</i> (Risso, 1827)	Q	Q	0,00	0,00	0,06	0,03	0,07	0,02
	<i>Chelon saliens</i> (Risso, 1810)	52,98	0,59	8,93	0,74	45,33	0,81	84,76	0,77



Listado de taxones detectados – INVENTARIO

Familia	Nombre científico	Invierno 2024		Primavera 2024		Verano 2024		Otoño 2024	
		CPUEs	FA	CPUEs	CPUEs	CPUEs	FA	CPUEs	FA
	<i>Mugil cephalus</i> L., 1758	12,80	0,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,09
Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,00
Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i> Linnaeus, 1758*	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Q	Q
Soleidae	<i>Solea senegalensis</i> Kaup, 1858	0,02	0,02	0,09	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
Sparidae	<i>Diplodus annularis</i> (Linnaeus, 1758)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02
	<i>Diplodus puntazzo</i> (Walbaum, 1792)	0,17	0,06	0,06	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Diplodus sargus</i> (L., 1758)	0,00	0,00	6,00	0,22	0,02	0,01	0,00	0,00
	<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	0,00	0,00	0,80	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Lithognathus mormyrus</i> (Linnaeus, 1758)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,41	0,05
	<i>Sparus aurata</i> L., 1758	0,20	0,15	0,67	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00
Syngnathidae	<i>Hippocampus guttulatus</i> Cuvier, 1829	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,07	0,00	0,00
	<i>Nerophis ophidion</i> (Linnaeus, 1758)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,00
	<i>Syngnathus abaster</i> Risso, 1827	3,15	0,56	10,24	0,76	35,67	0,85	19,09	0,76
	<i>Syngnathus typhle</i> L., 1758	0,02	0,02	0,17	0,15	0,17	0,10	0,06	0,05



Abundancia y biomasa total de capturas

Los valores de abundancia detectados durante los muestreos de 2024 reflejan valores similares a los observados en el periodo previo a las mortandades (2018-2019) (Figura 4.5), recuperando así esta métrica el declive descrito tras el periodo sometido a dichos eventos. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que estos valores son aún inferiores a los detectados en el periodo considerado de referencia (2002-2004), en ausencia de situaciones eutróficas críticas.

A nivel estacional, se observa una recuperación generalizada en el volumen de capturas, siendo ésta más patente en primavera y verano. Por el contrario, esta respuesta resultó más discreta durante los muestreos de otoño, siendo en esta estación la abundancia de peces detectada aún bastante inferior a los valores registrados en el periodo de referencia y en años previos a las mortandades.

En la serie temporal analizada, los valores de abundancia muestran por lo general una respuesta similar en el conjunto de localidades que conforman la red de monitoreo, si bien la interacción entre el periodo y el factor confinamiento desvela pequeñas diferencias (Figura 4.6). En este sentido, cabe destacar como durante 2024 las zonas menos confinadas, ubicadas en el norte y cubeta este de la laguna, mostraron una recuperación de los valores de abundancia superior al resto del perímetro, reflejando valores similares a los observados durante el periodo de referencia (2002-2004).

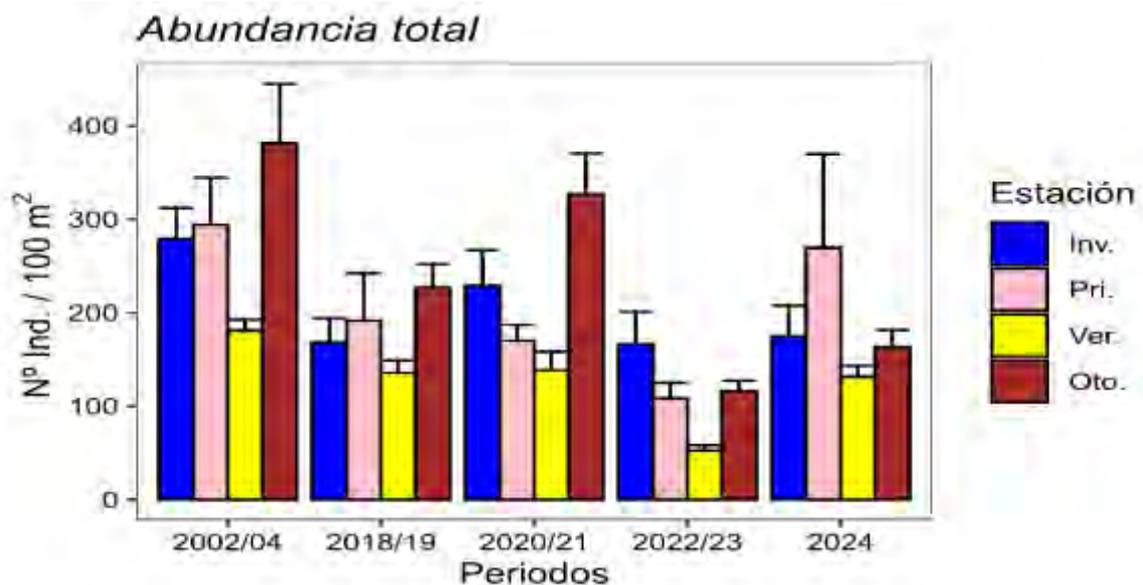


Figura 4.5. Evolución temporal de la abundancia total de peces en las áreas someras del Mar Menor durante los periodos de estudio. El color indica la estacionalidad.

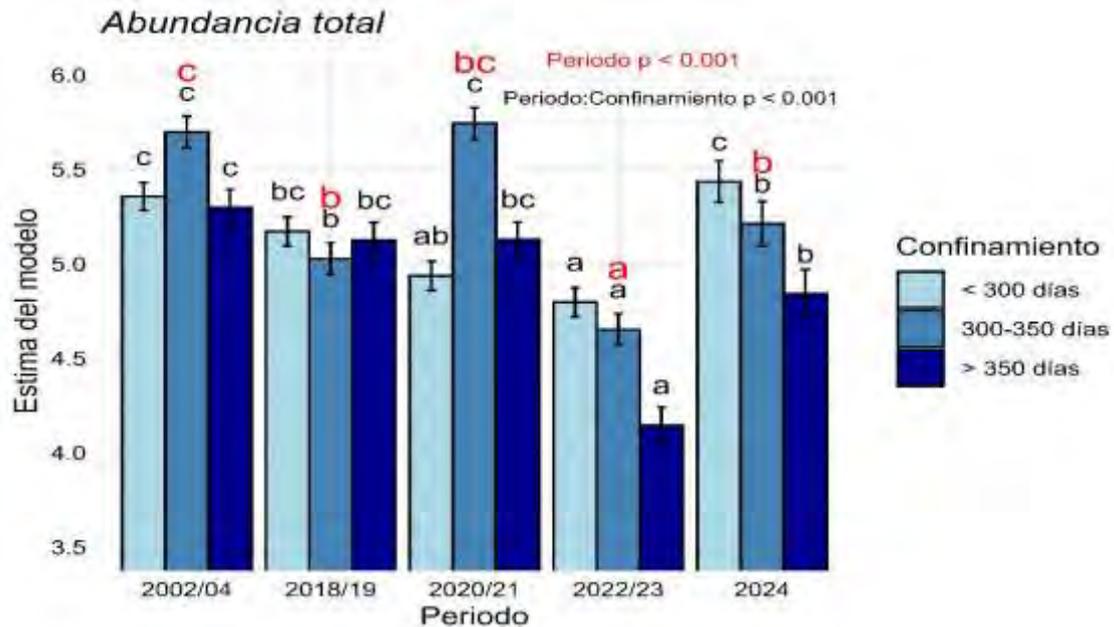


Figura 4.6. Medias marginales junto a error estándar del efecto de la interacción Periodo * Confinamiento sobre la Abundancia total de capturas en el modelo lineal generalizado (glm): Estación + Periodo (Año) * Confinamiento (Sector). Se expone el nivel de significancia del análisis de desviación del modelo para Periodo y Periodo * Confinamiento, así como los grupos formados por el test por pares posterior con ajuste de Bonferroni.

Los valores de biomasa mostraron un patrón similar al descrito por la abundancia de capturas (Figura 4.7), si bien el incremento de esta métrica en 2024 no fue suficiente para diferenciarse significativamente de los valores registrados en años posteriores a las mortandades. A nivel estacional, destaca la biomasa de capturas en invierno de 2024, siendo ésta la más baja de la serie temporal analizada, aunque no de forma significativa. De forma opuesta, los valores de biomasa detectados durante la campaña de primavera mejoraron respecto a los registrados en 2022 y 2023, situándose en cifras próximas a las obtenidas de forma previa a las mortandades de final de verano de 2021. Independientemente de los valores de abundancia, la diferencia en la respuesta de esta métrica entre ambas estaciones se encuentra en gran medida asociada a cambios estacionales en la composición de especies de la comunidad de peces. En este sentido, durante el invierno la comunidad se encuentra principalmente dominada por mugílidos y doradas (*Sparus aurata*), especies con elevada biomasa en relación con la longitud de sus estadios



juveniles. Sin embargo, el escaso número de doradas capturadas, junto con la alta representación de juveniles de *A. boyeri* de escasa biomasa, condicionan en invierno los bajos valores de esta métrica. Respecto a los valores de biomasa detectados durante las estaciones de verano y otoño de 2024, estos fueron muy similares a los registrados en los periodos previos contemplados en la serie temporal. Si bien este hecho podría pasar por alto, debe tenerse en cuenta que la disminución en las capturas de especies bentónicas de mayor tamaño, como *Symphodus cinereus* y *Gobius niger*, podrían haber afectado negativamente a esta métrica. Sin embargo, esta situación ha sido compensada por el incremento en la abundancia de otras especies más habituales en la composición de la comunidad de peces de las áreas someras del Mar Menor.

El nivel de confinamiento de las localidades de muestreo, junto a las características fisicoquímicas y de hábitats que, en parte, quedan determinadas por este factor, juega un importante papel en el asentamiento y distribución de las diferentes especies que componen la ictiofauna de las áreas someras. En este sentido, las zonas con tiempos de renovación de agua superiores a 300 días (es decir, más confinadas) mostraron en diversos periodos una mayor biomasa de peces respecto a las localidades con aguas más renovadas (Figura 4.8). Sin embargo, estas diferencias se atenuaron tras los episodios de mortandad, observando hasta la fecha valores de biomasa similares en el conjunto de las áreas someras del perímetro lagunar.

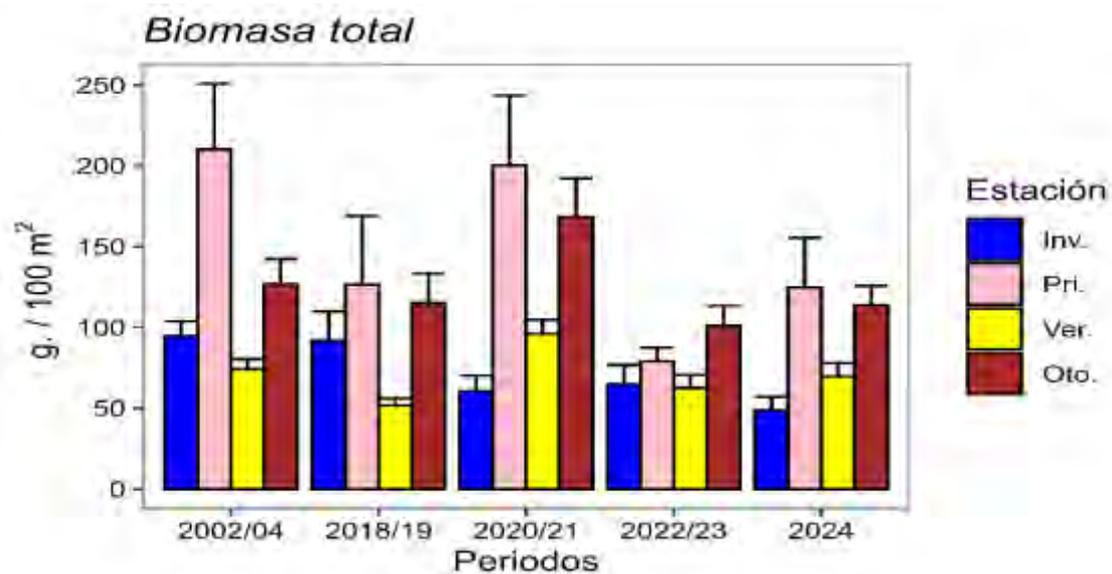


Figura 4.7. Evolución temporal de la biomasa total de peces en las áreas someras del Mar Menor durante los periodos de estudio. El color indica la estacionalidad.

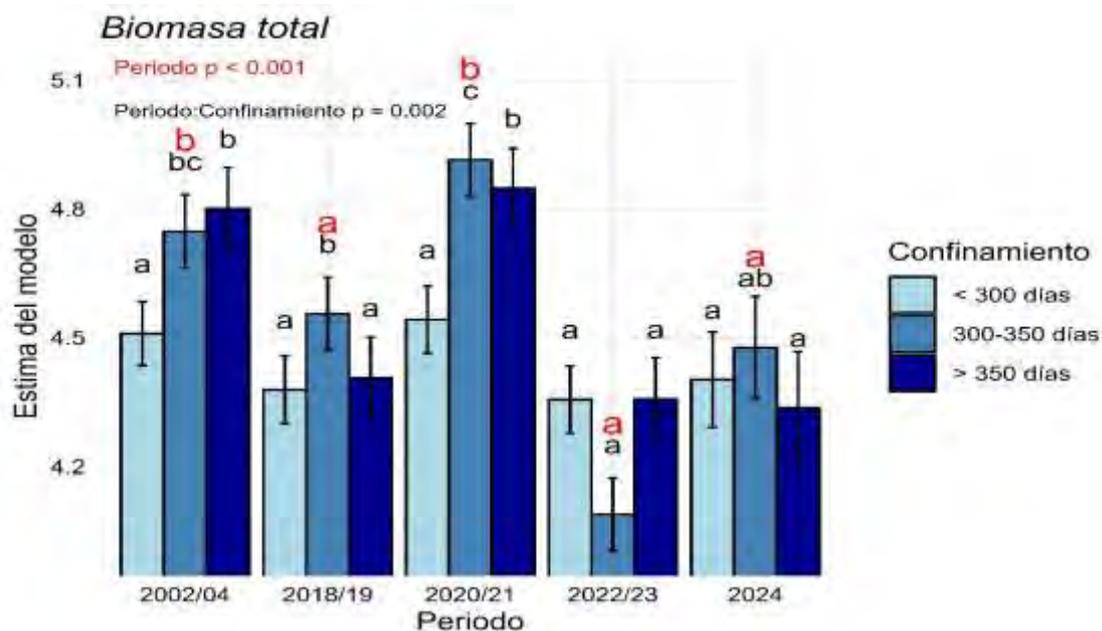


Figura 4.8. Medias marginales junto a error estándar del efecto de la interacción Periodo * Confinamiento sobre la Biomasa total de capturas en el modelo lineal generalizado (glm): Estación + Periodo (Año) * Confinamiento (Sector). Se expone el nivel de significancia del análisis de desviación del modelo para Periodo y Periodo * Confinamiento, así como los grupos formados por el test por pares posterior con ajuste de Bonferroni.

Riqueza e índice de Shannon-Wiener

El número de especies de peces detectadas en las áreas someras durante los muestreos desarrollados en 2024 fue similar al registrado en el resto de los periodos contemplados en la serie temporal (Figura 4.9). A nivel estacional, cabe destacar que durante verano y otoño se detectaron de forma puntual valores de riqueza inusualmente altos en algunas de las localidades muestreadas. Estos valores se obtuvieron en zonas de la cubeta este de la laguna próximas a las golas que conectan con el Mediterráneo, siendo en este caso frecuente la detección esporádica de especies típicamente mediterráneas. Por el contrario, en invierno se registraron los valores de riqueza más bajos en el promedio de las localidades muestreadas. En cualquier caso, y pese a que invierno y verano son habitualmente las estaciones con menor registro de especies, estos datos reflejaron una comunidad de especies migradoras muy simplificada. Respecto a los muestreos de primavera, los resultados obtenidos mostraron una riqueza promedio de especies similar a la del resto de periodos evaluados.



Pese a que no se encontraron claras diferencias en los valores de riqueza de especies entre los periodos evaluados, sí se observaron diferencias significativas entre el comportamiento descrito a lo largo de la serie temporal por localidades con distinto grado de confinamiento (Figura 4.10). En 2024, las localidades con confinamiento intermedio (300-350 días para renovar sus aguas), y que se corresponden con la cubeta oeste de la laguna, mostraron un patente decremento en el número de especies detectadas. Este hecho parece estar asociado a una escasa afluencia de juveniles de especies migradoras (principalmente mugílidos, espáridos y morónidos) que en periodos anteriores solían asentarse con una frecuencia de aparición más alta en dichas zonas con influencia continental.

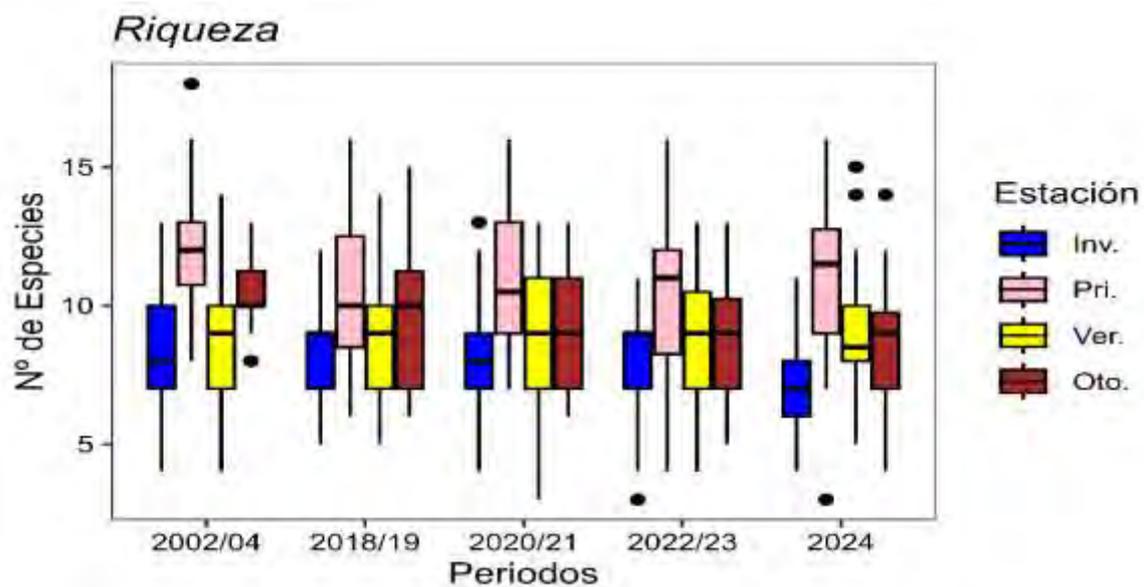


Figura 4.9. Evolución temporal de la riqueza de especies de peces en las áreas someras del Mar Menor durante los periodos de estudio. El color indica la estacionalidad.

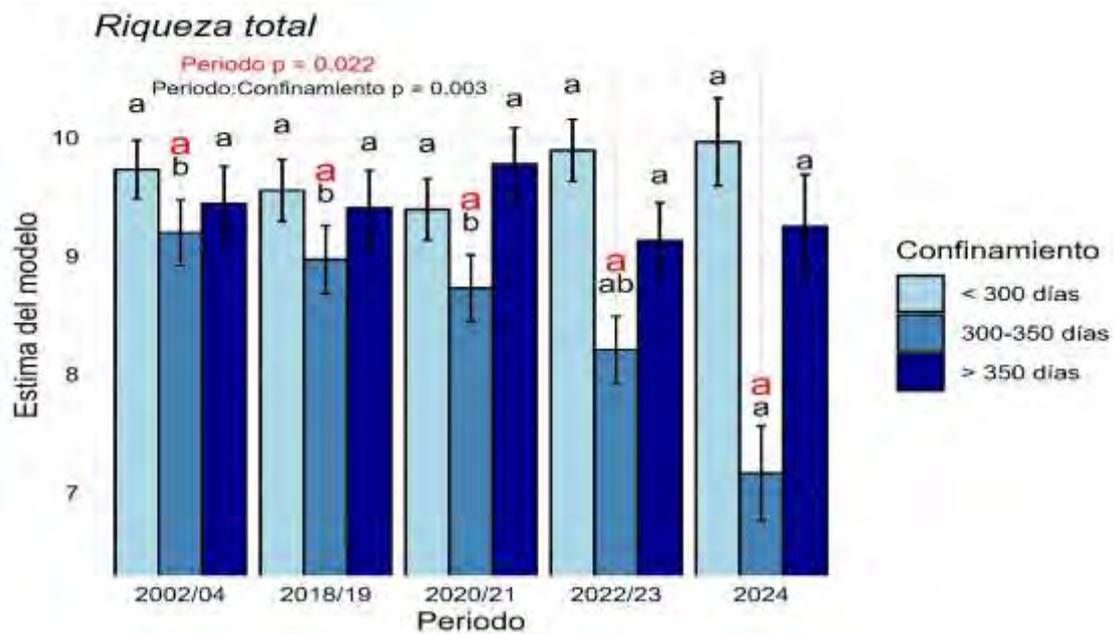


Figura 4.10. Medias marginales junto a error estándar del efecto de la interacción Periodo * Confinamiento sobre la Riqueza total de especies en el modelo lineal generalizado (glm): Estación + Periodo (Año) * Confinamiento (Sector). Se expone el nivel de significancia del análisis de desviación del modelo para Periodo y Periodo * Confinamiento, así como los grupos formados por el test por pares posterior con ajuste de Bonferroni.

La diversidad de la comunidad de peces de las áreas someras del Mar Menor, siendo ésta considerada como el valor obtenido tras la aplicación del índice de Shannon, mostró contrastados valores durante los muestreos realizados en 2024 (Figura 4.11). La comunidad de peces detectada en invierno obtuvo bajos valores de diversidad en relación con el resto de los periodos de estudio. Igualmente, cabe destacar la elevada variación espacial en los valores de diversidad durante la estación estival. La diversidad de la comunidad de peces en primavera y otoño se mantuvo en valores similares al conjunto de la serie temporal. La interacción significativa entre el periodo y el factor confinamiento refleja cambios en tendencia temporal de algunas localidades en base a la tasa de renovación de sus aguas. En este caso, la diversidad de las zonas más confinadas ha experimentado un ligero incremento desde el periodo 2020-2021 (Figura 4.12), hecho que se encuentra asociado principalmente a la disminución de los valores de abundancia de ciertas especies migrantes (por ej. *E. encrasicolus* o *Chelon* sp.), que tienden a dominar la comunidad, recudiendo su equitatividad. En cualquier caso, debe tenerse en cuenta que la equitatividad o dominancia de especies entre las capturas condiciona en gran medida los valores de esta métrica, por lo que estos datos deben ser



interpretados en todo momento considerando la abundancia relativa de las diferentes especies.

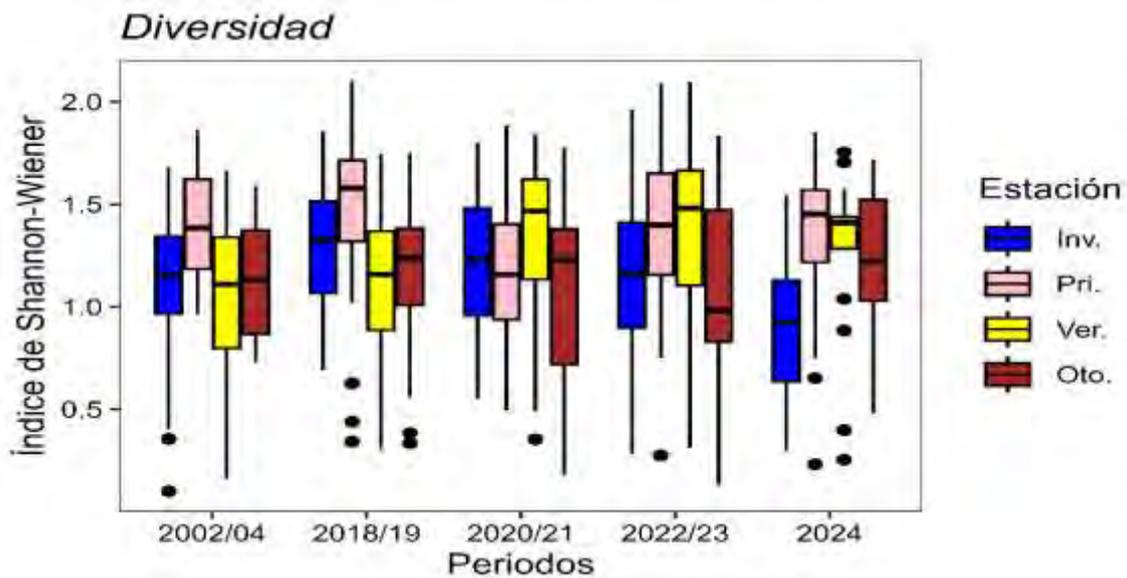


Figura 4.11. Evolución temporal de la diversidad (índice de Shannon-Wiener) de peces en las áreas someras del Mar Menor durante los periodos de estudio. El color indica la estacionalidad.

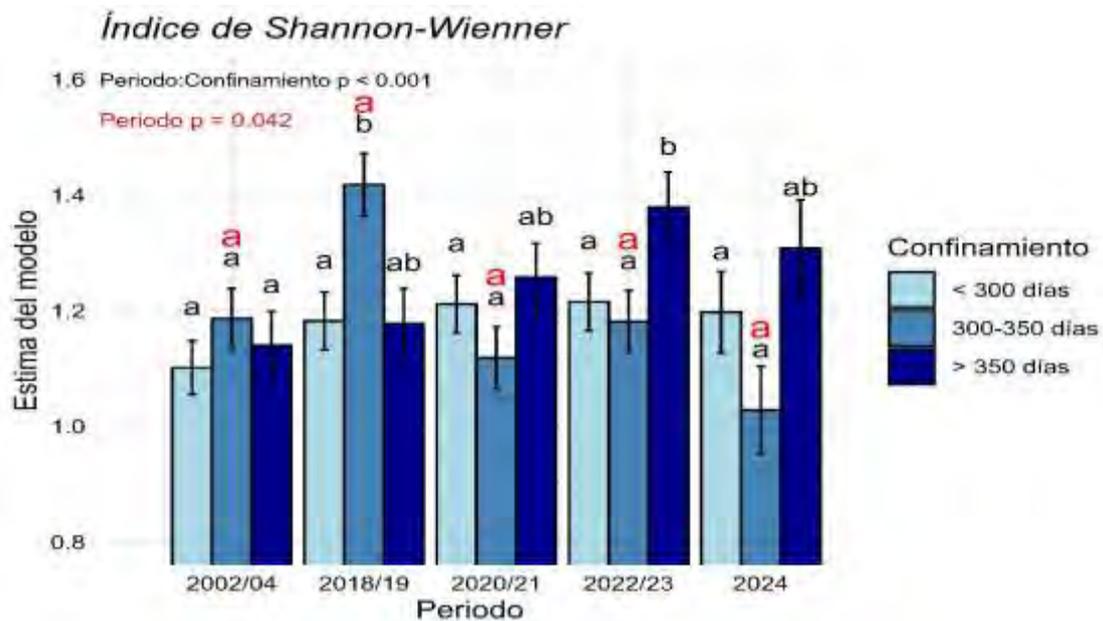


Figura 4.12. Medias marginales junto a error estándar del efecto de la interacción Periodo * Confinamiento sobre la Diversidad de capturas en el modelo lineal generalizado (glm): Estación + Periodo (Año) * Confinamiento (Sector). Se expone el nivel de significancia del análisis de desviación del modelo para Periodo y Periodo * Confinamiento, así como los grupos formados por el test por pares posterior con ajuste de Bonferroni.



Estuarine Multimetric Fish Index (EMFI) modificado

La evolución temporal de la calidad ecológica de las áreas someras del Mar Menor, estimada a través del indicador basado en la comunidad de peces *EMFI*, reflejó durante los muestreos de 2024 valores promedio similares a los registrados durante el periodo posterior a las mortandades (Figura 4.13), siendo en ambos casos estas cifras inferiores a las obtenidas en los periodos de muestreo previos a dichos fenómenos. En este caso, los valores promedio de calidad ecológica obtenidos en invierno de 2024 fueron los más bajos registrados en las áreas someras en el conjunto de la serie temporal, posiblemente asociado a la disminución en la frecuencia de aparición y demás métricas poblacionales de especies migradoras. Sin embargo, los valores obtenidos en el resto de las estaciones de 2024 reflejan una dinámica opuesta, manteniendo los valores promedio de calidad ecológica de las localidades en consonancia con periodos previos. La interacción entre el periodo y el confinamiento deja entrever una tendencia negativa en la calidad ecológica de las áreas someras de las zonas con niveles de confinamiento intermedios (300-350 días para la renovación de sus aguas) (Figura 4.14). Estas localidades, ubicadas en la cubeta oeste de la laguna, han disminuido paulatinamente su estado ecológico desde que se agravaron los problemas eutróficos del Mar Menor. Estos cambios podrían estar asociados a las modificaciones en la naturaleza de los fondos y de sus hábitats como consecuencia de la excesiva llegada de aportes continentales y del proceso degenerativo del ecosistema lagunar experimentado durante la última década.

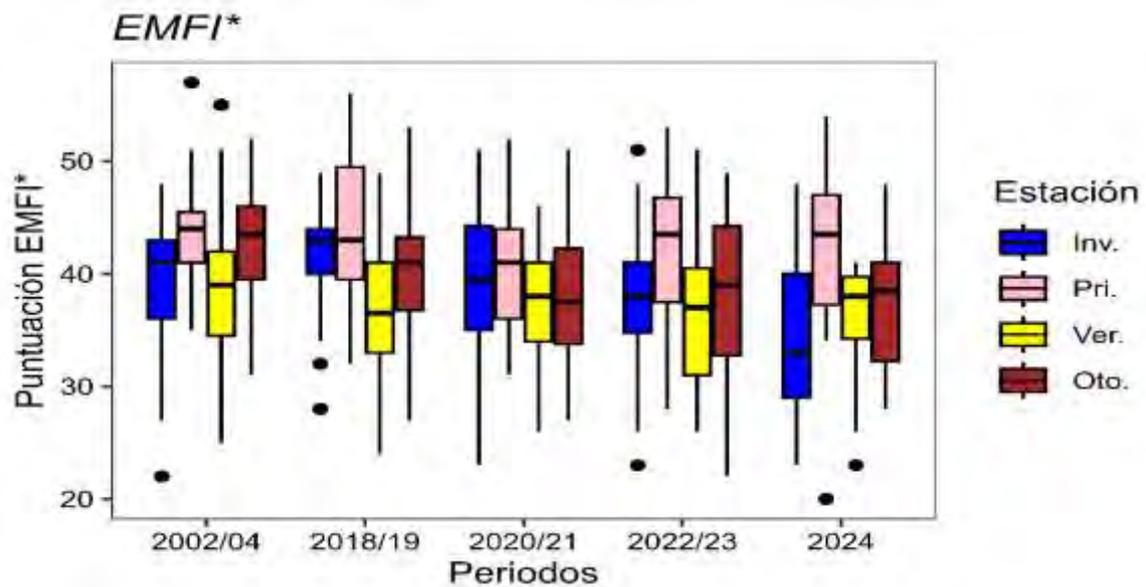


Figura 4.13. Evolución temporal del “Estuarine Multimetric Fish Index” adaptado (EMFI *) en las áreas someras del Mar Menor durante los periodos de estudio. El color indica la estacionalidad.

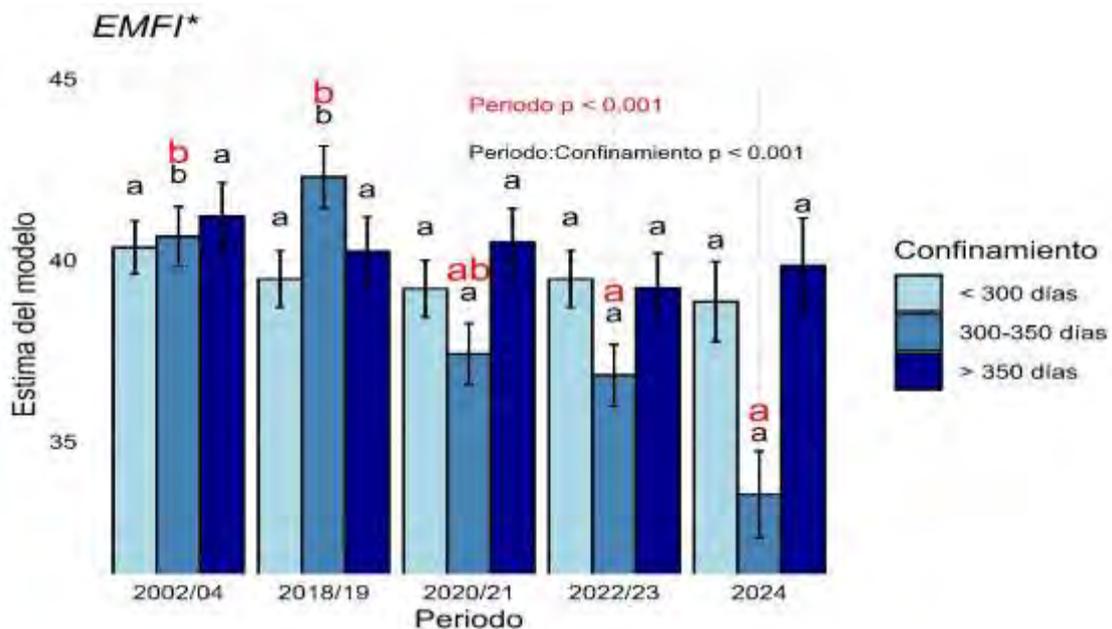


Figura 4.14. Medias marginales junto a error estándar del efecto de la interacción Periodo * Confinamiento sobre la puntuación EMFI en el modelo lineal generalizado (glm): Estación + Periodo (Año) * Confinamiento (Sector). Se expone el nivel de significancia del análisis de desviación del modelo para Periodo y Periodo * Confinamiento, así como los grupos formados por el test por pares posterior con ajuste de Bonferroni.



4.3. Estructura y composición de la comunidad

Los cambios en la estructura y composición de la comunidad de peces de las áreas someras del Mar Menor fueron estudiados en consideración de los valores de presencia, abundancia y biomasa de las diferentes especies detectadas en la serie temporal. El análisis multidimensional se realizó de forma individualizada para cada una de las estaciones y niveles de confinamiento considerados. La unidad de análisis considerada fue la localidad (480 m²). A su vez, con el objetivo de identificar aquellas especies más representativas de los periodos estudiados y con mayor relevancia en las variaciones dentro de la comunidad, se ha aplicado el análisis de especies indicadoras (ISA) sobre los valores de abundancia y biomasa. En este sentido, únicamente se mostró el valor de aquellas especies que el análisis consideró significativas.

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

El estudio de los cambios en la **estructura y composición de la comunidad desde el punto de vista del análisis de los datos de presencia de las diferentes especies** mostró diferencias significativas asociadas a los factores periodo y confinamiento. La comunidad de peces detectada en las áreas someras de la laguna del Mar Menor durante invierno de 2024 resultó muy similar a la observada durante el periodo posterior a las mortandades (2022-2023) (Figura 4.15). Cabe destacar que las localidades más confinadas (nivel de confinamiento 3) mostraron una comunidad más similar entre sí, siendo la presencia de *Gobius niger*, *Symphodus cinereus* y *Mugil cephalus* relevantes en dichas unidades de muestreo. Por su lado, en el resto de las estaciones también se observó un patrón similar, en el que las comunidades fueron muy similares a las del pasado año, aparentemente en la línea de un proceso de recuperación. Sin embargo, a diferencia de lo observado en invierno de 2024 y a largo de todo 2022 y 2023, la comunidad se vio modificada por la disminución acusada de la presencia de especies bentónicas típicas de zonas más profundas de la laguna y, qué, durante los episodios de mortandades masivas, se desplazaron a las áreas someras en busca de refugio

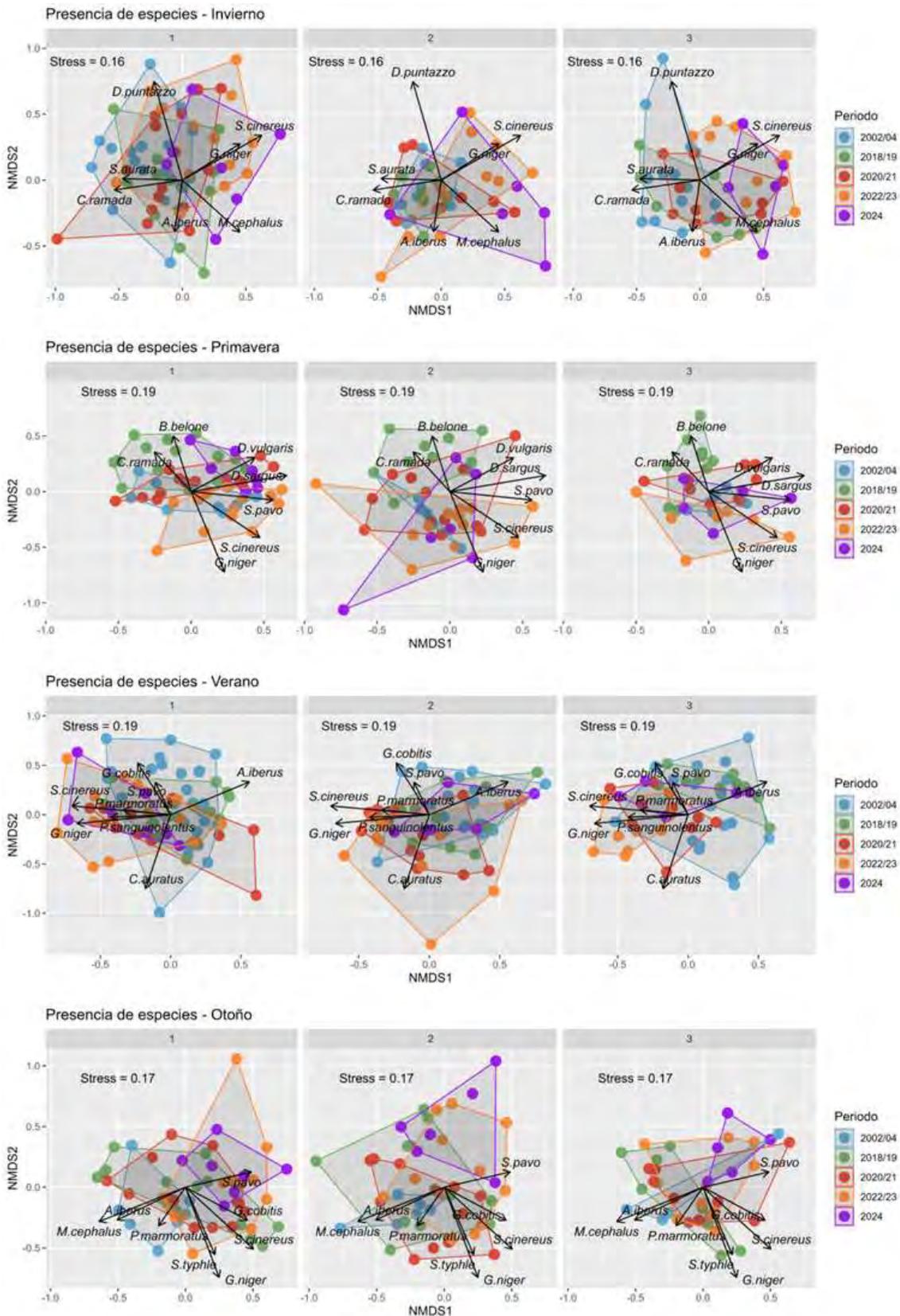




Figura 4.15. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de las distancias de Jaccard de las presencias a nivel de localidad (incluyendo cualitativos) para cada estación del año (invierno; primavera; verano y otoño). Los números de la cabecera representan el grado de confinamiento (1: tiempo de renovación 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 estudio de la **estructura y composición de la comunidad en base a los datos de abundancia** también reflejó diferencias significativas asociadas al periodo y al confinamiento, así como a la interacción entre ambos, para el total de estaciones (Figura 4.16). El análisis de especies indicadoras clasificó a *Gobius paganellus*, *Syngnathus abaster* y *Salaria pavo* como especies más representativas de los cambios en la comunidad de peces detectada en 2024 (Tabla 4.3), dentro del contexto de la serie temporal estudiada. Las comunidades de peces detectadas en 2024 en las diferentes localidades de estudio fueron más similares entre sí, ocupando un menor espacio multidimensional respecto al resto de periodos evaluados, especialmente durante las estaciones de verano y otoño. Si bien el confinamiento y su interacción con el periodo resultaron significativos, en 2024 no se apreciaron cambios asociados a este factor en la densidad poblacional de las diferentes especies.

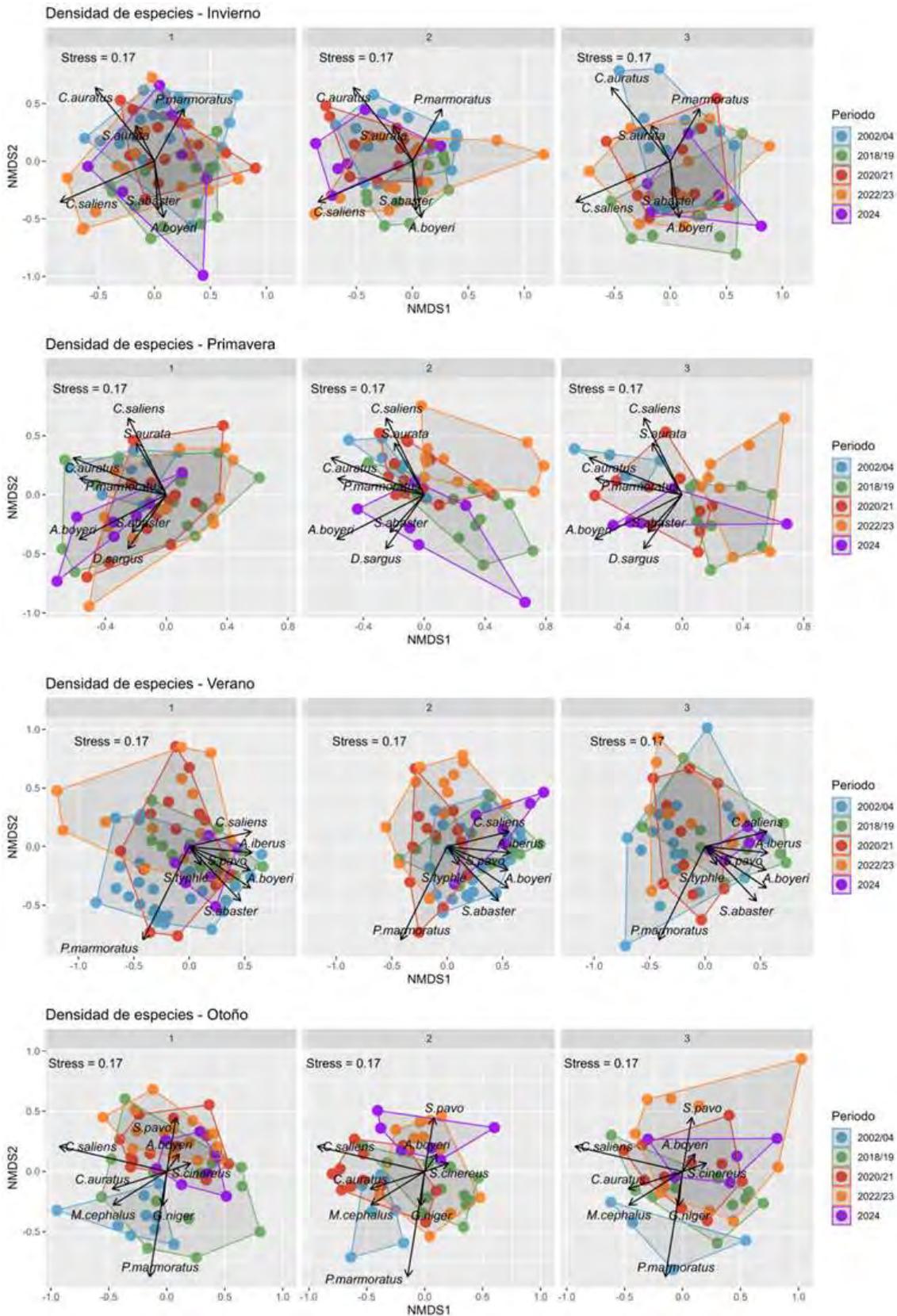




Figura 4.16. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de las distancias de Bray-Curtis de las abundancias transformadas a raíz cuadrada a nivel de localidad para cada estación del año (invierno; primavera; verano y otoño). Los números de la cabecera representan el grado de confinamiento (1: tiempo 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
<i>A. iberus</i>	0,18	0,13	0,03	0,03	0,01
<i>B. belone</i>	0,01	0,09	0,01	0,00	0,00
<i>C. auratus</i>	0,32	0,07	0,20	0,08	0,11
<i>C. pusillus</i>	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>D. punctatus</i>	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>D. puntazzo</i>	0,13	0,02	0,01	0,03	0,00
<i>E. encrasicolus</i>	0,00	0,04	0,13	0,00	0,00
<i>G. buccichichi</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03
<i>G. cobitis</i>	0,16	0,04	0,03	0,00	0,00
<i>G. geniporus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
<i>G. niger</i>	0,04	0,07	0,17	0,08	0,01
<i>G. paganellus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,66
<i>H. guttulatus</i>	0,02	0,09	0,00	0,00	0,01
<i>M. dalmatinus</i>	0,08	0,00	0,00	0,01	0,04
<i>P. marmoratus</i>	0,47	0,11	0,19	0,05	0,10
<i>P. saltatrix</i>	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
<i>P. sanguinolentus</i>	0,00	0,00	0,04	0,01	0,02
<i>S. abaster</i>	0,08	0,48	0,09	0,07	0,20



Especie	2002/04	2018/19	2020/21	2022/23	2024
<i>S. aurata</i>	0,26	0,02	0,09	0,05	0,00
<i>S. cinereus</i>	0,00	0,00	0,29	0,14	0,01
<i>S. pavo</i>	0,13	0,03	0,09	0,10	0,28
<i>S. solea</i>	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>S. typhle</i>	0,01	0,06	0,05	0,11	0,02
<i>T. acus</i>	0,00	0,02	0,00	0,00	0,05

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

Respecto al estudio de la **estructura y composición de la comunidad basado en los valores de biomasa**, también se obtuvieron diferencias significativas asociadas al periodo y al confinamiento, así como a la interacción entre ambos factores (Figura 4.17). El análisis de especies indicadoras realizado sobre los valores de biomasa de la comunidad de peces detectada en 2024 señaló como especies más relevantes a *Gobius paganellus*, *Salaria pavo* y *Syngnathus abaster* (Tabla 4.4). Estos taxones fueron los mismos que destacaron en términos de abundancia, mostrando a su vez valores similares. En general, la distribución de biomasa en la comunidad de especies de 2024 se asemeja a la estructura descrita en el periodo posterior a las mortandades (2022-2023), si bien, la escasa biomasa de *Symphodus cinereus* y *Gobius niger* crea cierta segregación espacial entre los polígonos de ambos periodos. Además, el conjunto de localidades de estudio mostró una comunidad más definida durante 2024, sobre todo durante las estaciones de verano y otoño. En estas estaciones, la biomasa de las capturas de *S. pavo* tuvo un efecto importante en las comunidades. Otra especie relevante, pero en este caso solo durante otoño de 2024, fue *Atherina boyeri*, con alta biomasa en todas las localidades de estudio, y siendo especialmente importante en las áreas someras de las zonas menos confinadas (nivel de confinamiento 1).

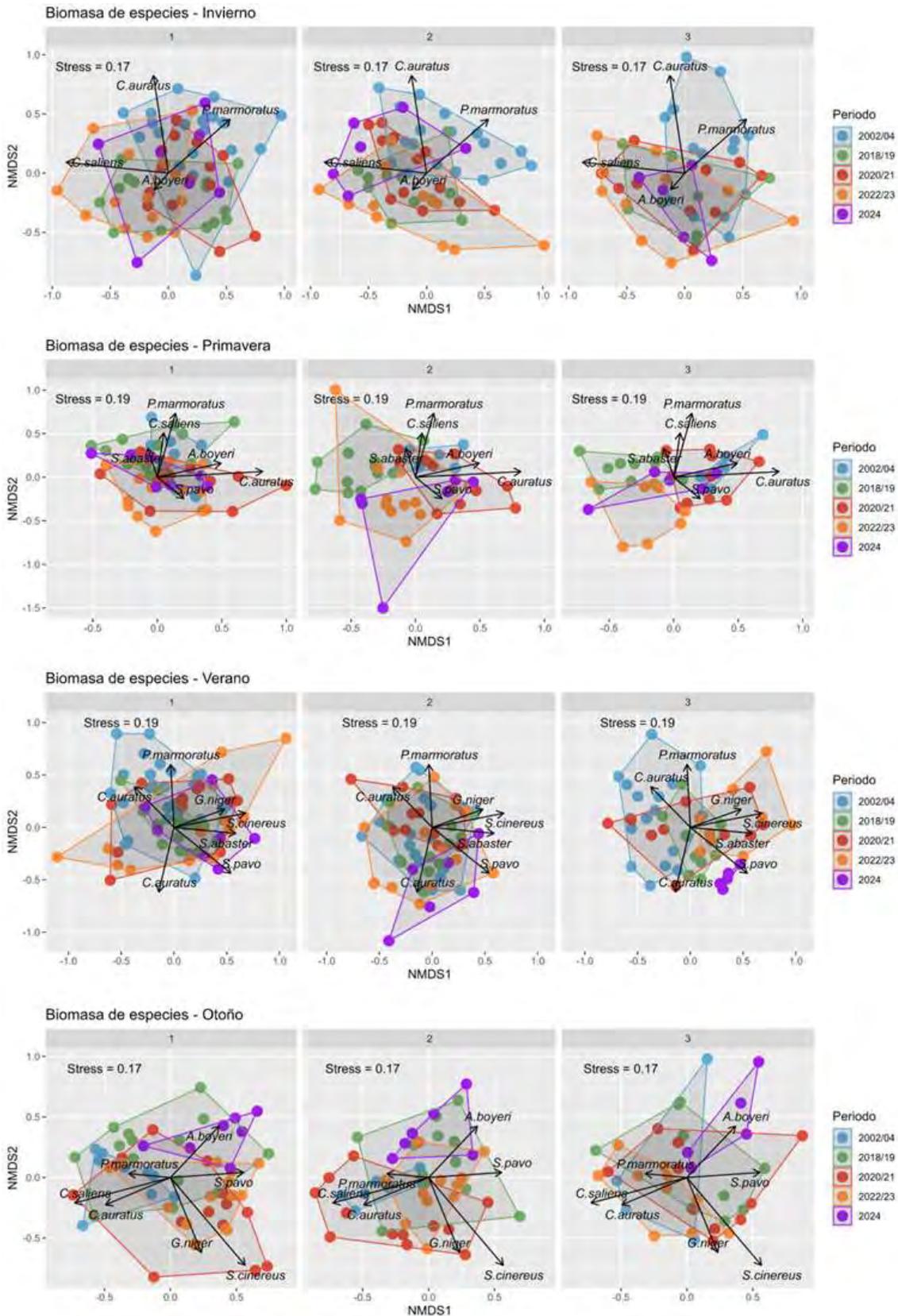




Figura 4.17. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de las distancias de Bray-Curtis de las biomazas transformadas a raíz cuarta a nivel de localidad para cada estación del año (invierno; primavera; verano y otoño). Los números de la cabecera representan el grado de confinamiento (1: tiempo 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 biomazas 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
<i>A. iberus</i>	0,18	0,14	0,02	0,02	0,02
<i>B. belone</i>	0,01	0,09	0,01	0,00	0,00
<i>C. pusillus</i>	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>C. ramada</i>	0,10	0,23	0,04	0,00	0,00
<i>D. labrax</i>	0,00	0,00	0,19	0,01	0,01
<i>D. punctatus</i>	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>D. puntazzo</i>	0,09	0,03	0,02	0,03	0,00
<i>D. vulgaris</i>	0,00	0,00	0,01	0,00	0,05
<i>E. encrasicolus</i>	0,00	0,06	0,09	0,01	0,00
<i>G. buccichi</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03
<i>G. geniporus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
<i>G. niger</i>	0,06	0,04	0,11	0,16	0,03
<i>G. paganellus</i>	0,00	0,00	0,00	0,01	0,63
<i>H. guttulatus</i>	0,01	0,11	0,00	0,00	0,01
<i>M. dalmatinus</i>	0,09	0,00	0,00	0,01	0,04
<i>P. marmoratus</i>	0,56	0,13	0,12	0,04	0,07
<i>P. sanguinolentus</i>	0,00	0,00	0,05	0,00	0,02
<i>S. abaster</i>	0,08	0,43	0,09	0,09	0,22



Especie	2002/04	2018/19	2020/21	2022/23	2024
<i>S. cinereus</i>	0,00	0,00	0,19	0,27	0,02
<i>S. pavo</i>	0,07	0,04	0,09	0,14	0,31
<i>S. typhle</i>	0,01	0,07	0,06	0,10	0,01
<i>S. auratus</i>	0,12	0,02	0,11	0,18	0,00
<i>T. acus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10



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

En el presente apartado se aporta **información biológica y poblacional de las especies dominantes y más representativas de las comunidades de peces de las áreas someras del Mar Menor, así como aquellas otras que se han mostrado como descriptoras de cambios en la estructura y composición de la comunidad** en alguno de los periodos de estudio. Para cada una de las especies analizadas, y con el objetivo de estudiar la fenología y uso de las áreas someras por parte de las especies, se realizaron **diagramas de estructuras de tallas** a nivel de estación y año de muestreo. Por otro lado, para estudiar los patrones de presencia de las especies se estudió la **evolución temporal de su frecuencia de aparición a nivel de arrastre**. A su vez, para analizar la tendencia poblacional y los cambios espaciotemporales de las diferentes especies, se representó mediante modelos aditivos generalizados (GAMs) la evolución temporal trimestral de la abundancia desde 2018 a 2024.



Atherina boyeri (Chirrete)

Esta especie, conocida comúnmente como “chirrete”, es una especie eurihalina perteneciente a la Familia Atherinidae. Se caracteriza por su ciclo de vida relativamente breve, inferior a cuatro años, y habitar en la columna de agua. Su dieta se compone principalmente de pequeños invertebrados bentónicos, clasificándola como una especie zoobentívora, aunque con una enorme plasticidad trófica y características hiperbentívoras. 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 de *Atherina boyeri* son residentes permanentes de la laguna del Mar Menor, se han documentado movimientos migratorios desde el Mar Mediterráneo, especialmente durante la temporada de reproducción, que teóricamente se extiende de marzo a julio (Maugé, 1990; Andreu-Soler et al., 2006). Esta especie exhibe una notable plasticidad fenotípica, lo que le permite ajustar su morfología y fisiología en respuesta a las variaciones ambientales, facilitando su adaptación a una amplia gama de hábitats.

No obstante, las poblaciones de *Atherina boyeri* se ven afectadas negativamente por la disminución de la calidad del agua y la disponibilidad de oxígeno, factores que limitan su supervivencia (Maugé, 1990; Maci & Basset, 2010). En el Mar Menor, las principales concentraciones de esta especie se encuentran en las cubetas norte y este, cerca de las golas, donde se benefician del intercambio y la oxigenación del agua debido a la conectividad con el Mar Mediterráneo.

Las fluctuaciones interanuales y estacionales observadas en las estructuras de tallas de *A. boyeri* durante el periodo estudiado (Figura 4.18), denotan su plasticidad fenológica, generalmente asociada a cambios en las condiciones ambientales. A diferencia de lo ocurrido en años previos, en 2024 la presencia de esta especie en las áreas someras del Mar Menor estuvo principalmente dominada por tallas inferiores a 30mm. Este hecho podría estar asociado con un menor atractivo de las áreas someras para bancos de mayor talla, dada una menor afluencia de aportes continentales (recurso trófico), y/o con el incremento de la salinidad de la laguna en el último año. En cualquier caso, las variaciones interanuales en la estructura de tallas de una especie tan plástica como *A. boyeri*, dificultan enormemente la descripción de patrones generales y persistentes en el tiempo.

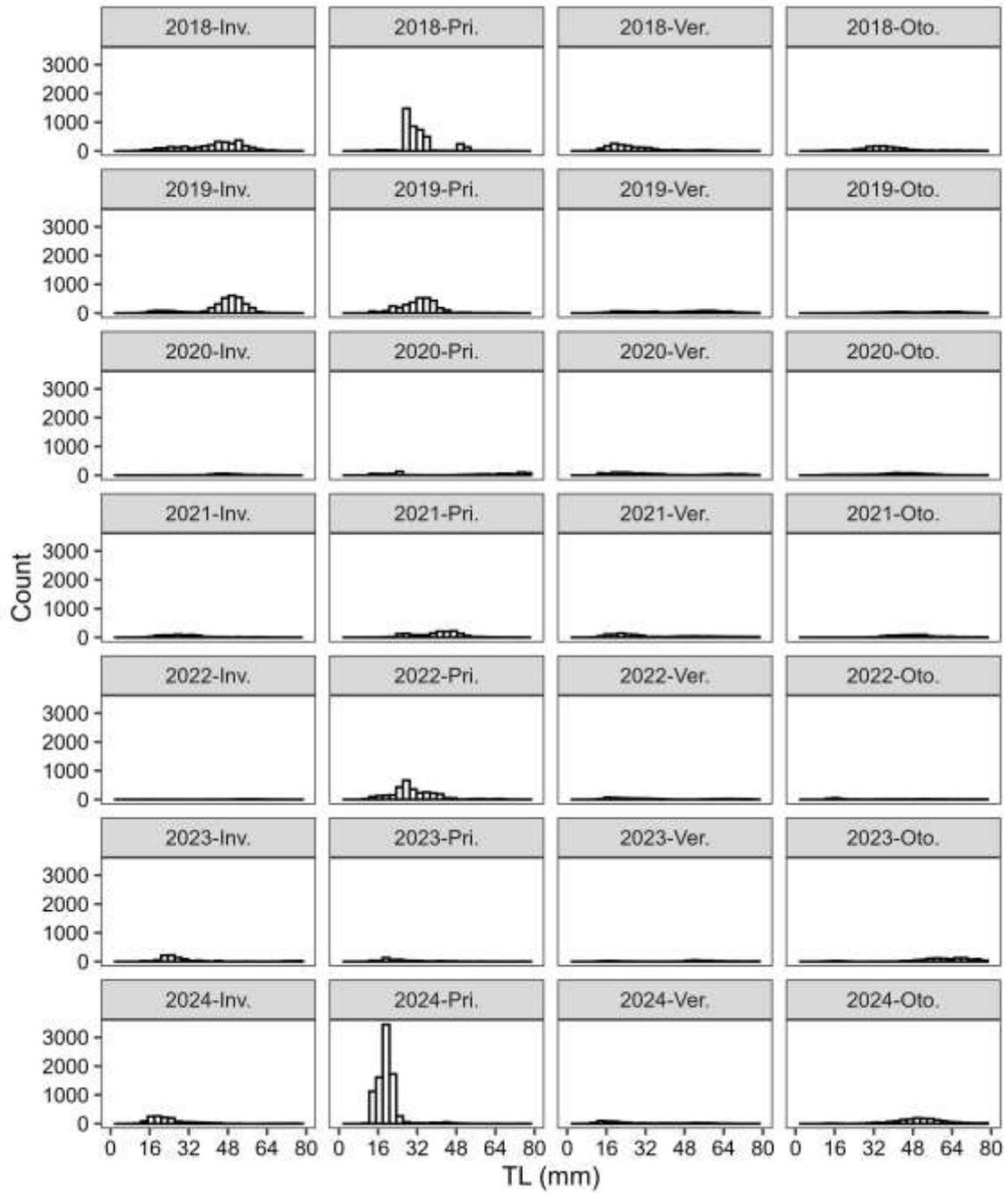


Figura 4.18. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Atherina boyeri* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2024.

Durante los muestreos desarrollados en el marco del presente proyecto, se observó una alta frecuencia de aparición de *A. boyeri* en las áreas someras del Mar Menor, recuperando los valores previos a los reflejados antes de las mortandades (Figura 4.19). En este sentido, durante 2024 la especie estuvo presente aproximadamente en el 75% de los arrastres realizados en las localidades de estudio, siendo esta cifra similar en todas las estaciones del año.

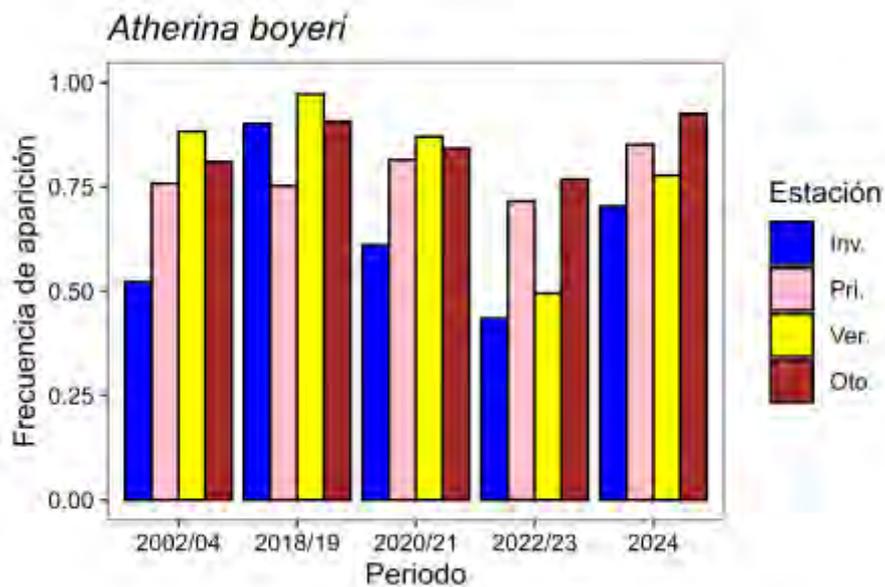


Figura 4.19. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Atherina boyeri* en las áreas someras del Mar Menor.

La tendencia poblacional de la especie desde 2018 hasta la actualidad queda representada por diferentes fases (Figura 4.20). La especie se sitúa en el inicio de la serie temporal en sus valores máximos, describiendo desde entonces un acusado declive en el periodo eutrófico previo a las mortandades. Los fenómenos de hipoxia que tuvieron lugar entre finales de 2019 y 2021 afectaron también negativamente a sus poblaciones, manteniendo una dinámica negativa. Sin embargo, desde 2023 la especie ha experimentado un crecimiento poblacional en las áreas someras de la laguna, situándose en la actualidad con valores similares a los mostrados en el inicio de la serie temporal. Por otro lado, la interacción entre el factor confinamiento y el periodo denota cambios temporales en la distribución de la abundancia de la especie a lo largo del perímetro de la laguna. En este sentido, de forma posterior a las mortandades *A. boyeri* se encuentra de forma destacada en las aguas más renovadas de la laguna (nivel de confinamiento 1) (Figura 4.21).



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

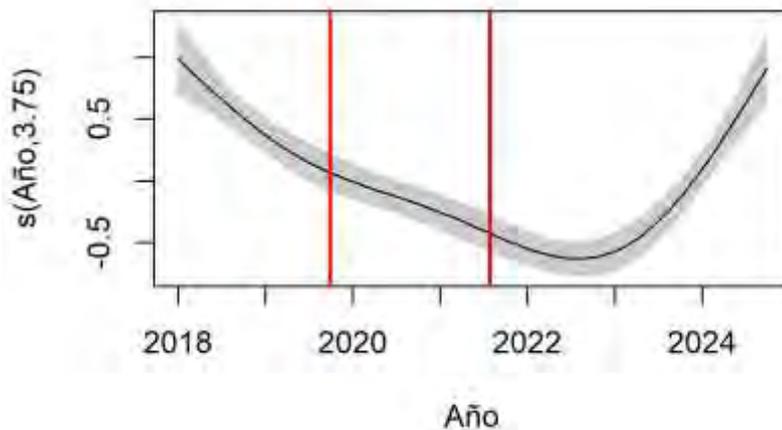


Figura 4.20. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2024 sobre la abundancia de *Atherina boyeri*. El eje “y” muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.



Atherina boyeri

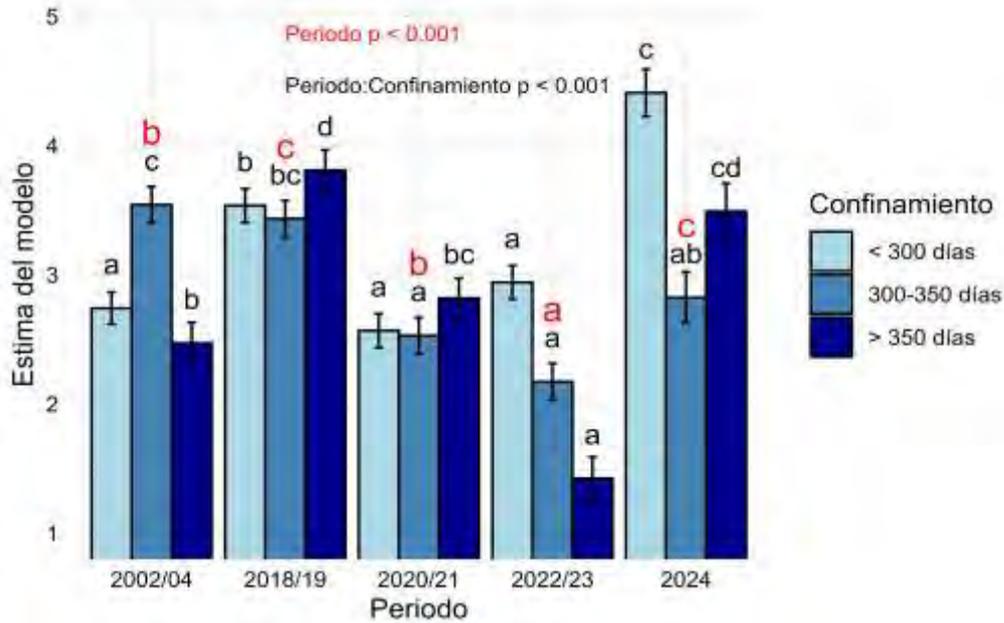


Figura 4.21. Medias marginales junto a error estándar del efecto de la interacción Periodo * Confinamiento sobre la abundancia de *Atherina boyeri* en el modelo lineal generalizado (glm): Estación + Periodo (Año) * Confinamiento (Sector). Se expone el nivel de significancia del análisis de desviación del modelo para Periodo y Periodo * Confinamiento, así como los grupos formados por el test por pares posterior con ajuste de Bonferroni.



Salaria pavo (Gallerbo; Barriguda)

Salaria pavo, perteneciente a la Familia Blennidae, es una especie que habita en zonas costeras someras, mostrando una notable capacidad de adaptación a diversos sustratos y condiciones ambientales. Su distribución incluye estuarios, lagunas salobres y charcas intermareales, donde tolera amplias variaciones de salinidad y temperatura. Esta especie prefiere fondos arenosos y rocosos bien oxigenados, especialmente aquellos cubiertos por praderas de fanerógamas marinas como *Cymodocea nodosa* o algas verdes como *Caulerpa prolifera*, que le proporcionan refugio y alimento. La dieta de *Salaria pavo* se basa principalmente en pequeños invertebrados bentónicos, como crustáceos, moluscos y poliquetos, aunque también puede incluir algas y huevos de otras especies. Durante la temporada reproductiva, que se extiende de abril a septiembre, los machos desarrollan una coloración más intensa y defienden territorios específicos para atraer a las hembras. Estas depositan sus huevos en piedras o conchas, y los machos se encargan de cuidar la puesta hasta la eclosión, oxigenando los huevos y protegiéndolos de depredadores (Zander, 1986). En el Mar Menor, *S. pavo* es una especie común y abundante, especialmente en las áreas someras.

El estudio de la estructura de tallas de *S. pavo* en las áreas someras del Mar Menor refleja una marcada fenología, siendo ésta muy similar en los diferentes años de estudio (Figura 4.22). La especie se encuentra prácticamente ausente en estos hábitats durante la estación de invierno, comenzando su establecimiento anual en zonas someras en primavera. Probablemente, la bajada de temperaturas haga que los ejemplares de esta especie reduzcan su actividad y busquen refugio en aguas más templadas, localizadas en ambientes más profundos. El pico de asentamiento juvenil alcanza su máximo en los meses de verano, tal y como refleja la habitual distribución bimodal en los histogramas de esta estación. No obstante, este asentamiento juvenil parece retardarse o prolongarse en ocasiones hasta otoño, como así queda reflejado en los datos de 2023 y 2024, respectivamente.

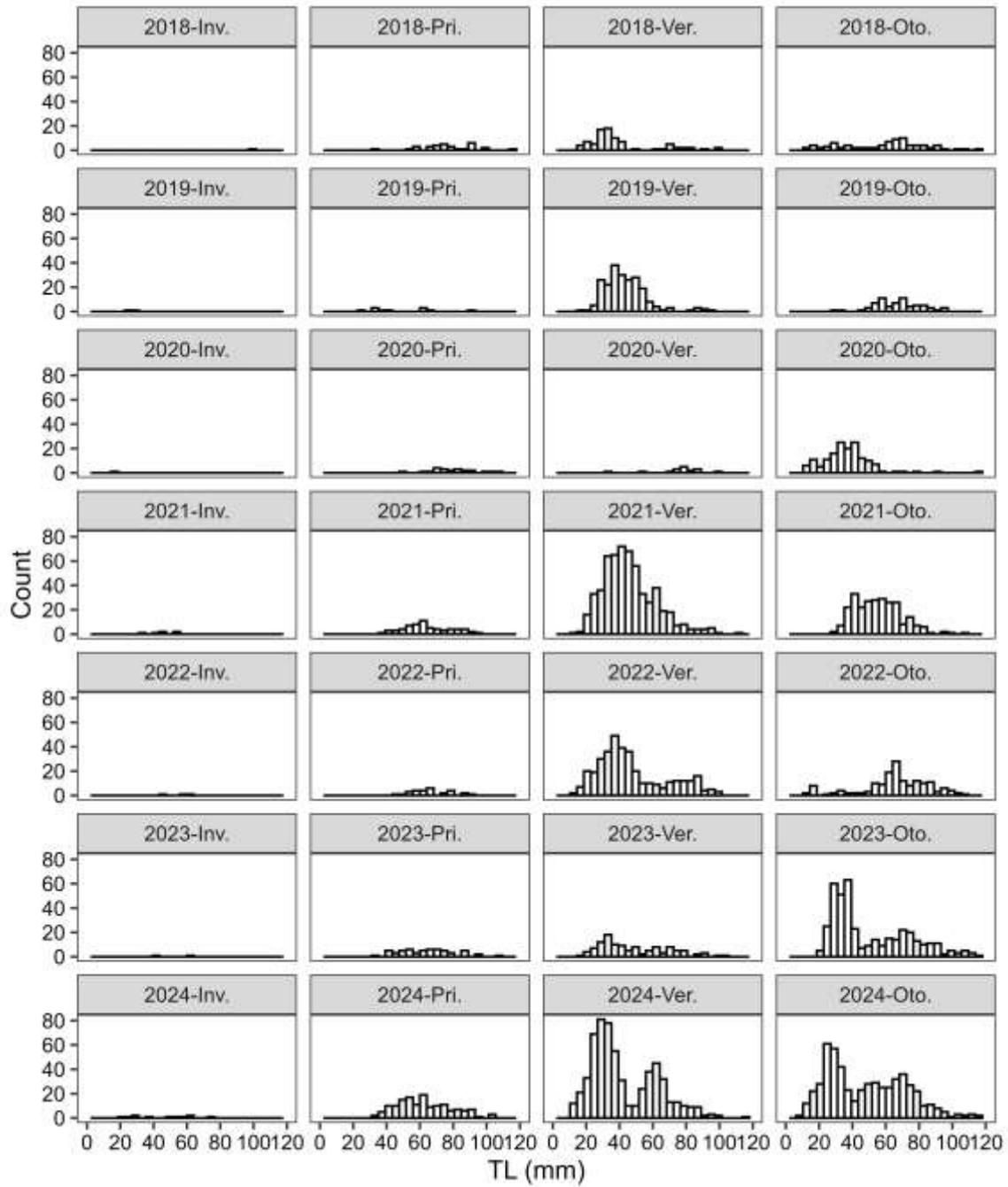


Figura 4.22. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Salaria pavo* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2024.



El análisis de la frecuencia de aparición de *S. pavo* en las áreas someras del Mar Menor destaca la elevada representación de esta especie durante los muestreos de 2024 (Figura 4.23). En el resto de los periodos de estudio evaluados la especie había alcanzado máximos próximos al 70% durante las estaciones de mayor representatividad en estos ambientes. Sin embargo, en los muestreos de verano y otoño de 2024 la especie está presente prácticamente en el 85% de los arrastres realizados.

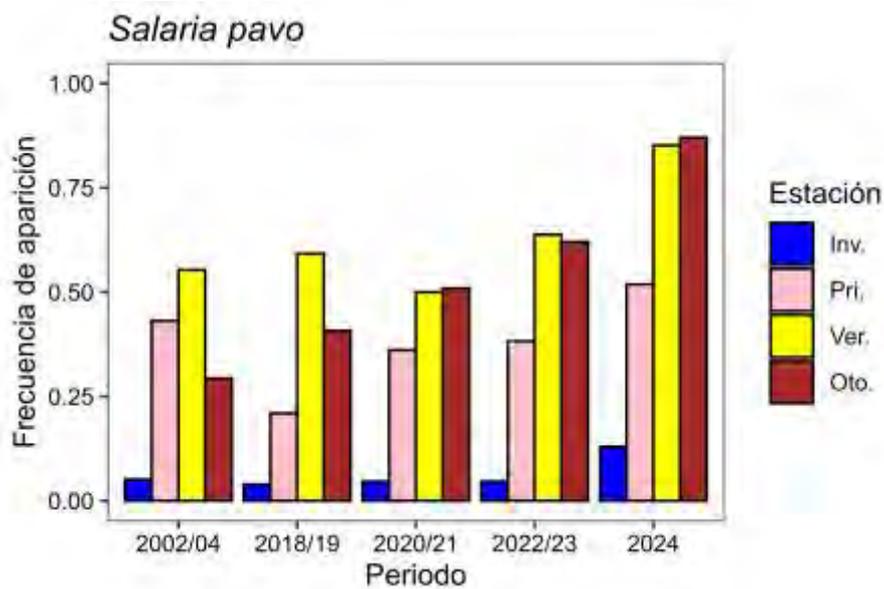


Figura 4.23. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Salaria pavo* en las áreas someras del Mar Menor.

El análisis de la tendencia poblacional de la especie permite identificar diferentes dinámicas interanuales (Figura 4.24). En la primera etapa del seguimiento, la especie mostró un ligero declive de su abundancia en las áreas someras, extendiéndose ésta hasta el inicio de las mortandades. Fruto de un desplazamiento forzado a las orillas como respuesta a la alta degradación y anoxia que caracterizó los fondos de la laguna durante esta etapa, la especie se congregó en las áreas someras del perímetro lagunar, recuperando en parte sus valores iniciales. Tras el cese de los eventos críticos, su población se mantuvo estable pese a ligeras variaciones interanuales. No obstante, durante 2024 la especie parece experimentar un nuevo incremento poblacional, situándose en sus valores máximos dentro la serie temporal analizada. La reducción en abundancia de las especies típicas de zonas profundas (*G. niger*



y *S. cinereus*), opuesta a la tendencia observada en *S. pavo*, apunta a que estos resultados de 2024 se corresponden con una mejora real de las poblaciones de la especie en áreas someras.

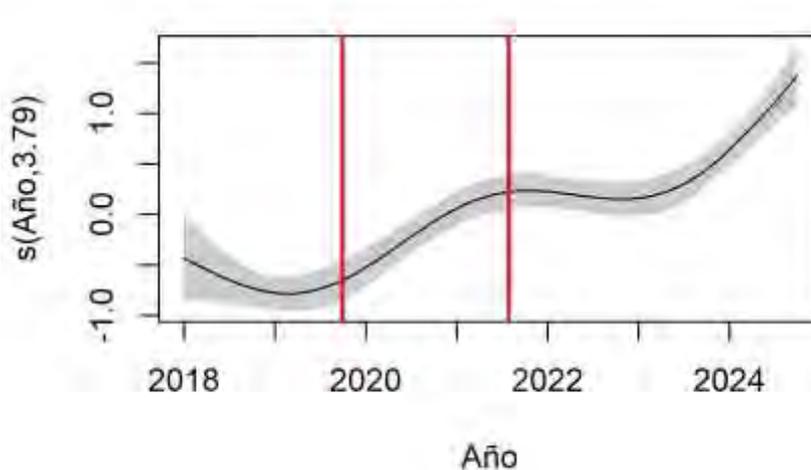


Figura 4.24. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2024 sobre la abundancia de *Salaris pavo*. El eje “y” muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.



Apricaphanius iberus (Fartet)

Esta especie, perteneciente a la Familia Ciprinodontidae, es una de las especies más amenazadas que residen en la laguna del Mar Menor. De características eurihalinas y zoobentívoras, prefiere habitar en criptohumedales, salinas litorales y áreas someras con bajo hidrodinamismo, donde encuentra refugio y alimento. Las poblaciones de fartet pueden experimentar grandes fluctuaciones interanuales en abundancia debido a su capacidad para colonizar y aprovechar ambientes muy variables, como los criptohumedales temporales. Con un ciclo de vida corto, de entre uno y tres años, los individuos nacidos al inicio del periodo reproductor en primavera pueden reproducirse al final de este. Esta característica les confiere una notable capacidad de dispersión y recolonización entre distintos hábitats, siendo los criptohumedales las principales zonas fuente.

A pesar de su plasticidad, el fartet es muy sensible a la competencia con otros taxones de mayor tamaño o agresividad, como la especie exótica e invasora *Gambusia holbrooki*, lo que afecta negativamente su supervivencia y reproducción. Por esta razón, las mejores poblaciones de fartet se encuentran en ambientes salinos e hipersalinos, donde las invasiones biológicas son menos comunes. El Mar Menor y su entorno son áreas prioritarias para la conservación de esta especie a nivel regional y nacional (Oliva-Paterna et al., 2009; Ruiz-Navarro & Oliva-Paterna, 2017). En las áreas someras del Mar Menor, el fartet se asocia principalmente a zonas con bajo hidrodinamismo, como bahías naturales, zonas muy poco profundas y el entorno de espigones y puertos deportivos. Cabe destacar que las poblaciones de *A. iberus* en la cubeta sur de la laguna están asociadas a poblaciones relictas en pequeños criptohumedales cercanos a la orilla litoral.

El análisis de la distribución de tallas de *Apricaphanius iberus* enmarca su actividad reproductiva en las áreas someras en los meses de primavera, promoviendo la aparición en las estaciones de verano de una estructura de tallas bimodal, representada por la presencia de una cohorte juvenil (0+) y una cohorte adulta reproductora (Figura 4.25). Durante 2023 y 2024 la especie ha sido detectada en las áreas someras casi de forma exclusiva durante la estación invernal. Este hecho, junto a la ausencia de tallas juveniles en los histogramas de estos años, evidencia escasas poblaciones estables y reproductoras de la especie en el contexto de la laguna. Los ejemplares que han sido detectados en invierno seguramente correspondan con individuos en movimientos dispersivos desde zonas fuente o con pequeñas poblaciones



establecidas puntualmente en nuevos hábitats efímeros con características óptimas para la especie (p.ej. áreas someras dominadas por la proliferación de algas flotantes). En cualquier caso, las variaciones observadas podrían estar sujetos a factores como la densodependencia de la especie y/o a variaciones en el hábitat, dificultando aún más el análisis de su estructura poblacional.

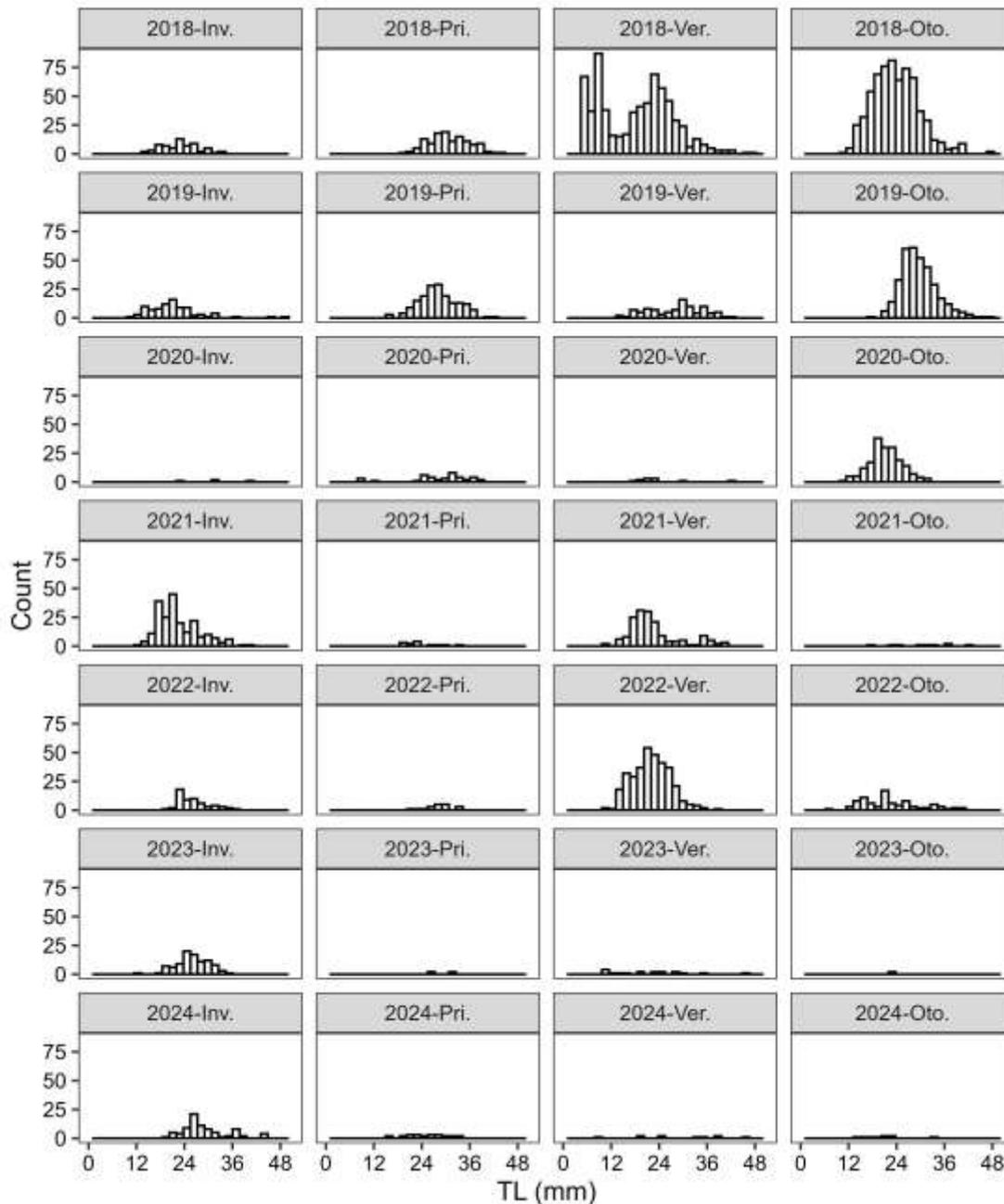


Figura 4.25. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Apricaphanius iberus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2024.



La frecuencia de aparición de esta especie, catalogada en peligro de extinción a nivel mundial, muestra una paulatina y alarmante recesión en las áreas someras del Mar Menor. Dos décadas después de los primeros muestreos de ictiofauna en estos hábitats críticos de la laguna, su frecuencia de aparición en los muestreos ha disminuido prácticamente a la mitad, con valores próximos al 10% (Figura 4.26). Además, cabe resaltar que, a nivel de localidad, el impacto observado es más acusado, siendo éste especialmente notable en las zonas más confinadas e históricamente con mejores poblaciones de la especie (Figura 4.27).

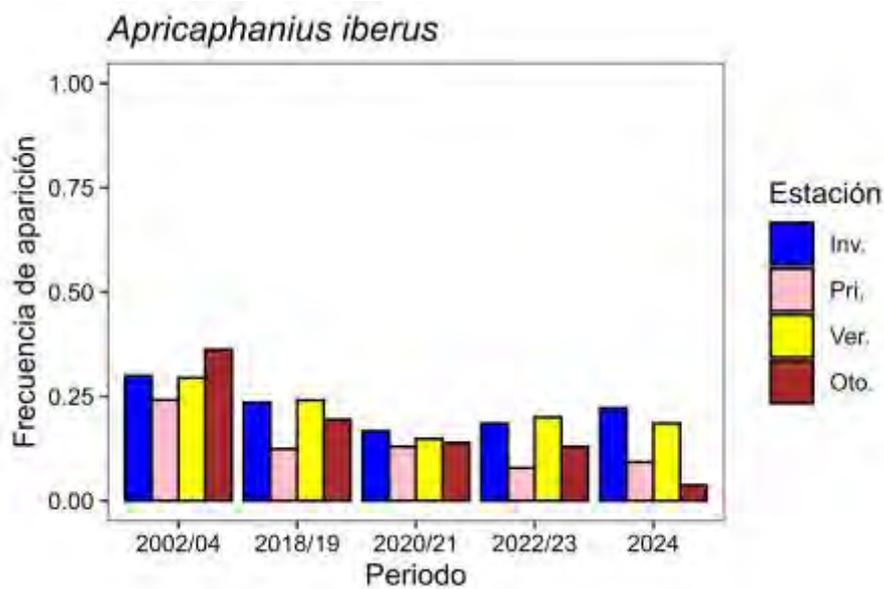


Figura 4.26. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Apricaphanius iberus* en las áreas someras del Mar Menor.

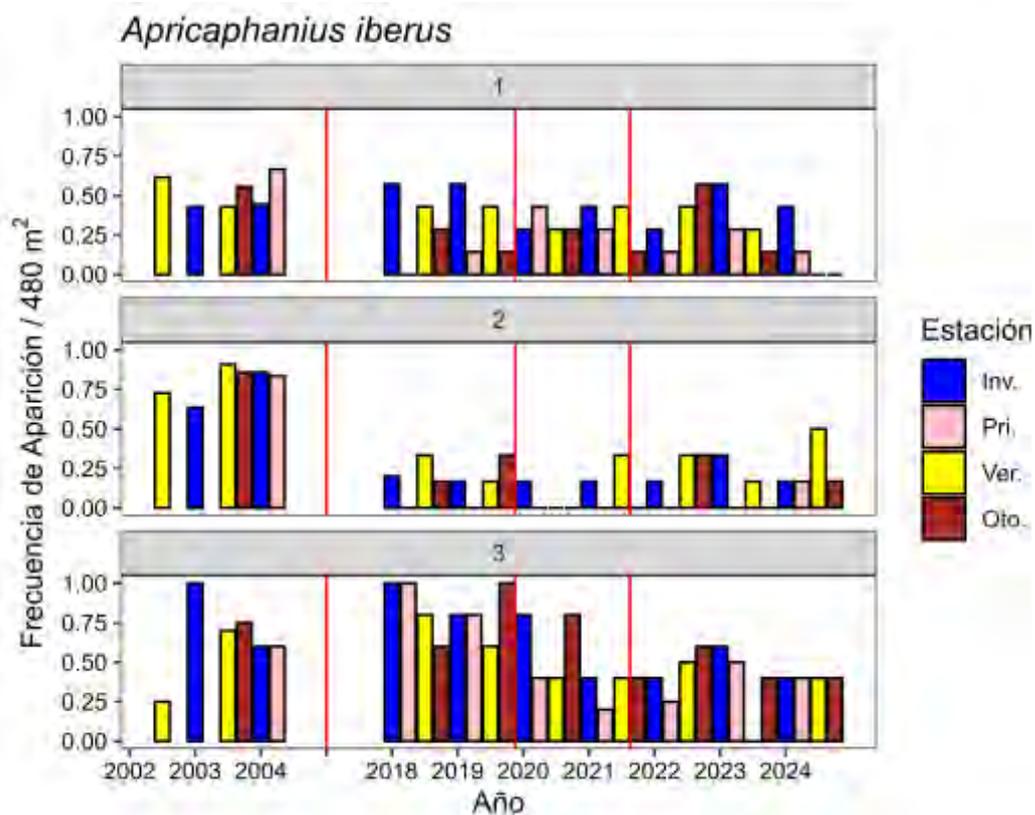


Figura 4.27. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por localidad y nivel de confinamiento de *Apricaphanius iberus* en las áreas someras del Mar Menor. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

La tendencia poblacional de la especie en la laguna muestra un decremento en la serie temporal analizada (Figura 4.28). La interpretación de los resultados debe de realizarse de forma conjunta a los datos de frecuencia de aparición, ya que la elevada denso-dependencia en las capturas de la especie puede dificultar la correcta interpretación de los resultados. En este sentido, cabe concluir que esta especie ha experimentado una reducción importante de su representación y distribución en las áreas someras del Mar Menor. La situación actual de la especie en las zonas someras realza aún más la importancia de mantener los humedales periféricos de la laguna para preservar las poblaciones de la especie en el medio-largo plazo. A pesar de su intermitente conexión con la laguna, estos enclaves mantienen cierto grado de aislamiento, reduciendo así el impacto sobre sus poblaciones de las crisis eutróficas que puedan acontecer.

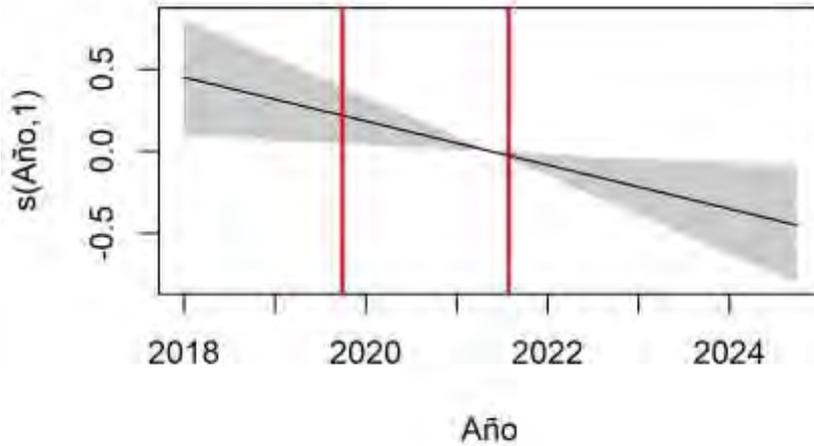


Figura 4.28. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2024 sobre la abundancia de *Apricaphanius iberus*. El eje “y” muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.



Engraulis encrasicolus (Boquerón)

Engraulis encrasicolus, conocido comúnmente como boquerón, es un pez pelágico de la Familia Engraulidae que forma grandes cardúmenes en ambientes marinos y oceánicos. Esta especie eurihalina tiene la capacidad de colonizar estuarios y lagunas costeras, especialmente durante los meses de primavera y verano, que coinciden con su periodo reproductivo (Whitehead et al., 1988). La reproducción del boquerón es continua y múltiple, con huevos pelágicos que son liberados al agua, donde flotan y se dispersan por las corrientes hasta su eclosión. Los boquerones alcanzan la madurez sexual al año de vida y tienen una longevidad máxima de 4 años.

Como especie planctívora, *Engraulis encrasicolus* se alimenta principalmente de copépodos, cladóceros, eufausiáceos y larvas de peces. Su actividad alimentaria es diurna y está influenciada por la disponibilidad de alimento y la temperatura del agua. La alta concentración de nutrientes y materia orgánica en las desembocaduras de ríos y ramblas, especialmente tras episodios de lluvias torrenciales, atrae a los boquerones debido al desarrollo de fitoplancton y zooplancton. Estos eventos hidrológicos también provocan una disminución de la salinidad y un aumento del nivel del agua, facilitando la entrada de los boquerones en las lagunas costeras.

En el Mar Menor, se han registrado irrupciones masivas de boquerones en los últimos años, atribuibles al elevado aporte de agua dulce procedente del excedente de regadío, el aumento del nivel freático y las lluvias torrenciales. Estas irrupciones han coincidido con la presencia de *Sardinella aurita*, otra especie planctívora de la Familia Clupeidae, aunque esta última en densidades muy inferiores.

Dada la presencia puntual y esporádica de esta especie en las áreas someras del Mar Menor, es complejo describir patrones asociados a su estructura de tallas (Figura 4.29). Principalmente, los ejemplares detectados en las áreas someras se corresponden con ejemplares adultos, siendo por el contrario anecdótica y exclusiva la presencia de juveniles de *E. encrasicolus* en otoño de 2021.

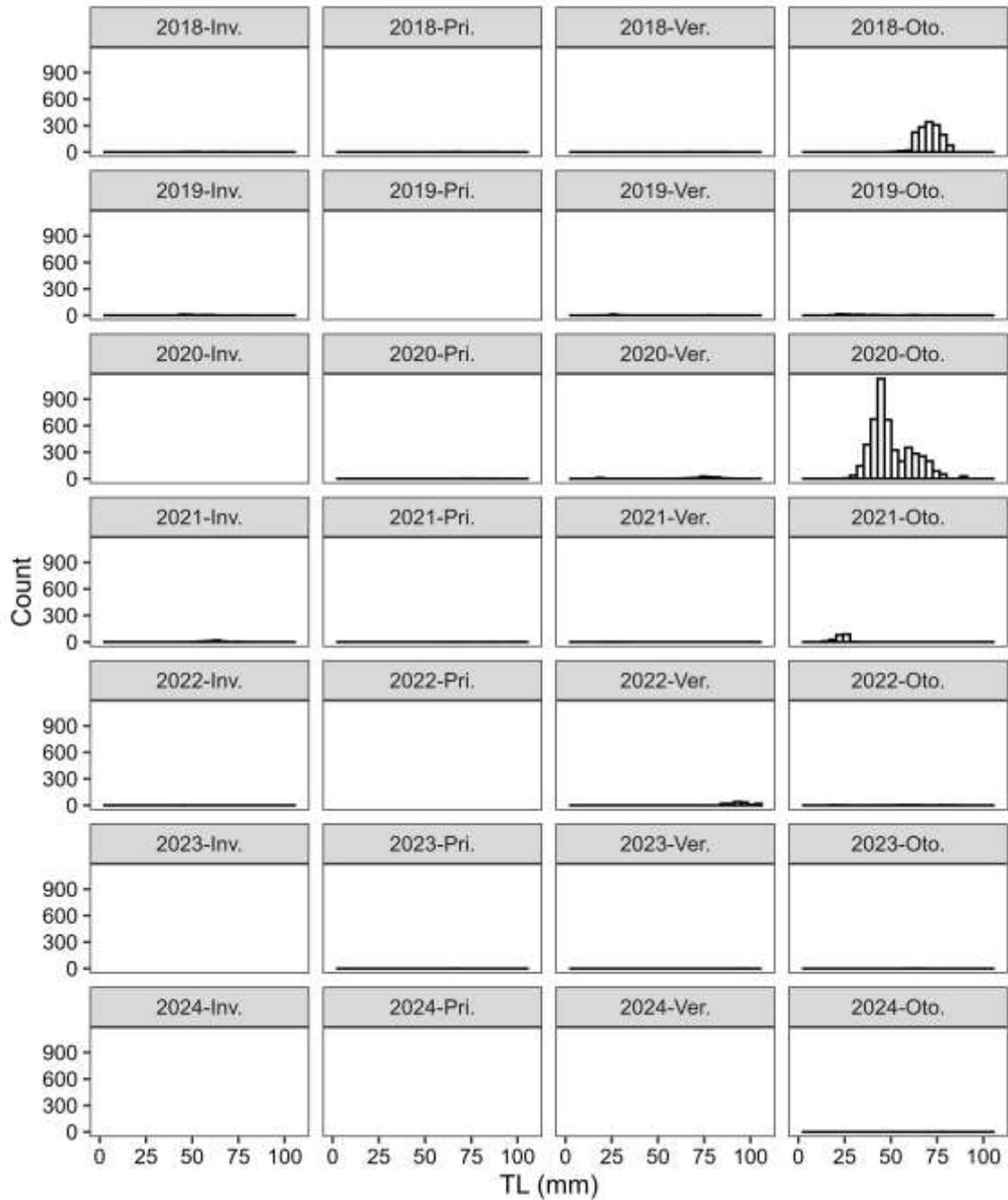


Figura 4.29. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Engraulis encrasicolus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2024.



La representación gráfica de la evolución temporal de la frecuencia de aparición de *E. encrasicolus* en las áreas someras del Mar Menor refleja marcadas tendencias (Figura 4.30). Esta especie planctívora registró sus valores más elevados durante los periodos eutróficos de 2018-2019 y 2020-2021, coincidiendo éstos con importantes eventos de floración de fitoplancton en la laguna. La especie aparece mayoritariamente en verano y otoño, cuando las altas temperaturas de estas estaciones favorecen la proliferación de sus recursos tróficos. La escasez de precipitaciones torrenciales en los últimos años ha condicionado una baja tasa de aportes continentales y, por tanto, una escasa aparición de la especie en las áreas someras de la laguna. En 2024, su presencia fue anecdótica, detectando individuos aislados en arrastres puntuales desarrollados en otoño.

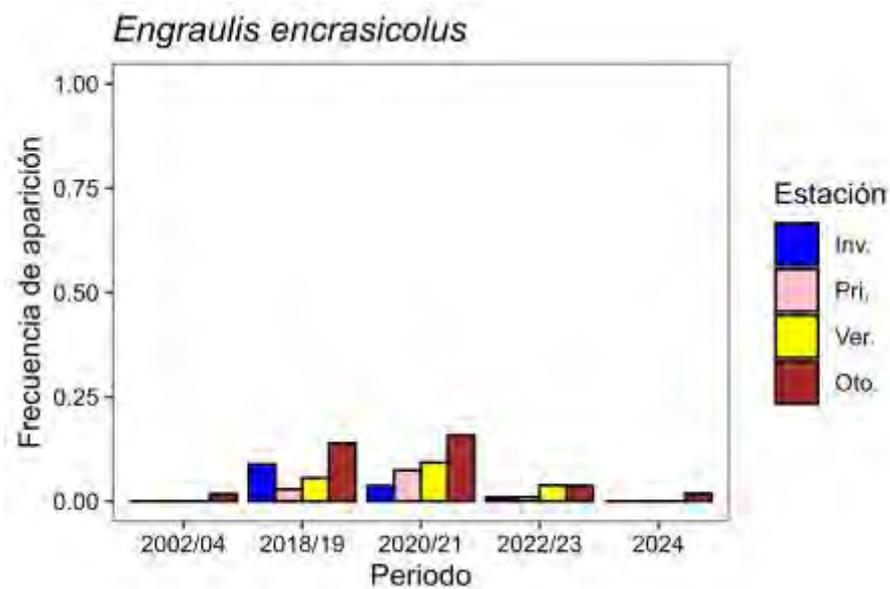


Figura 4.30. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Engraulis encrasicolus* en las áreas someras del Mar Menor.

La tendencia poblacional de *E. encrasicolus* en las áreas someras del Mar Menor queda principalmente marcada por los periodos eutróficos críticos acontecidos en la laguna y los eventos de mortandad (Figura 4.31). La especie se mostró especialmente abundante tras las lluvias torrenciales de otoño 2019 y 2020, así como en las situaciones eutróficas desencadenadas por estas lluvias y que se extendieron hasta finales de 2021. De forma posterior a estas



fechas la especie no ha vuelto a experimentar irrupciones masivas en la laguna. En cualquier caso, resulta interesante estudiar y destacar el papel de esta especie como bioregulador de futuras explosiones de fitoplancton que puedan suceder.

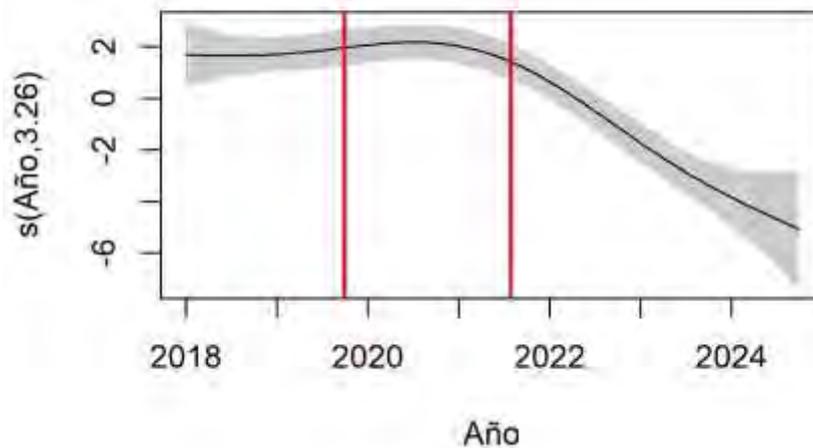


Figura 4.31. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2024 sobre la abundancia de *Engraulis encrasicolus*. El eje “y” muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.



Gobius cobitis (Gobio de roca)

Esta especie, conocida como gobio de roca, es un pez marino de la Familia Gobiidae, notable por su boca grande y protractil, adaptada para capturar presas de considerable tamaño. Es uno de los gobios de mayores dimensiones, alcanzando hasta 27 cm de longitud total. Habita en zonas costeras someras con fondos rocosos, aunque también puede encontrarse en charcas o humedales salobres cercanos a la costa, tolerando amplias variaciones de salinidad y temperatura (Maugé, 1986). En las áreas someras del Mar Menor, su presencia está asociada a sustratos duros o pedregosos, siendo comúnmente observado en los cimientos de puertos deportivos o espigones (Verdiell-Cubedo et al., 2007).

Se considera una especie territorial y cuidadora, que adhiere sus huevos a piedras o restos de conchas de bivalvos y otros moluscos, formando nidos que defiende activamente contra depredadores y competidores. Su dieta se compone principalmente de crustáceos y poliquetos, aunque ocasionalmente puede incluir algas verdes, larvas y juveniles de otros peces (Miller, 1986). Debido a su gran tamaño y comportamiento territorial, *Gobius cobitis* puede ejercer una fuerte presión competitiva sobre otras especies bentónicas residentes en las orillas del Mar Menor, como *Pomatoschistus marmoratus*, conocido como zorro de arena (Verdiell-Cubedo et al., 2007).

El escaso número de capturas de *G. cobitis* en las áreas someras del Mar Menor dificulta el análisis de su estructura poblacional. Durante los años de estudio considerados, la fenología y estructura poblacional ha sido errática (Figura 4.32). Sin embargo, en las estaciones de verano y otoño de 2019, y en primavera de 2020, la especie muestra una distribución normal de sus tallas, si bien es cierto que los ejemplares detectados muestran por lo general tallas superiores a los 40mm. Por el contrario, es mínimo el número de individuos juveniles detectado en el conjunto de la serie temporal, concentrándose su asentamiento en las áreas someras durante los meses de primavera.

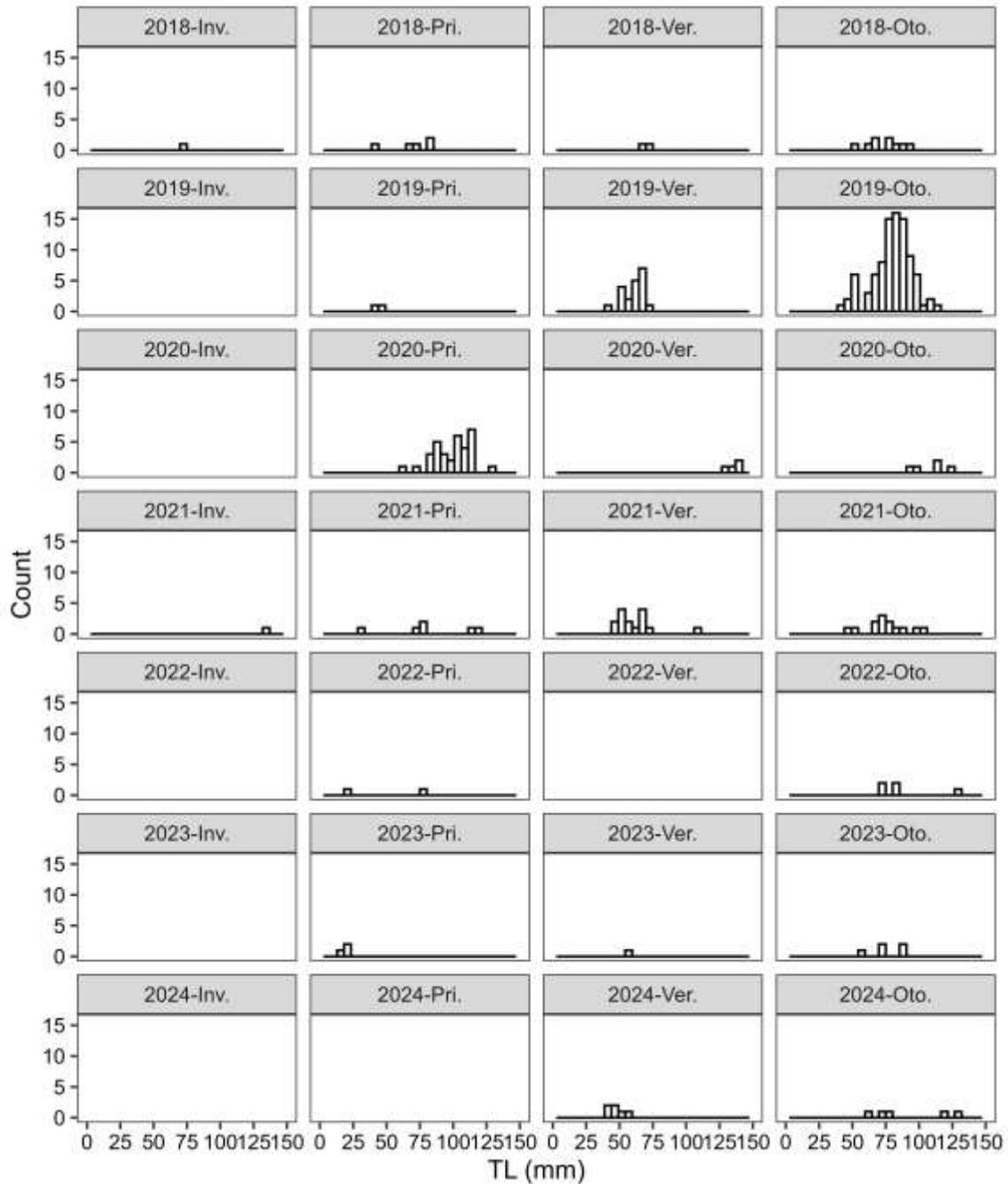


Figura 4.32. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Gobioides cobitis* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2024.

El análisis de frecuencia de aparición de *G. cobitis* en las áreas someras del Mar Menor refleja diferencias entre periodos. La especie ha experimentado una clara disminución en su presencia en las orillas del perímetro lagunar, siendo



ésta más marcada tras el periodo sometido a mortandades (2020-2021) (Figura 4.33). Sin embargo, la especie mantiene una fenología similar en los diferentes periodos de estudio, con máximos en los muestreos de otoño.

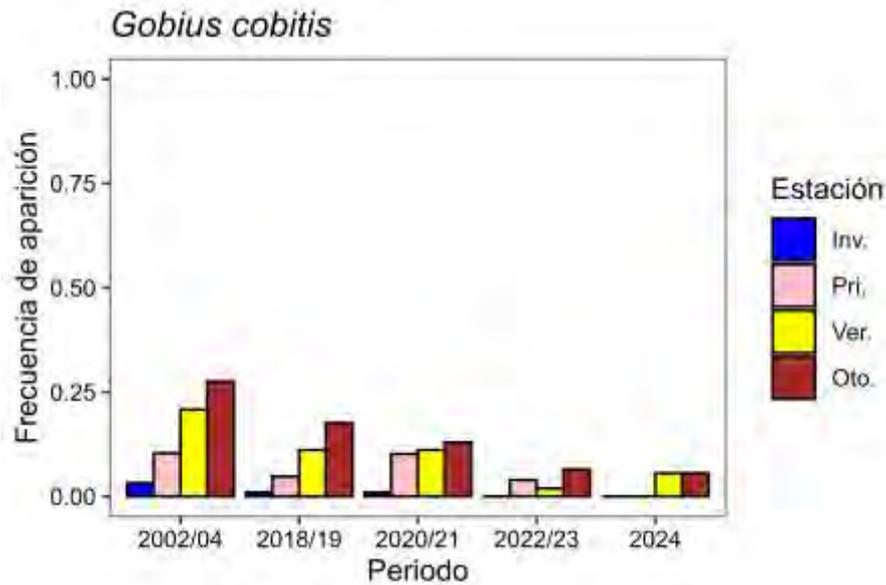


Figura 4.33. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Gobius cobitis* en las áreas someras del Mar Menor.

El análisis de su tendencia poblacional durante la serie temporal evaluada (2018-2024) refleja un incremento de su densidad hasta que suceden los primeros acontecimientos de mortandades (Figura 4.34). Durante dichos eventos, la especie experimenta un nuevo retroceso, disminuyendo paulatinamente hasta la actualidad. No obstante, los datos disponibles previos a la serie temporal aquí analizada, referentes al periodo 2002-2004, reflejaban una densidad mucho mayor para esta especie. En este sentido, el incremento de la porción de fango en los fondos de laguna podría haber motivado el declive experimentado por *G. cobitis* en las áreas someras, ya que lleva asociada la disminución de la disponibilidad de conchas y rocas en el fondo que son utilizadas por la especie para realizar las puestas de huevos.

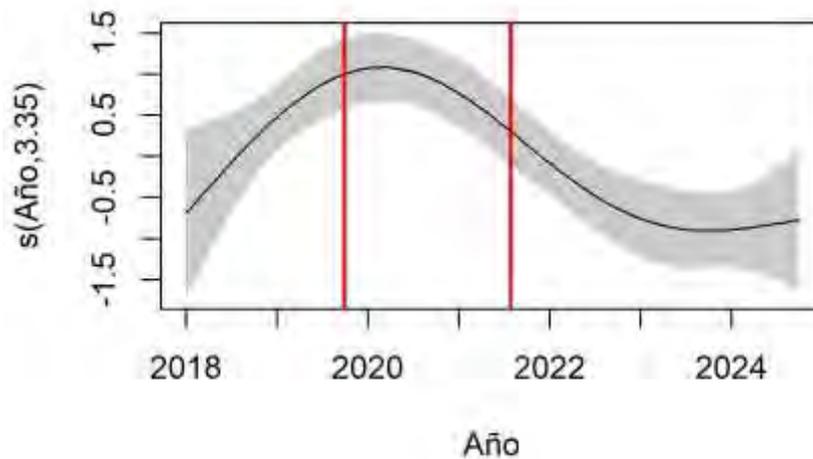


Figura 4.34. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2024 sobre la abundancia de *Gobius cobitis*. El eje “y” muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.



Gobius niger (Gobio negro; Chaparrudo)

Pertenece a la Familia Gobiidae, es una especie ampliamente distribuida. Es capaz de tolerar amplios rangos de salinidad y temperatura, lo que le permite colonizar una variedad de ambientes acuáticos, desde lagunas litorales hasta zonas profundas del talud continental (Miller, 1986). Prefiere hábitats de fondos blandos con presencia de arena o limo, donde puede excavar madrigueras o refugiarse entre la vegetación y restos orgánicos. En el Mar Menor, *Gobius niger* se asocia principalmente a playas con sustratos heterogéneos y granulometría elevada, así como a fondos cubiertos por praderas marinas.

Al igual que otros góbidos, *G. niger* es altamente territorial, defendiendo áreas con alta densidad de rocas y conchas que le proporcionan escondites y superficies para adherir sus huevos. La reproducción de esta especie comienza a principios de primavera con el aumento de las temperaturas y se extiende hasta finales de verano, alcanzando su pico máximo en junio (Miller, 1986). Su dieta se compone principalmente de invertebrados bentónicos, como poliquetos, crustáceos, moluscos y equinodermos, aunque también puede incluir peces de pequeño tamaño, especialmente alevines de otras especies.

El estudio de la estructura de tallas de *G. niger* debe realizarse con precaución, ya que su abundancia y distribución de tallas en las áreas someras puede estar condicionada por los estados críticos de la laguna en los últimos años. En este sentido, los ejemplares se congregaron en las áreas someras durante las mortandades, incrementando las capturas e interfiriendo en la fenología real de la especie. En cualquier caso, y teniendo en cuenta este aspecto, el asentamiento de las cohortes juveniles (0+) parece tener lugar durante la estación de verano (Figura 4.35), mostrando la estructura de tallas de la población una distribución más normal durante las estaciones de otoño. Pese al escaso número de ejemplares detectados en 2024, destaca la prácticamente ausencia de individuos juveniles en las áreas someras.

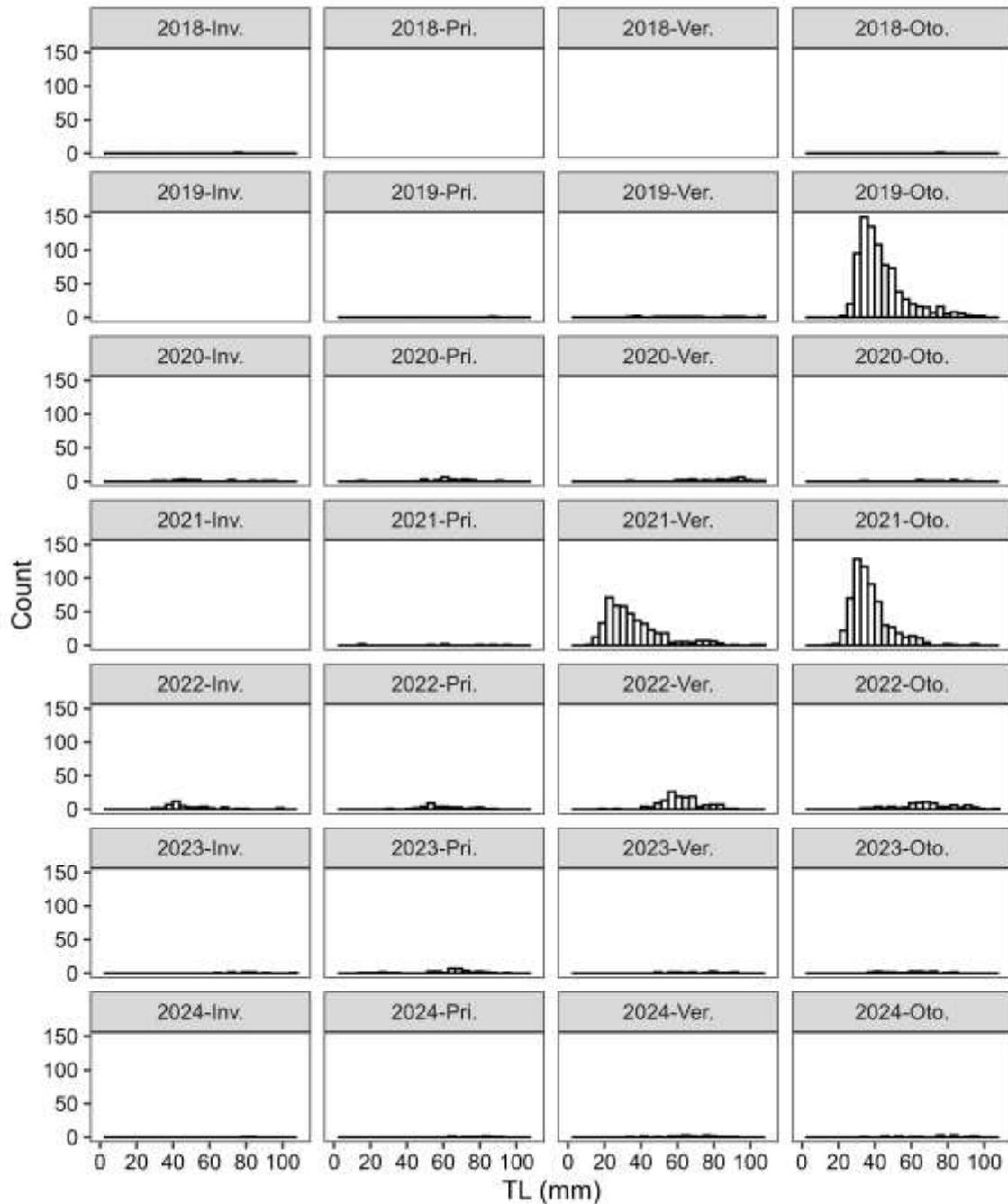


Figura 4.35. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Gobius niger* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2024.



El análisis temporal de los datos de frecuencia de aparición de esta especie en las áreas someras del Mar Menor ha reflejado importantes fluctuaciones (Figura 4.36). Durante el periodo de referencia 2002-2004, la especie mostró una alta presencia en las estaciones de primavera y otoño, apareciendo en el 50% de los arrastres realizados. Sin embargo, en los muestreos llevados a cabo entre 2018 y 2019, la frecuencia de aparición de la especie disminuyó drásticamente a valores inferiores al 10%. En otoño de 2019, la especie volvió a mostrar valores de presencia similares a los del periodo de referencia, lo cual se atribuye a un comportamiento de refugio en las áreas someras antes de las mortandades que ocurrieron semanas después. Desde dicho momento, los valores de presencia en las áreas someras se mantuvieron hasta 2023. Sin embargo, los muestreos desarrollados en 2024 en el marco del presente proyecto parecen reflejar una clara disminución de su presencia en estos hábitats críticos.

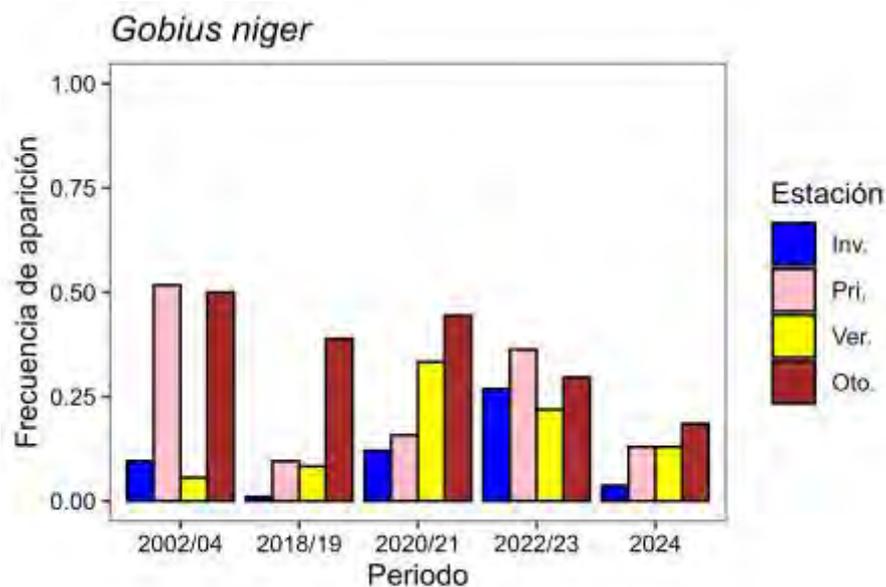


Figura 4.36. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Gobius niger* en las áreas someras del Mar Menor.



La tendencia poblacional de *G. niger* describe una clara y paralela respuesta a los acontecimientos eutróficos críticos acontecidos en el Mar Menor en los últimos años (Figura 4.37). Su abundancia se disparó con el deterioro del fondo lagunar y los fenómenos de hipoxia que, desde 2019 hasta finales de 2021, se sucedieron en la laguna. Una vez cesado este periodo de impacto, sus poblaciones se mantuvieron estables en 2022, comenzando a disminuir su densidad en las áreas someras a partir de 2023. En la actualidad, y tras los resultados de los muestreos realizados en 2024, la especie parece haber reducido notablemente sus poblaciones en el perímetro lagunar. Esta situación, lleva a hipotetizar que el cese del deterioro del fondo lagunar está promoviendo una recolonización de esta especie, retirándose así de las zonas más someras hacia éstos hábitats de mayor idoneidad para la especie.

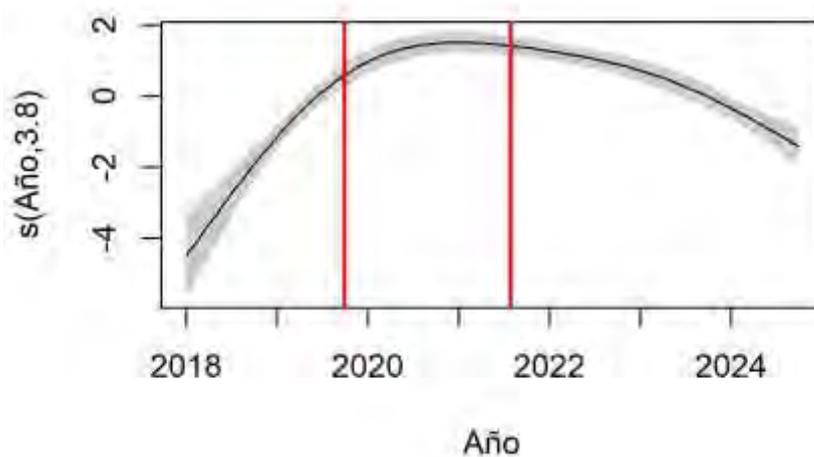


Figura 4.37. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2024 sobre la abundancia de *Gobius niger*. El eje “y” muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.



Gobius paganellus (Cabozo, Borriquete)

Especie perteneciente a la Familia Gobiidae, que muestra una amplia distribución en el Mar Mediterráneo. Habita diversos ambientes acuáticos, desde zonas intermareales hasta áreas más profundas. Prefiere fondos rocosos poco profundos, habitando también en zonas con vegetación marina y fondos arenosos. Alcanza la madurez sexual entre los 2 y 3 años. En el Mar Mediterráneo, su reproducción tiene lugar en invierno y primavera. Los huevos son depositados bajo piedras o conchas, y el macho los protege hasta que eclosionan. Su dieta se basa en pequeños crustáceos y poliquetos. Los machos pueden alcanzar hasta 12 cm de longitud total.

El análisis de la estructura poblacional de *Gobius paganellus* en las áreas someras se centra principalmente en los datos recabados en 2024 (Figura 4.38), ya que hasta dicha fecha el número de capturas había sido muy reducido, imposibilitando por tanto indagar en este aspecto. El asentamiento de juveniles de esta especie en las zonas más someras de la laguna tiene lugar en la estación de primavera. Por otro lado, las poblaciones detectadas en las estaciones de verano y otoño parecen corresponder exactamente con el desarrollo de dicha cohorte juvenil, ya que en ningún momento se observa una distribución bimodal que incorpore una fracción de la población adulta. Este hecho parece estar relacionado con un pico reproductivo de la especie o con una elevada recepción de larvas desde otras zonas ajenas al perímetro lagunar.

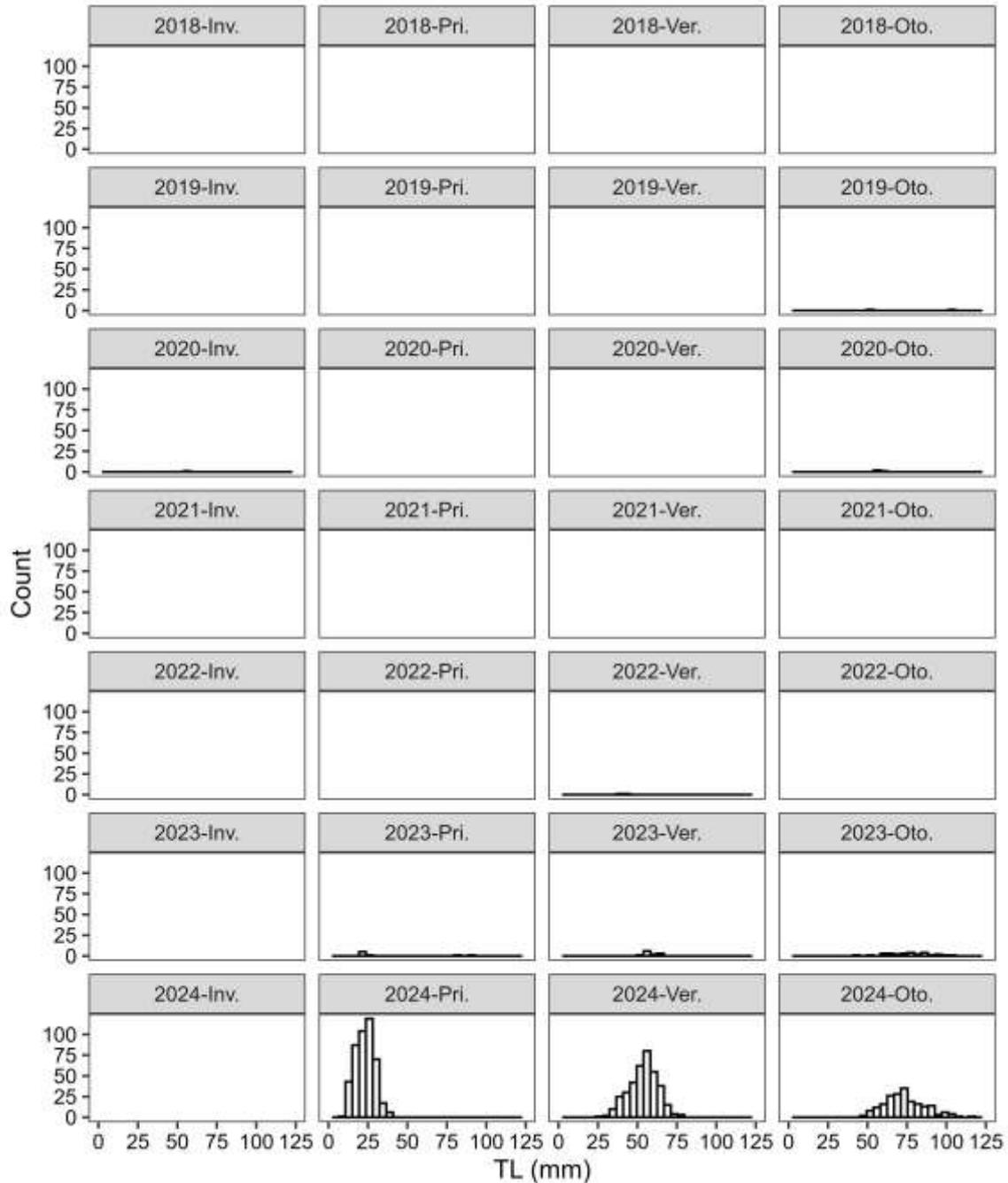


Figura 4.38. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Gobius paganellus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2024.



La frecuencia de aparición de esta especie incrementa inicialmente tras el periodo sometido a mortandades (2020-2021) (Figura 4.39). Sin embargo, es en 2024 cuando la presencia de esta especie en las áreas someras de la laguna se hace habitual, registrándose en más del 60% de los muestreos de las estaciones de primavera, verano y otoño.

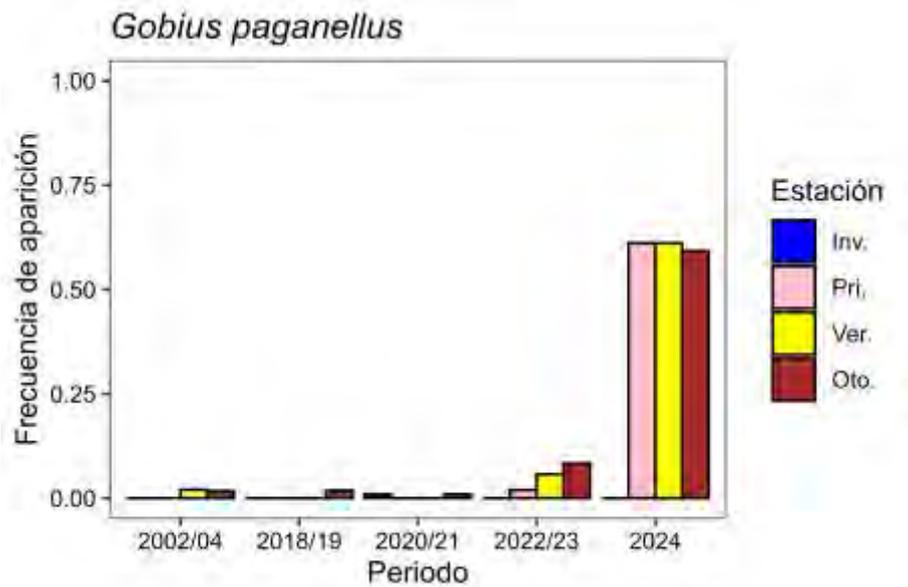


Figura 4.39. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Gobius paganellus* en las áreas someras del Mar Menor.

El estudio de la tendencia poblacional de *G. paganellus* en las áreas someras del Mar Menor reflejó marcados cambios en el tiempo (Figura 4.40). En este sentido, la especie muestra inicialmente un paulatino incremento de su densidad de forma previa a las mortandades. Sin embargo, ante dichas situaciones eutróficas críticas la especie se estabiliza, experimentando de nuevo un constante crecimiento de su densidad en las áreas someras, hasta llegar en 2024 a alcanzar sus máximos dentro de la serie temporal analizada. Las prospecciones del grupo realizadas en profundidad han mostrado valores anecdóticos de esta especie en dicho ambiente, lo que sugiere que este repentino incremento poblacional podría relacionarse con una entrada de larvas del Mar Mediterráneo. El seguimiento a largo plazo podrá esclarecer esta tendencia, y qué podría estar motivándola.

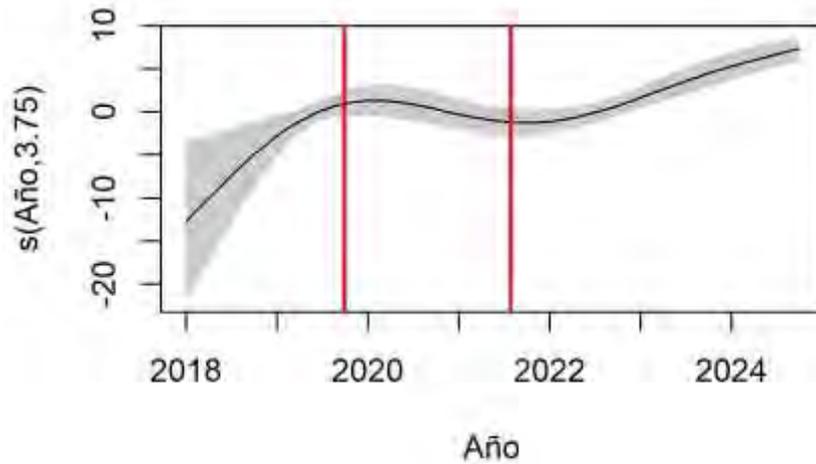


Figura 4.40. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2024 sobre la abundancia de *Gobius paganellus*. El eje “y” muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.



Pomatoschistus marmoratus (Zorrita, Gobio de arena)

Pomatoschistus marmoratus es una de las especies más representativas de la Familia Gobiidae en el Mediterráneo. Es una especie bentónica eurihalina y zoobentívora. Su dieta se compone principalmente de pequeños invertebrados bentónicos, tales como poliquetos, crustáceos y moluscos. Esta especie prefiere habitar en fondos arenosos de zonas someras, donde alcanza un alto grado de mimetismo. En el Mar Menor, *P. marmoratus* es una especie residente que selecciona áreas poco profundas.

Este gobio de arena presenta diferentes ciclos de vida en los ambientes de transición que ocupa, pudiendo desarrollar dos picos reproductivos anuales. Los individuos nacidos en el primer pico reproductivo son capaces de reproducirse en el segundo del mismo año (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 nuevos alevines durante el verano. Además, se destaca que *P. marmoratus* tiene un ciclo de vida corto, inferior a dos años (Mazzoldi & Rasotto, 2001), y es muy sensible a la competencia con otras especies bentónicas de mayor tamaño (Verdiell-Cubedo et al., 2007)

La interpretación de la distribución de tallas de *P. marmoratus* requiere cautela, dado que esta especie es biológicamente capaz de adoptar estrategias reproductivas alternativas en respuesta a condiciones de estrés ambiental, como las observadas en el Mar Menor. En términos generales, se identifica un patrón predominante durante las estaciones otoñales (Figura 4.41), con una población compuesta mayoritariamente por individuos que superan los 24 mm de longitud. A pesar de que Verdiell-Cubedo et al. (2008) describieron el reclutamiento de juveniles de *P. marmoratus* en la estación estival, el análisis de una serie temporal extensa y robusta revela que las fechas de reclutamiento fluctúan de manera interanual. Sin embargo, estas tienden a concentrarse en las estaciones de invierno, primavera y/o verano.

Por otro lado, destaca la elevada representatividad de ejemplares de pequeña talla en el periodo previo a los eventos de mortandad de 2021. Una situación similar, aunque en menor orden de magnitud, parece observarse en primavera de 2023. Estos hechos incitan a plantear un posible *boom* reproductivo como estrategia de la especie para hacer frente a la reiterada presión ambiental sufrida. En 2024 se detectó un patrón similar de asentamiento juvenil en las



áreas someras durante las estaciones de verano y otoño, siendo en cualquier caso menos acentuado.

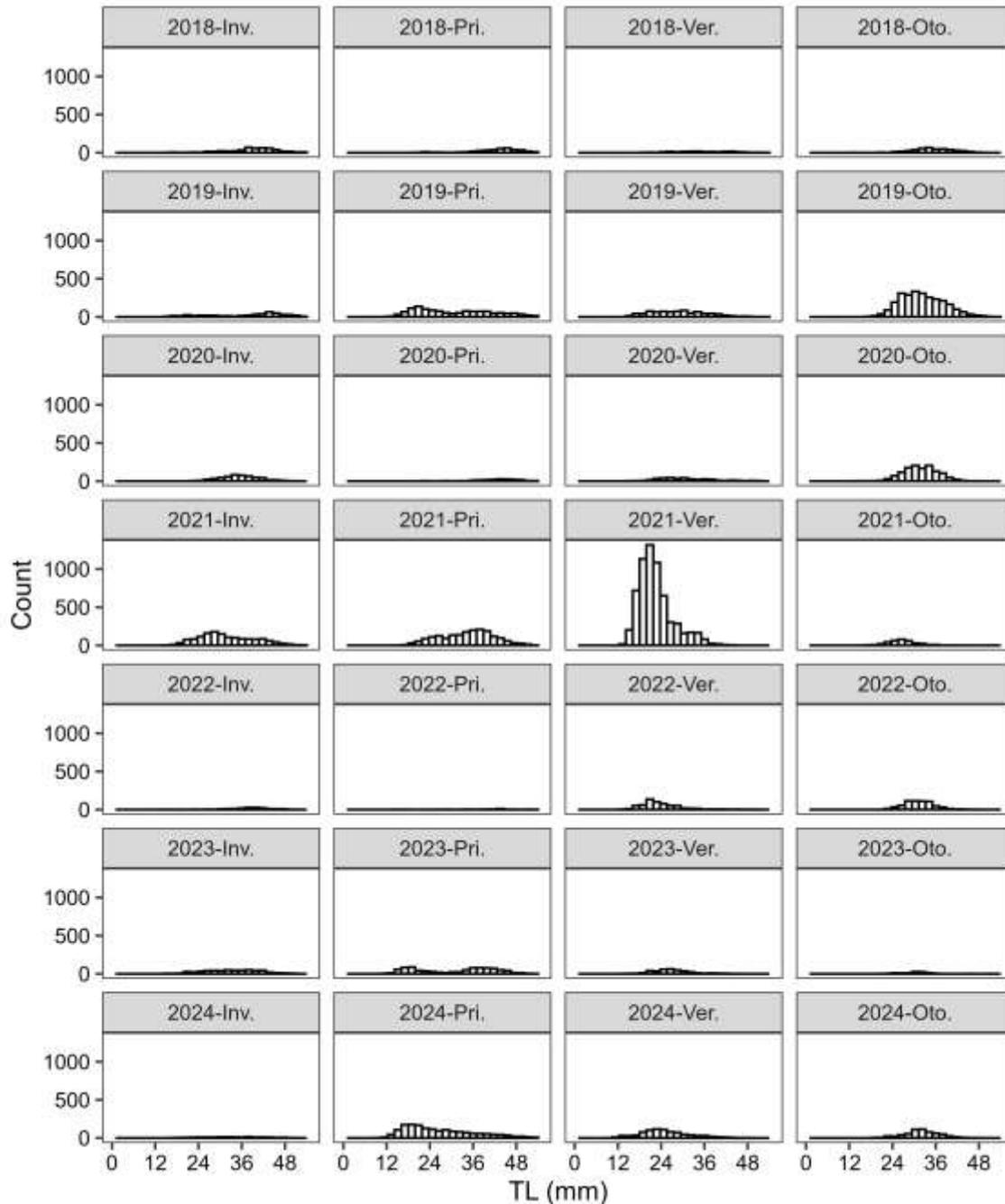


Figura 4.41. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Pomatoschistus marmoratus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2024.



El análisis de la evolución temporal de la frecuencia de aparición de *P. marmoratus* refleja importantes cambios en la presencia de esta especie en las áreas someras de la laguna (Figura 4.42). Respecto a los valores registrados en el periodo de referencia (2002-2004), cuando su frecuencia de aparición en los muestreos era próxima al 90% en cualquiera de las estaciones del año, la especie experimentó un descenso progresivo en los siguientes periodos de muestreo, apareciendo en 2022-2023 en menos del 50% de los arrastres realizados. Por último, en los muestreos desarrollados en 2024 la especie parece haber frenado su retroceso, recuperando en parte sus valores de frecuencia de aparición durante las estaciones de primavera y otoño.

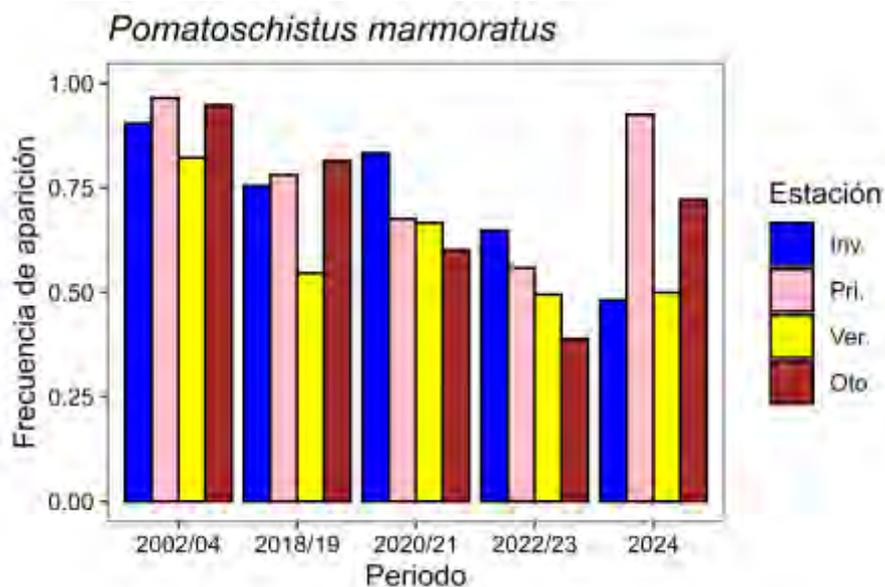


Figura 4.42. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Pomatoschistus marmoratus* en las áreas someras del Mar Menor.

El estudio de la tendencia de *P. marmoratus* entre los años 2018 y 2024 permite evaluar el impacto sobre sus poblaciones de los problemas eutróficos que han afectado al Mar Menor (Figura 4.43). En dicha serie temporal, la especie parte de una densidad poblacional muy inferior a la detectada durante el periodo de referencia (2002-2004). No obstante, durante los primeros años previos a las mortandades la especie experimenta un paulatino crecimiento, llegando a alcanzar sus valores máximos justo antes de la última gran mortandad. Sin embargo, pese a los esfuerzos reproductivos observados durante estos periodos críticos, el número de ejemplares detectados en los muestreos descendió drásticamente, hasta alcanzar sus valores más bajos a mediados de 2023. Recientemente, y en ausencia de eventos eutróficos,



durante 2024 la especie parece volver a experimentar cierta recuperación de sus poblaciones.

La interacción en los análisis entre el periodo y el factor confinamiento refleja una tendencia desigual entre el conjunto de localidades con diferentes tasas de renovación de aguas (Figura 4.44). En este sentido, destaca en 2024 el incremento de la abundancia de *P. marmoratus* en las localidades menos confinadas (<300 días de permanencia de agua). Sin embargo, las zonas con niveles intermedios de confinamiento y próximas a los cauces de ramblas, mantienen bajos niveles de abundancia de esta especie. Por ello, cabe destacar que la dinámica poblacional de esta especie podría estar asociada a cambios en el hábitat, como la pérdida de superficie efectiva de puesta (principalmente conchas) derivada de la acumulación de fango, así como el incremento de la vegetación de las zonas poco profundas dada la mayor disponibilidad de nutrientes. Pese al cese de las situaciones eutróficas, estos cambios en el hábitat persisten, tal y como puede observarse en el apartado 4.5 del presente documento.

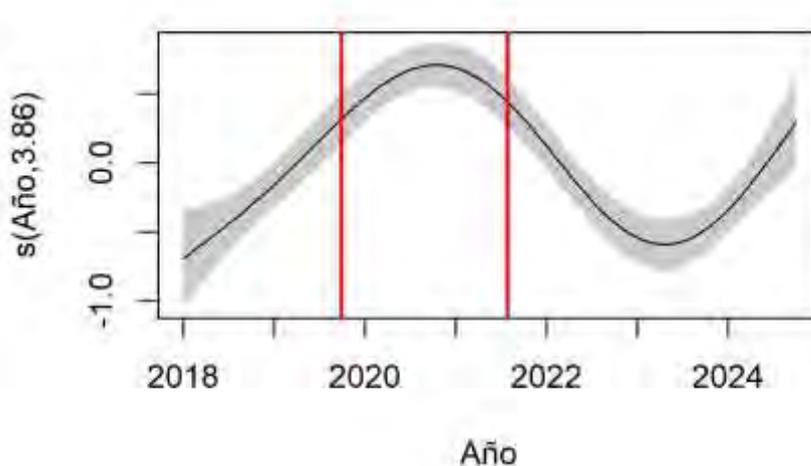


Figura 4.43. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2024 sobre la abundancia de *Pomatoschistus marmoratus*. El eje “y” muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.

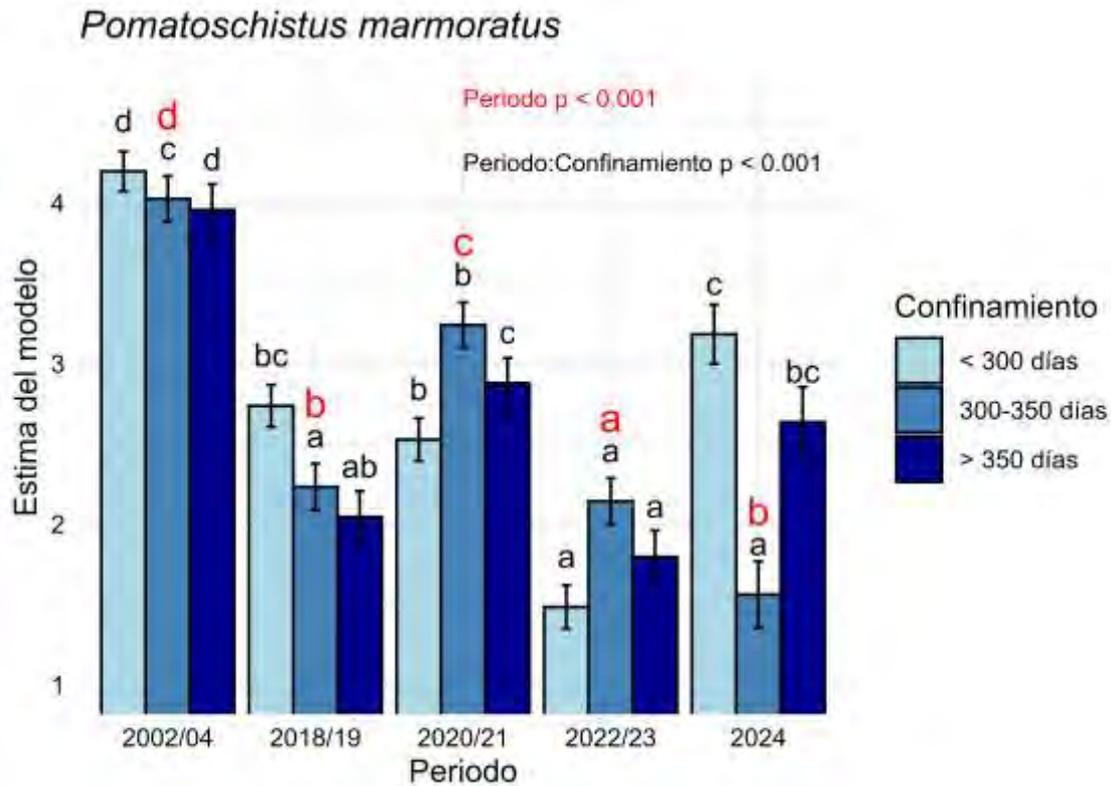


Figura 4.44. Medias marginales junto a error estándar del efecto de la interacción Periodo * Confinamiento sobre la abundancia de *Pomatoschistus marmoratus* en el modelo lineal generalizado (glm): Estación + Periodo (Año) * Confinamiento (Sector). Se expone el nivel de significancia del análisis de desviación del modelo para Periodo y Periodo * Confinamiento, así como los grupos formados por el test por pares posterior con ajuste de Bonferroni.



***Symphodus cinereus* (Tordo; Bodi6n)**

Symphodus cinereus, perteneciente a la Familia Labridae, es una especie bent6nica que habita en zonas costeras de aguas templadas y salobres. Frecuenta fondos rocosos y arenosos con vegetaci6n y materia orgánica, y su distribuci6n batimétrica se extiende desde los 5 hasta los 20 metros de profundidad, aunque ocasionalmente puede encontrarse en aguas mäs someras o profundas (Quignard & Pras, 1986).

Esta especie presenta un comportamiento social y reproductivo complejo, que incluye la formaci6n de grupos, la construcci6n de nidos con restos vegetales y la protecci6n de la puesta por parte del macho. Su dieta se compone principalmente de invertebrados bent6nicos, como moluscos, crustáceos y poliquetos, aunque tambi6n puede alimentarse de huevos y juveniles de otras especies de peces (Bauchot, 1987).

En las áreas someras del Mar Menor, *S. cinereus* ha sido hist6ricamente una especie esporádica y no representativa. Sin embargo, en los últimos años, se ha observado un incremento en su presencia, especialmente en zonas con praderas marinas de *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera*, que proporcionan refugio, alimento y sustrato para su reproducci6n (Bauchot, 1987).

El análisis de la estructura de tallas y la fenología de la especie en las áreas someras del Mar Menor presenta una complejidad considerable, debido a la variabilidad en los datos de capturas entre diferentes campañas de muestreo. Esta disparidad en los datos puede enmascarar los patrones estacionales e interanuales que podrían existir. Sin embargo, es importante destacar que la estructura de tallas observada durante el verano y el otoño de 2021 muestra una distribuci6n normal, sin evidenciar claramente el reclutamiento de ejemplares juveniles (Figura 4.45). La ausencia de individuos con tallas inferiores a 25 mm, junto con este patr6n de distribuci6n, parece respaldar la hip6tesis de que el aumento en la abundancia de la especie en las áreas someras del Mar Menor, antes de los episodios de mortandad, pudo deberse a un desplazamiento de la poblaci6n desde zonas mäs profundas en busca de condiciones mäs favorables.

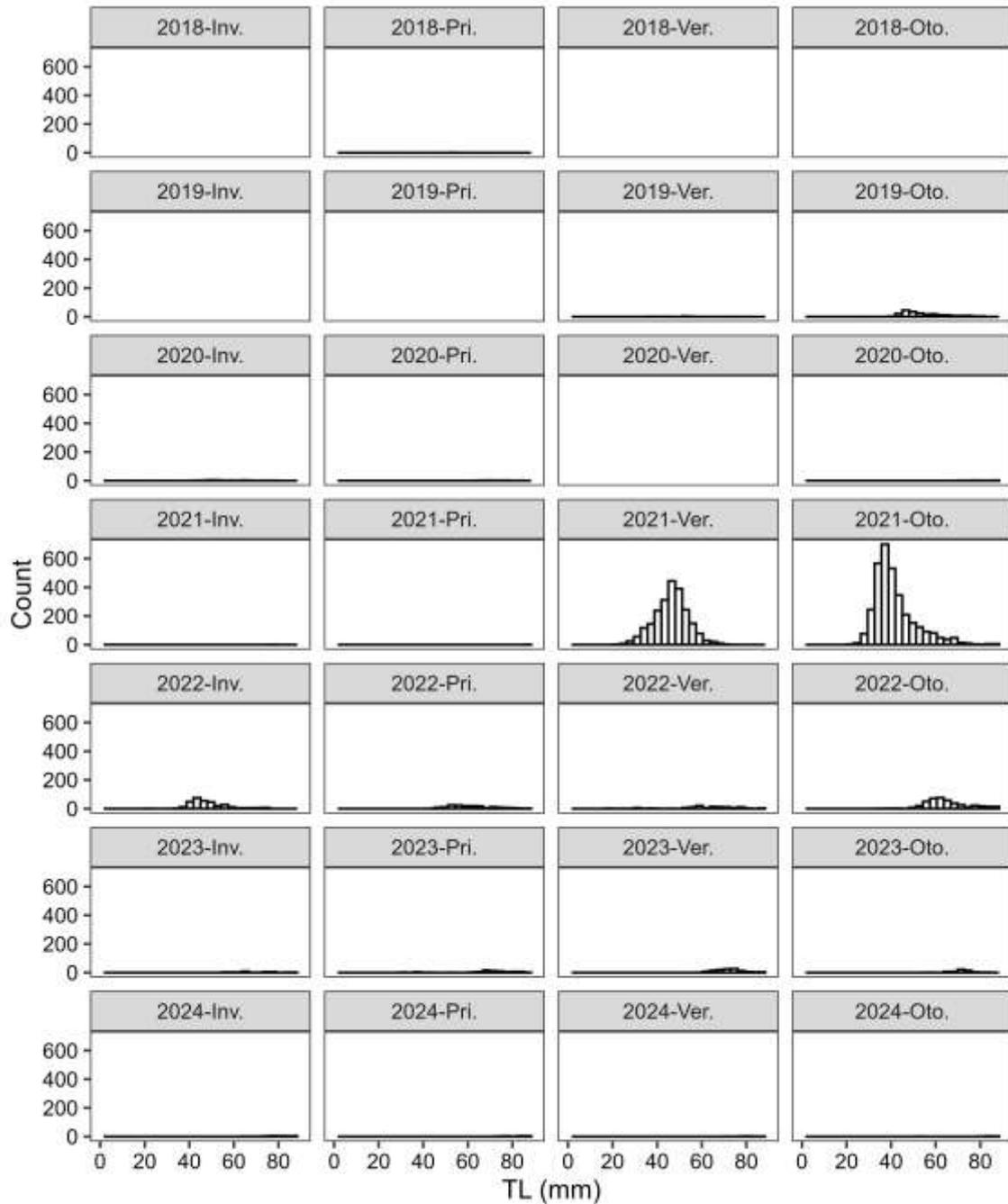


Figura 4.45. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Symphodus cinereus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2024.

El análisis de la evolución temporal de la frecuencia de aparición de *S. cinereus* refleja durante el periodo eutrófico un claro incremento de su presencia en las áreas someras del Mar Menor (Figura 4.46). La ocurrencia de esta especie en los muestreos era irrelevante antes de los episodios de mortandad. Sin



embargo, inmediatamente tras el primer evento de octubre de 2019 incremento su presencia en el perímetro lagunar, alcanzando valores próximos al 50%. Dichos valores se mantuvieron, e incluso extendieron, durante las diferentes estaciones anuales del periodo 2022 y 2023. No obstante, y cuando parecía que el establecimiento de la especie en las áreas someras era patente, la especie ha reducido considerablemente su presencia en 2024.

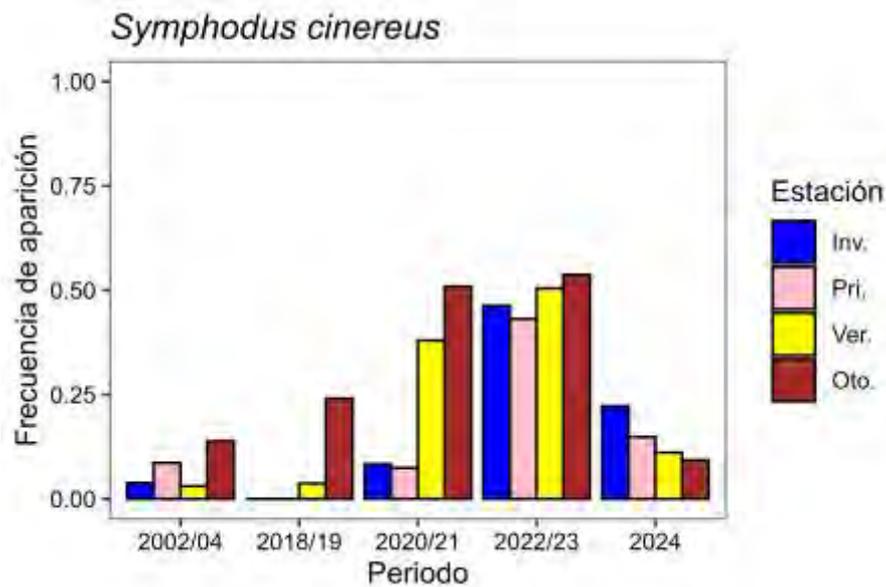


Figura 4.46. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Symphodus cinereus* en las áreas someras del Mar Menor.

La tendencia poblacional de *S. cinereus* en las áreas someras describe una tendencia paralela, pero ligeramente retardada, al desarrollo de los eventos eutróficos críticos en la laguna (Figura 4.47). La especie mostraba una densidad residual al inicio de la serie temporal estudiada, incrementado paulatinamente sus poblaciones conforme se agravaba la situación eutrófica y acontecían las primeras mortandades. Los valores máximos de densidad se obtuvieron justo después de las últimas mortandades, como reflejo de un efecto refugio de la especie dado el elevado deterioro de las zonas más profundas. Tras el inicio de la recuperación de los parámetros de calidad del agua, la especie inició entonces una ligera disminución que fue acentuándose con el paso del tiempo hasta situarse en 2024 en valores bajos próximos a los obtenidos al principio de la serie temporal (2018). No obstante, aún es pronto



para descartar la consolidación del establecimiento de esta especie en las áreas someras.

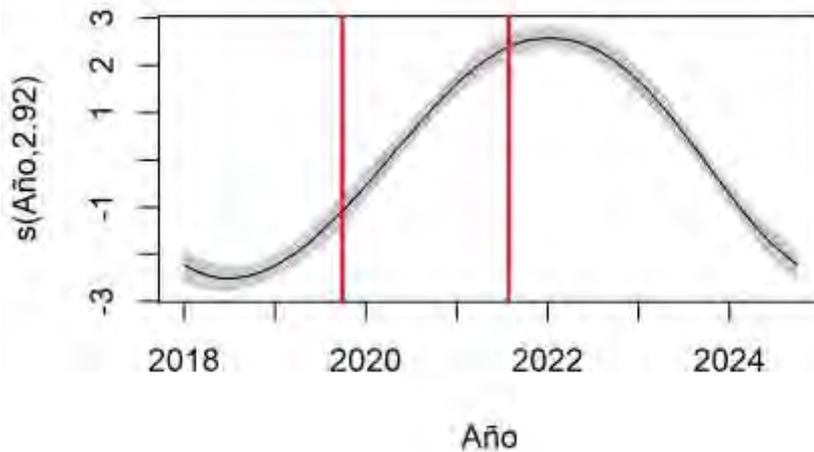


Figura 4.47. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2024 sobre la abundancia de *Symphodus cinereus*. El eje “y” muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.



Dicentrarchus labrax (Lubina)

Esta especie de perteneciente a la Familia Moronidae es conocida por su tolerancia a amplios gradientes de salinidad y temperatura. Los adultos de esta especie generalmente presentan un comportamiento demersal, lo que les permite alcanzar profundidades de hasta 100 metros en el Mar Mediterráneo, aunque se consideran más abundantes en aguas relativamente someras. Asociada a estuarios, lagunas costeras y ocasionalmente a tramos bajos de ríos (Lloris, 2002), esta especie es predominantemente piscívora, alimentándose de crustáceos y otros invertebrados durante sus fases juveniles (Smith, 1990). En el Mar Menor, describe un comportamiento migratorio. Los huevos son liberados directamente en la columna de agua y dispersados por las corrientes, y tras su eclosión, los alevines desarrollan su primera etapa de vida en aguas poco profundas, donde encuentran alimento y refugio.

Las poblaciones de *Dicentrarchus labrax* en las áreas someras del Mar Menor se encuentran representadas de forma casi exclusiva por individuos juveniles (0+) que se asientan en ellas durante la estación primaveral (Figura 4.48). Las tallas predominantes oscilan entre 14 y 36 milímetros de longitud total (TL). Conforme estos aumentan de tamaño, empiezan a buscar ambientes de mayor profundidad, bien dentro de la laguna o incluso en el Mar Mediterráneo, desapareciendo en la estación de verano de los ambientes someros objeto de estudio.

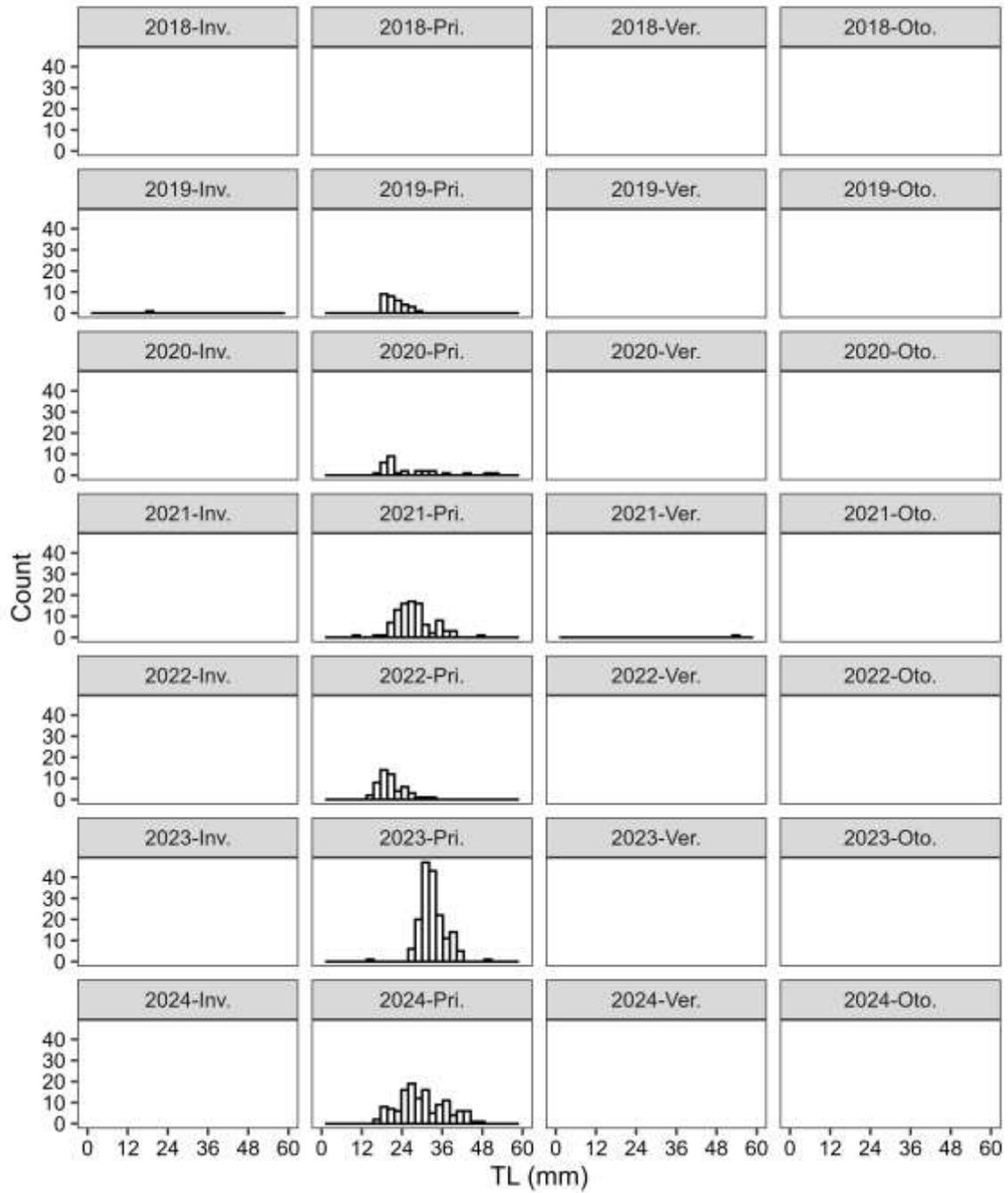


Figura 4.48. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Dicentrarchus labrax* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2024.

En las áreas someras del Mar Menor, esta especie está presente casi exclusivamente durante la estación de primavera, época en la cual los



ejemplares juveniles se congregan en las orillas, resaltando el papel de estos ambientes someros para la cría y engorde de este taxón de interés comercial. La frecuencia de aparición de *D. labrax* en primavera en las áreas someras oscila por lo general entre el 25% y 40% en los periodos de estudio analizados (Figura 4.49). Su presencia es residual en el resto de las estaciones del año. Sin embargo, cabe destacar que su asentamiento juvenil en las áreas someras tiene fuertes fluctuaciones interanuales aquí no representadas. Un ejemplo de ello es la primavera de 2024, cuando la especie estuvo presente en menos del 10% de los arrastres. Por otro lado, el análisis de tendencia de la especie mostró un incremento paulatino de sus poblaciones con la llegada de los eventos eutróficos (Figura 4.50). Asimismo, y tras alcanzar sus valores máximos tras los episodios de mortandad, la especie vuelve a describir una tendencia negativa.

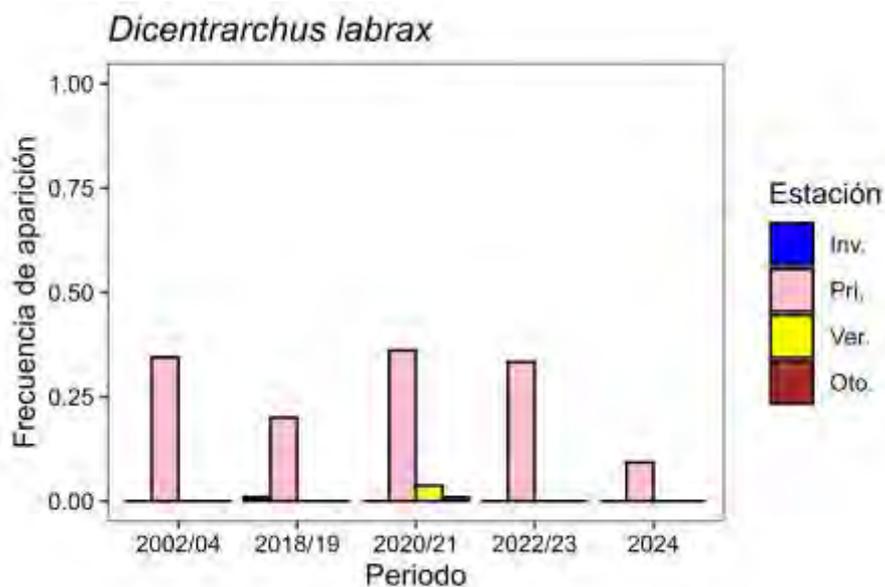


Figura 4.49. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Dicentrarchus labrax* en las áreas someras del Mar Menor.

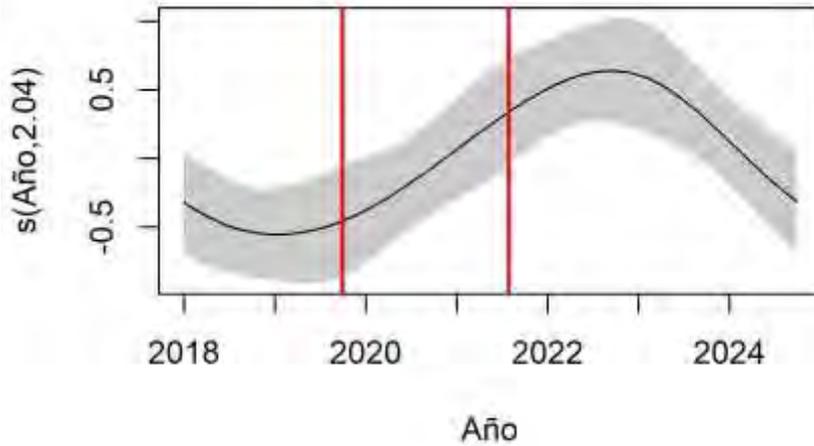


Figura 4.50. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2024 sobre la abundancia de *Dicentrarchus labrax*. El eje “y” muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.



Chelon auratus (Galupe)

El galupe, *Chelon auratus*, es un pez migratorio perteneciente a la Familia Mugilidae. Este pez se alimenta principalmente de pequeños organismos bentónicos, detritos y, en ocasiones, plancton. Habita en aguas marinas, salobres y dulces, formando cardúmenes que se desplazan entre la superficie y los 20 metros de profundidad. La reproducción de esta especie tiene lugar en el mar, entre los meses de julio y noviembre. Los huevos, que son pelágicos, flotan en la columna de agua hasta que eclosionan después de unos días. Las larvas, al nacer, se alimentan de plancton y, a medida que crecen, se convierten en juveniles que migran hacia las zonas costeras. Allí se establecen y alcanzan la madurez sexual. Durante el invierno y especialmente en primavera, esta especie migra a lagunas costeras y estuarios, asentándose en áreas someras durante las primeras etapas de su vida. Esta especie coloniza la totalidad de áreas someras de la laguna durante sus estadios juveniles, si bien es cierto que tiende a mostrar preferencia por zonas con mayor influencia mediterránea (Verdiell-Cubedo et al. 2012).

El estudio de la estructura de tallas de sus poblaciones en las áreas someras del Mar Menor enmarca el inicio del asentamiento juvenil de esta especie durante los meses de invierno (Figura 4.51), con una moda de ejemplares próxima a los 25 mm de longitud total (LT). Su permanencia en las áreas someras se extiende hasta los meses de primavera, cuando tras alcanzar tallas próximas a los 70 mm abandonan la fracción más somera de las orillas litorales de la laguna. Este patrón de reclutamiento ha sido prácticamente idéntico en los 6 años de seguimiento, siendo el mugilido con valores más estables de la serie temporal, aspecto que parece deberse a su menor vinculación a los aportes de agua dulce.

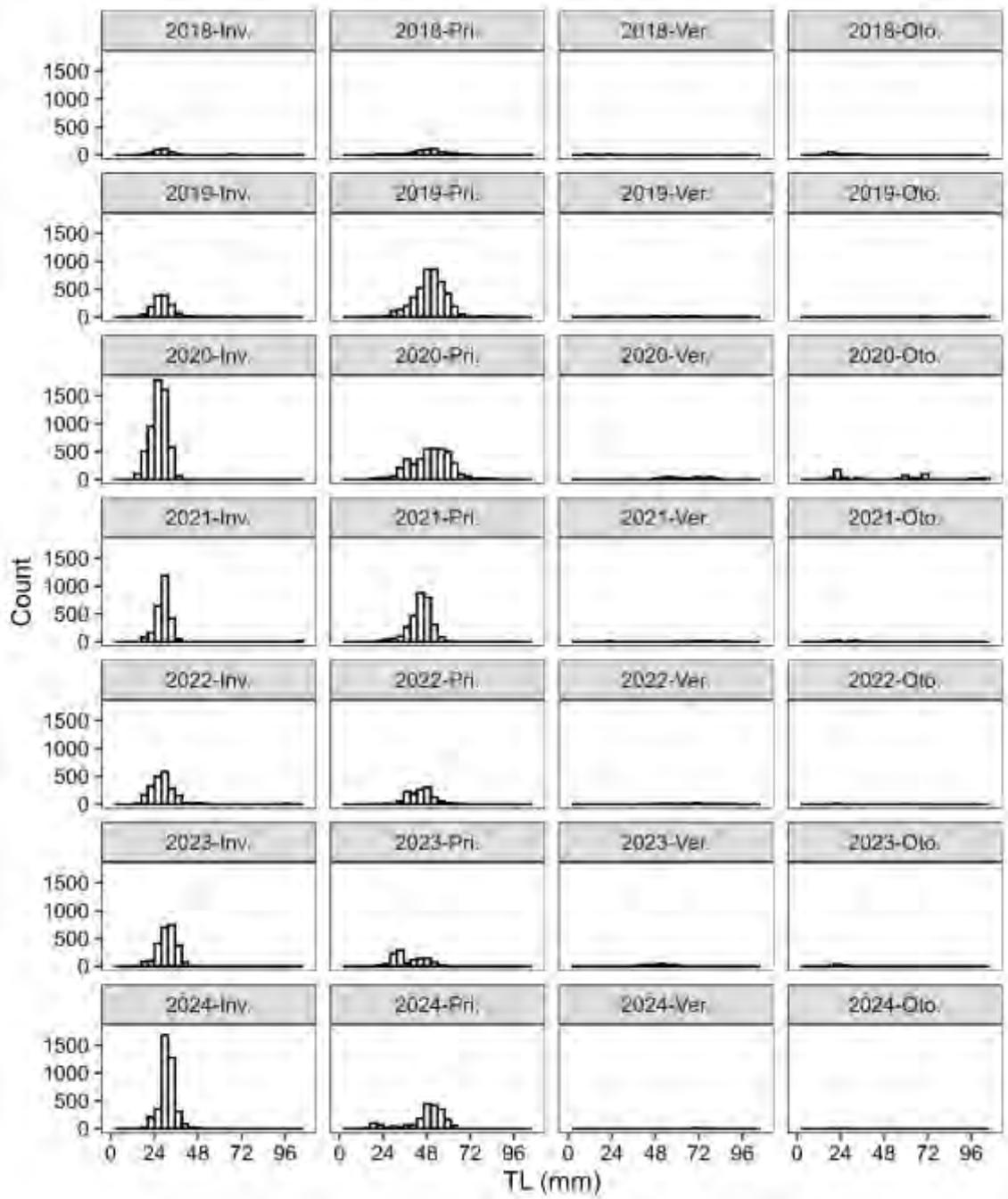


Figura 4.51. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Chelon auratus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2024.



La presencia de *Chelón auratus* en las zonas someras del Mar Menor muestra una variación estacional significativa (Figura 4.52). 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 2024 (Figura 4.53). 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.

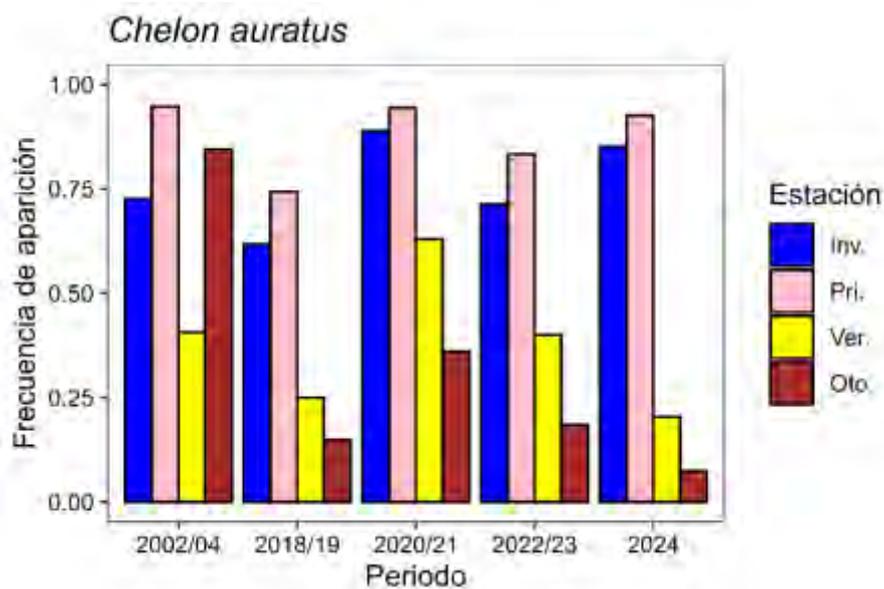


Figura 4.52. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Chelón auratus* en las áreas someras del Mar Menor.

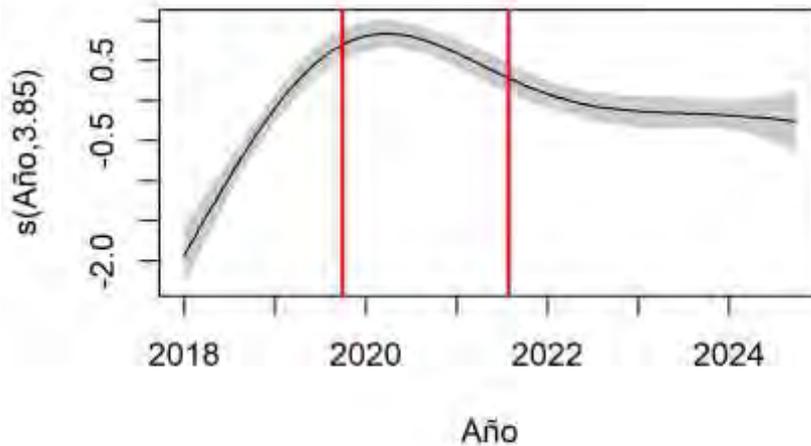


Figura 4.53. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2024 sobre la abundancia de *Chelon auratus*. El eje “y” muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.

El análisis exhaustivo de la abundancia por periodos y confinamientos refleja una disminución continuada en el reclutamiento tras el periodo de referencia (2002-2004) (Figura 4.54), aspecto que podría deberse a cambios tanto lagunares como mediterráneos. No obstante, en 2018-2019 se dan los valores más bajos de la serie temporal, incrementando luego en 2020-2021, y bajando en 2022-2023 y 2024. En relación con los niveles de confinamiento, las zonas más aisladas del mediterráneo (nivel de confinamiento 3) muestran el mayor descenso de abundancia, aspecto que parece vincularse a cambios recientes en la hidrodinámica de la laguna (García-Olivo et al. 2018), que podrían afectar en los mecanismos que actúan de atrayente para los juveniles de la especie.

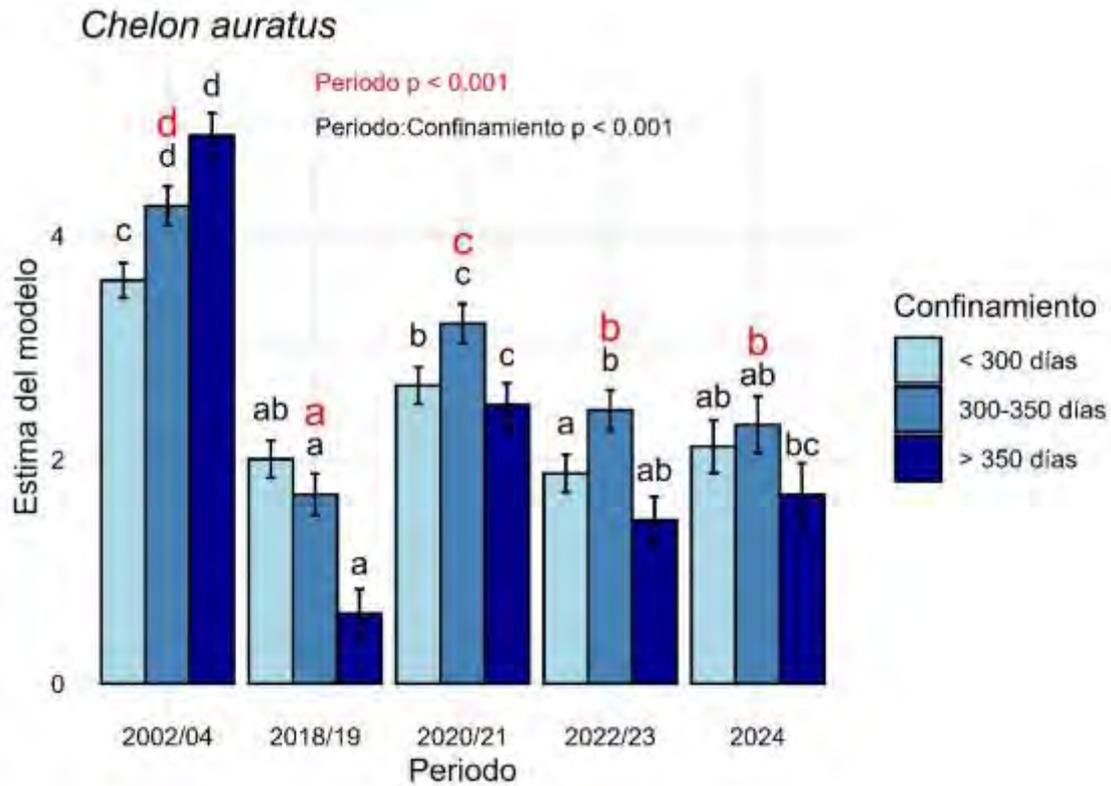


Figura 4.54. Medias marginales junto a error estándar del efecto de la interacción Periodo * Confinamiento sobre la abundancia de *Chelon auratus* en el modelo lineal generalizado (glm): Estación + Periodo (Año) * Confinamiento (Sector). Se expone el nivel de significancia del análisis de desviación del modelo para Periodo y Periodo * Confinamiento, así como los grupos formados por el test por pares posterior con ajuste de Bonferroni.



Chelon ramada (Lisa)

Chelon ramada es un mugílido con una marcada tendencia migratoria, sintiéndose atraído por las áreas estuáricas y de agua dulce. Su dieta incluye plancton, pequeños invertebrados y detritos orgánicos, que encuentra tanto en la superficie como en el fondo. Prefiere hábitats costeros con aguas poco profundas, ya sean arenosos o rocosos, y puede tolerar una amplia gama de salinidades, desde agua dulce hasta hipersalina. Esta especie migra según la temporada y la disponibilidad de alimento y refugio. Su reproducción es ovípara y ocurre en el mar, donde las hembras liberan millones de huevos que son fecundados por los machos. Los huevos, de tipo pelágico, eclosionan en pocos días, dando lugar a larvas que se desarrollan en zonas costeras protegidas. En el Mar Menor, su presencia en áreas someras no es muy alta, apareciendo casi exclusivamente durante el invierno.

La distribución de *Chelon ramada* en el Mar Menor se encuentra restringida y estrechamente asociada a las áreas someras con influencia continental situadas en la cubeta oeste de la laguna. Los gráficos relativos a la estructura de tallas marcan un asentamiento de la cohorte juvenil (0+) en la estación de invierno (Figura 4.55), con una longitud total (LT) que se sitúa para la mayoría de los ejemplares por debajo de los 20 mm. Los ejemplares suelen abandonar las zonas más someras de la laguna a principios de primavera, con tallas por lo general inferiores a los 40 mm.

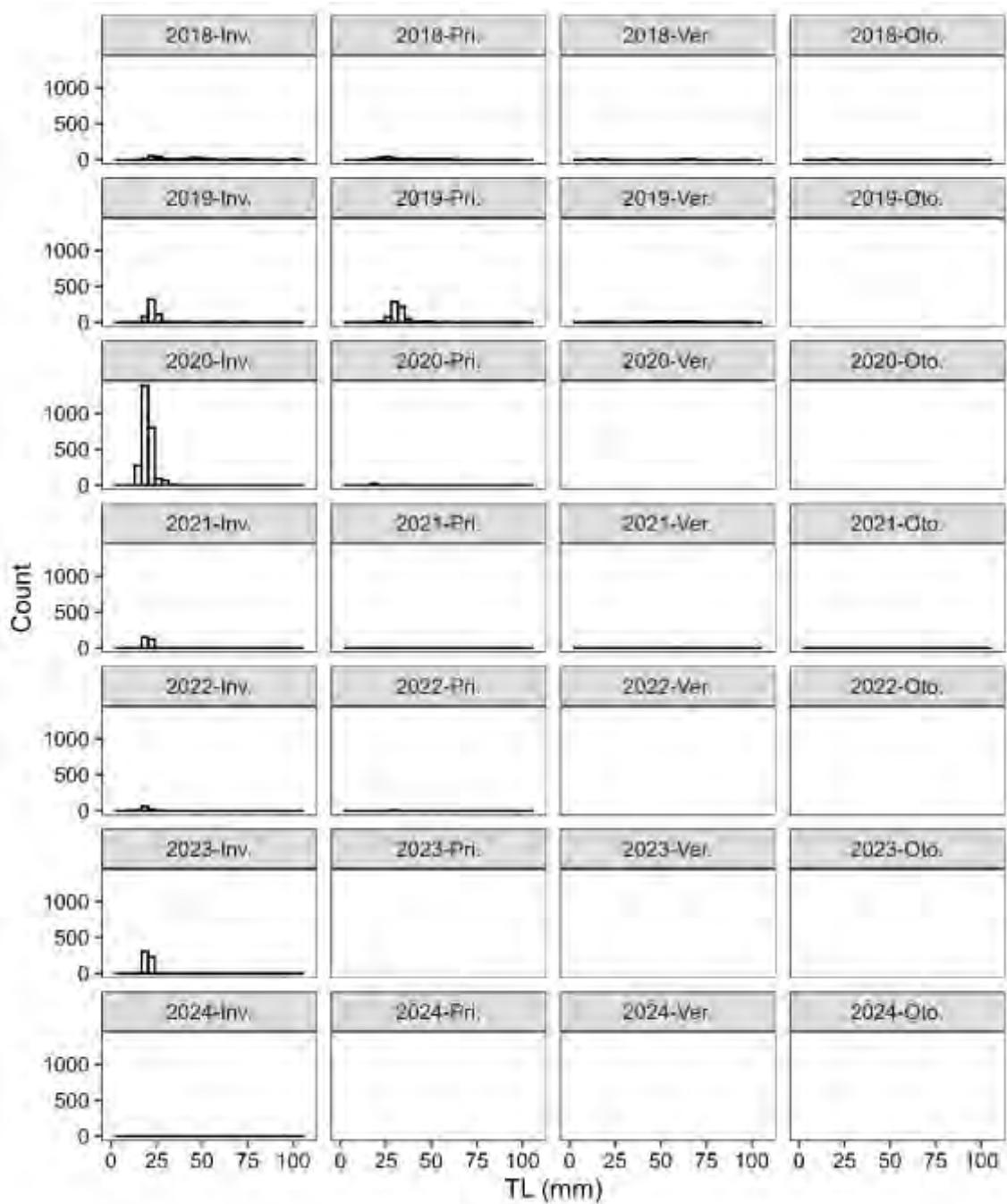


Figura 4.55. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Chelon ramada* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2024.



La frecuencia de aparición de esta especie en las áreas someras del Mar Menor durante los meses de invierno se ha mantenido constante y superior al 40% en los tres primeros periodos de estudio, disminuyendo sin embargo a cifras cercanas al 15% durante el periodo 2022-2023, y a menos del 5% en 2024 (Figura 4.56). Es probable que la acumulación de inviernos poco pluviométricos durante estos periodos ha reducido la entrada de agua dulce en el momento que los juveniles necesitan el estímulo para entrar en la laguna, explicando esta notable reducción.

El análisis de la tendencia temporal de la abundancia de *Chelon ramada* en las áreas someras del Mar Menor muestra una disminución gradual hasta 2023, que se acentuó en 2024 (Figura 4.57). Este patrón coincide con la reducción progresiva de la entrada de agua dulce desde la cuenca vertiente, debido a las sequías de 2023 y 2024.

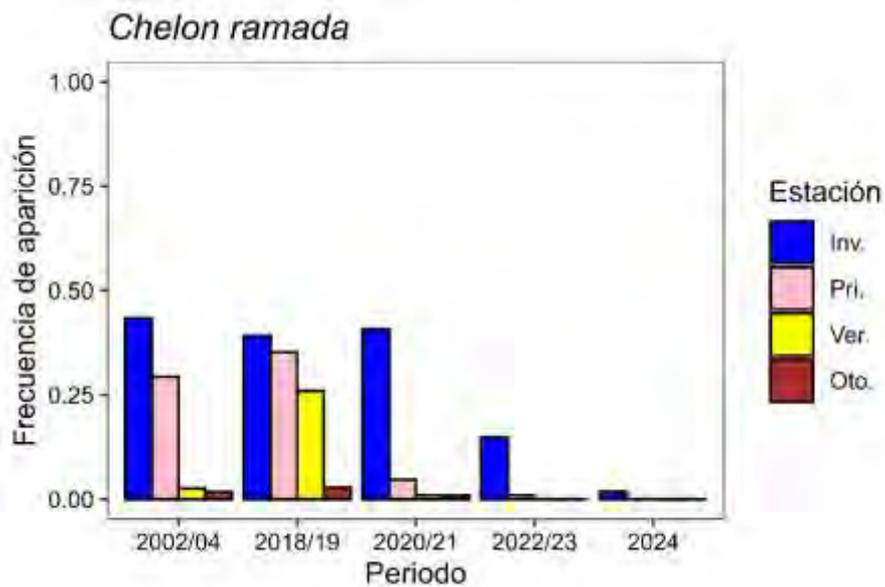


Figura 4.56. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Chelon ramada* en las áreas someras del Mar Menor.

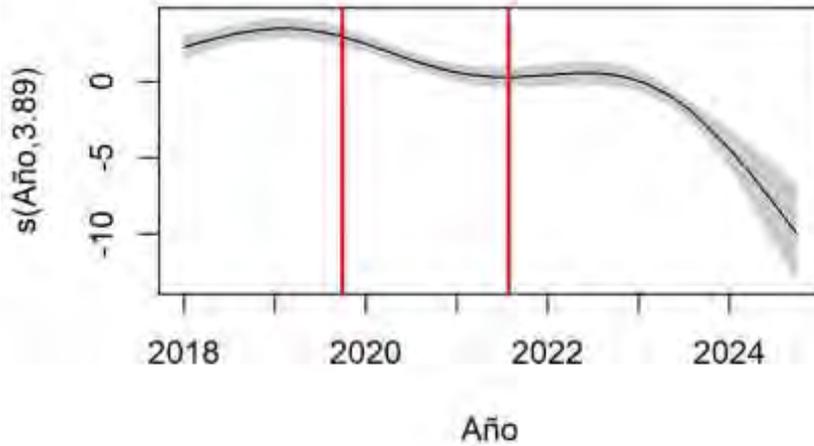


Figura 4.57. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2024 sobre la abundancia de *Chelon ramada*. El eje “y” muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.



Chelon saliens (Lisa o galúa)

Chelon saliens, perteneciente a la Familia Mugilidae, se encuentra principalmente en aguas costeras y estuarios. Este pez se alimenta principalmente de materia orgánica y vegetal, siendo herbívoro y detritívoro. Puede alcanzar una longitud de entre 30 y 40 cm. Su reproducción ocurre en verano, desovando en aguas abiertas. Los huevos son pelágicos y se dispersan hasta que las larvas eclosionan, creciendo rápidamente y asentándose en áreas someras y tranquilas. Es una especie migratoria que entra y sale del Mar Menor a través de las golas que lo conectan con el Mediterráneo. Es el mugílido más abundante en las áreas someras del Mar Menor y una de las especies más importantes para la pesca, junto con el pardete (*Mugil cephalus*) y el galupe (*Chelon auratus*). Esta especie se encuentra ampliamente distribuida por todo el perímetro, mostrando las mayores abundancias en la cubeta oeste de la laguna.

En cuanto a la estructura de tallas de sus poblaciones, se observa un notable asentamiento de juveniles (0+) en otoño, con una moda de tallas por debajo de los 20 mm (Figura 4.58). Aunque algunos juveniles llegan a las áreas someras en verano, lo hacen en densidades bajas. Durante el invierno y la primavera, esta cohorte juvenil crece hasta alcanzar tallas cercanas a los 60 mm, momento en el que disminuye su presencia en las zonas extremadamente someras. Este patrón se ha mantenido constante a lo largo del periodo evaluado (2018-2024).

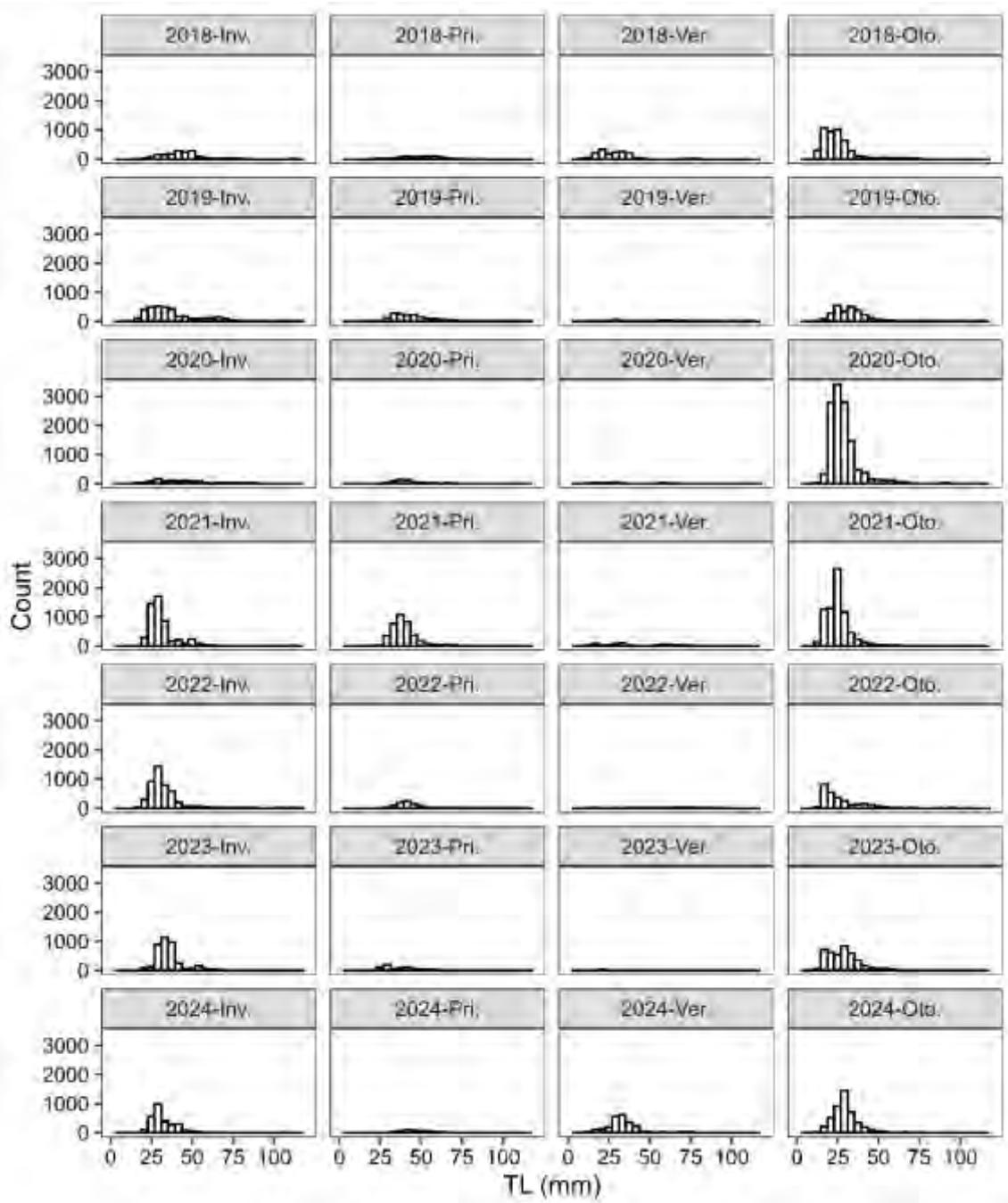


Figura 4.58. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Chelon saliens* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2024.



Chelon saliens muestra en el conjunto de periodos evaluados una elevada frecuencia de aparición por arrastre, con valores anuales promedios próximos al 75% (Figura 4.59). Los datos reflejan cierta estacionalidad en su presencia en las áreas someras, siendo ésta por lo general ligeramente más elevada durante las estaciones de otoño y primavera. A su vez, las diferencias a nivel de periodo son prácticamente inexistentes

El análisis de tendencia temporal de la especie de los trimestres que conforman el periodo 2018-2024 muestra una fluctuación con picos máximos en 2018, 2021 y 2024 (Figura 4.60), y mínimos en 2019 y 2023, aspecto vinculado seguramente a variables mediterráneas que determinan la posibilidad de entrada de los ejemplares de fase larvaria en la laguna.

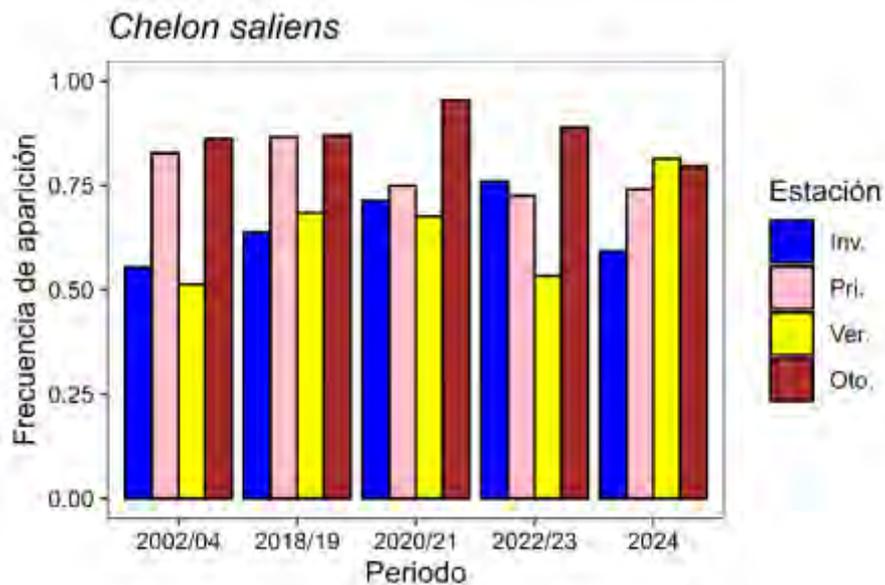


Figura 4.59. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Chelon saliens* en las áreas someras del Mar Menor.

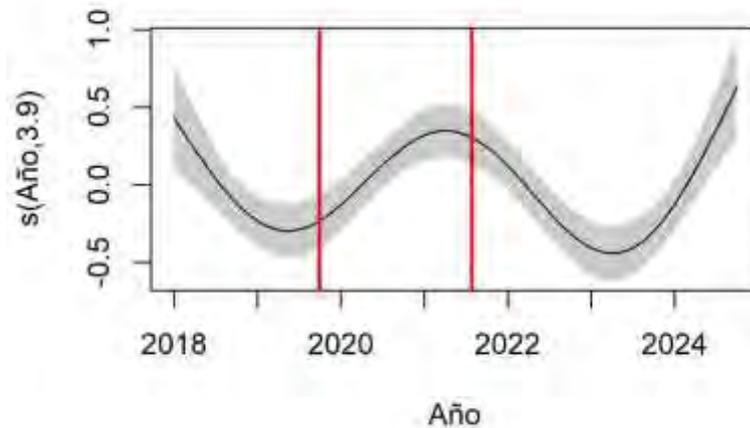


Figura 4.60. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2024 sobre la abundancia de *Chelonia mydas*. El eje “y” muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.

El análisis exhaustivo del efecto de los periodos pone de manifiesto como el periodo 2022-2023 mostró los valores más bajos de abundancia para la especie (Figura 4.61). Respecto a la evolución temporal de los confinamientos, no se encontró un patrón de tendencia concreto, si bien 2022-2023 y 2018-2019 mostraron los valores más bajos para las zonas semiconfinadas, es decir, para las áreas someras más próximas a la cuenca de drenaje. Una serie temporal más larga con la que cruzar variables hidrodinámicas y fisicoquímicas, lagunares y mediterráneas permitirá en un futuro definir claramente las métricas que determinan el asentamiento de esta especie de elevado interés pesquero.

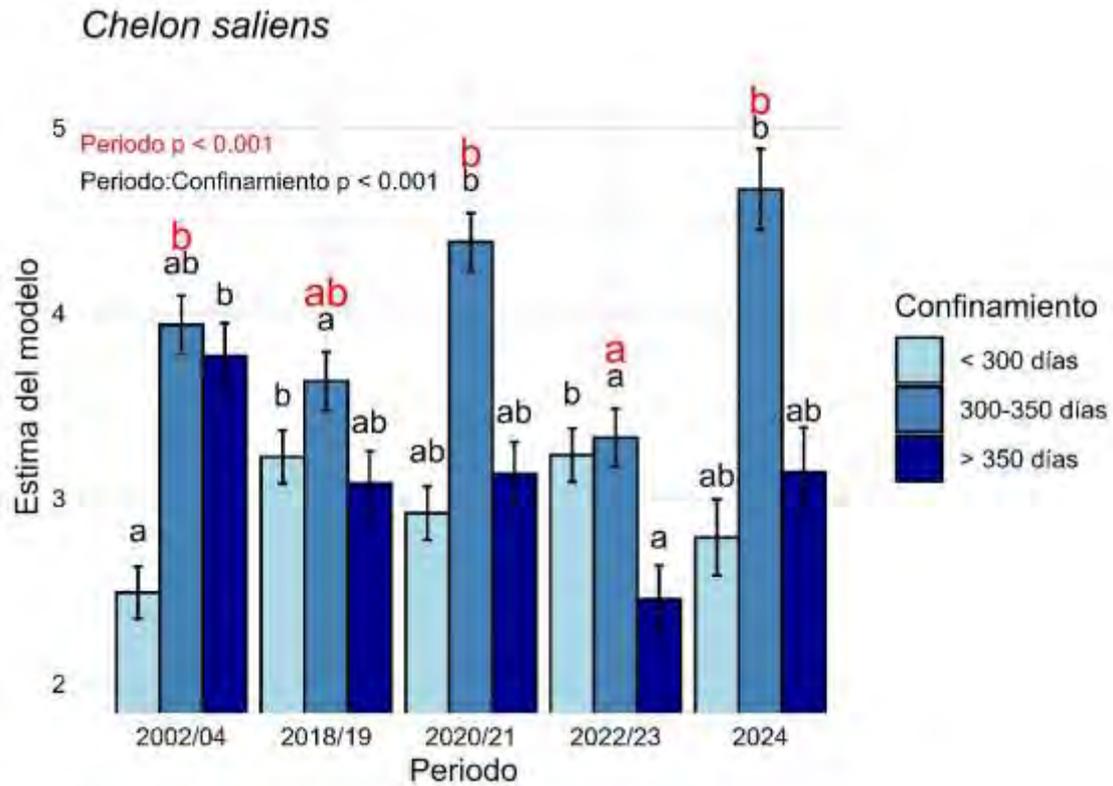


Figura 4.61. Medias marginales junto a error estándar del efecto de la interacción Periodo * Confinamiento sobre la abundancia de *Chelon saliens* en el modelo lineal generalizado (glm): Estación + Periodo (Año) * Confinamiento (Sector). Se expone el nivel de significancia del análisis de desviación del modelo para Periodo y Periodo * Confinamiento, así como los grupos formados por el test por pares posterior con ajuste de Bonferroni.



Mugil cephalus (Pardete)

El pardete (*Mugil cephalus*) es un pez eurihalino que se encuentra en aguas costeras, estuarios y desembocaduras de ríos. Su alimentación se basa en zooplancton, materia orgánica en descomposición y algas. Puede llegar a medir hasta un metro de longitud. Aunque puede vivir en agua dulce, regresa al mar para reproducirse. La época de desove es entre otoño e invierno, cuando los adultos se agrupan en grandes bancos en el mar. Esta especie, como otros mugílidos, tiene un elevado tamaño de puesta, pudiendo desovar hasta dos millones de huevos (Harrison, 1995). Las larvas, al nacer, forman grandes cardúmenes y se trasladan a estuarios o aguas interiores para crecer y completar su ciclo de vida. En el Mar Menor, aunque no es el mugílido más abundante, es una especie apreciada en la pesca. La distribución de esta especie en las áreas someras de la laguna prácticamente excluye a las localidades situadas en la cubeta este, donde hay mayor influencia mediterránea.

El asentamiento de esta especie en las áreas someras del Mar Menor se concentra en el periodo otoñal, con una cohorte juvenil (0+) con tallas por debajo de los 25 mm (Figura 4.62). Con el comienzo del invierno, esta cohorte incrementa su tamaño, hasta abandonar las áreas más someras con tallas máximas próximas a los 50mm. La entrada de ejemplares juveniles está marcada por los aportes de agua dulce de la cuenca vertiente, por lo que en otoños de años secos como 2023 y 2024, el asentamiento de estos juveniles se vuelve muy anecdótico.

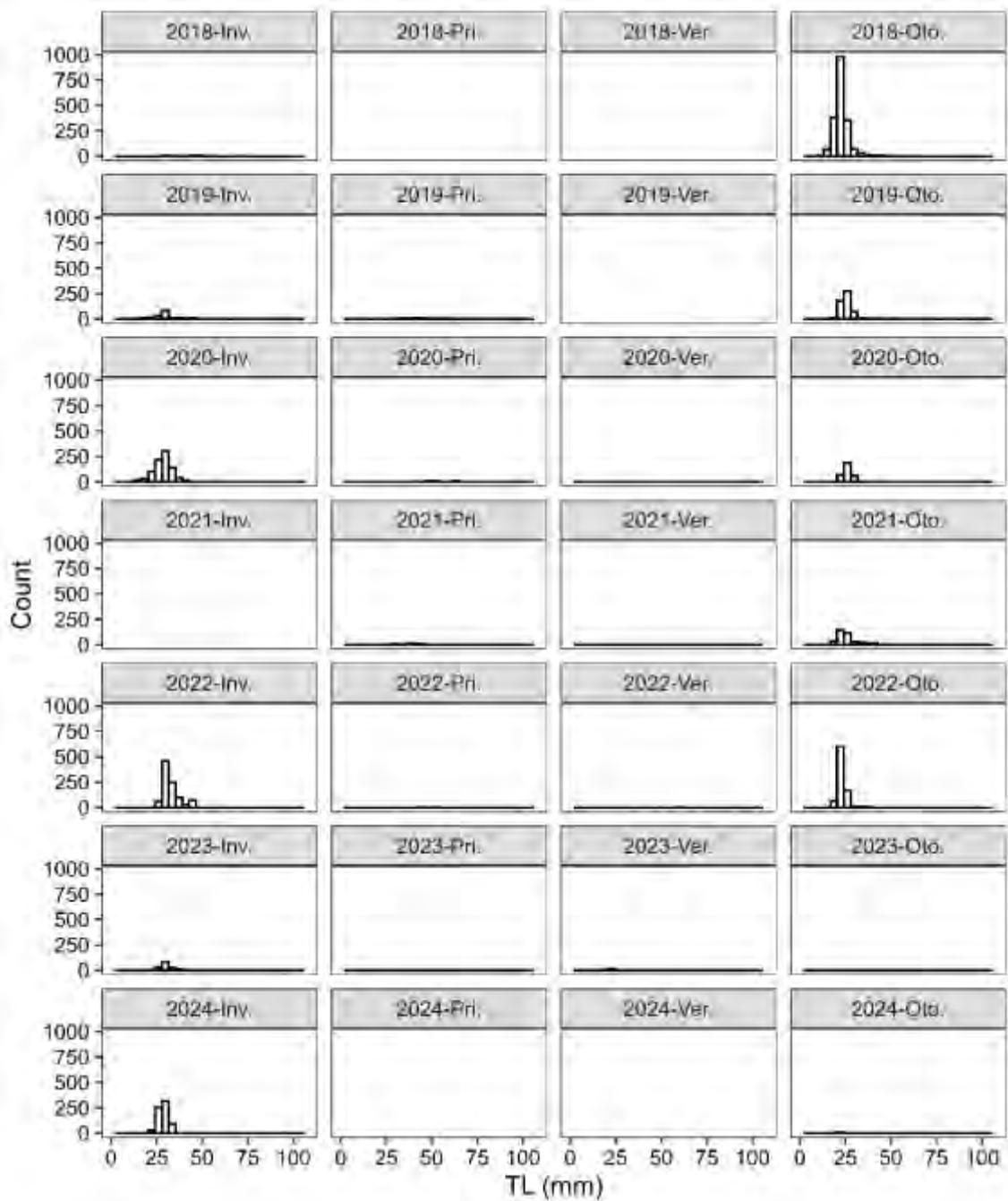


Figura 4.62. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Mugil cephalus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2024.



El estudio de la frecuencia de aparición de *M. cephalus* muestra claramente diferencias estacionales, siendo en los meses de otoño cuando la especie obtiene los valores más altos (Fig. 4.63). Respecto a las diferencias entre periodos de estudio, resaltan los valores próximos al 60% que la especie mostró durante la estación otoñal del periodo de referencia (2002-2004), siendo sin embargo mucho menor para la misma estación en el resto de los periodos evaluados, con una media próxima al 10 % en el caso de 2024.

En el análisis de la serie temporal 2018-2024 se aprecia como en 2019-2020 la especie incrementa su abundancia (Figura 4.64), posiblemente como consecuencia del atrayente ocasionado por las lluvias torrenciales. Tras este máximo, la especie disminuye su abundancia escalonadamente, sufriendo un descenso más drástico tras la sequía de los años 2023 y 2024.

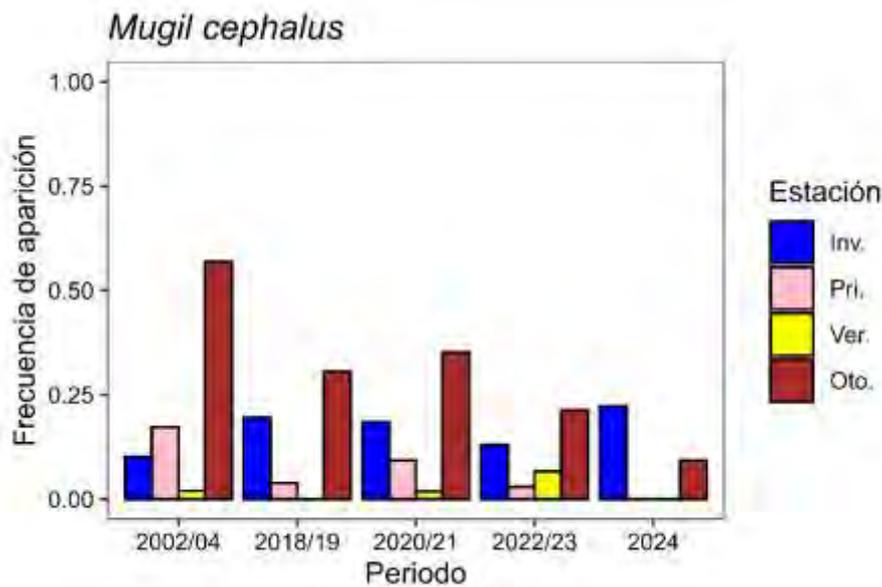


Figura 4.63. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Mugil cephalus* en las áreas someras del Mar Menor.

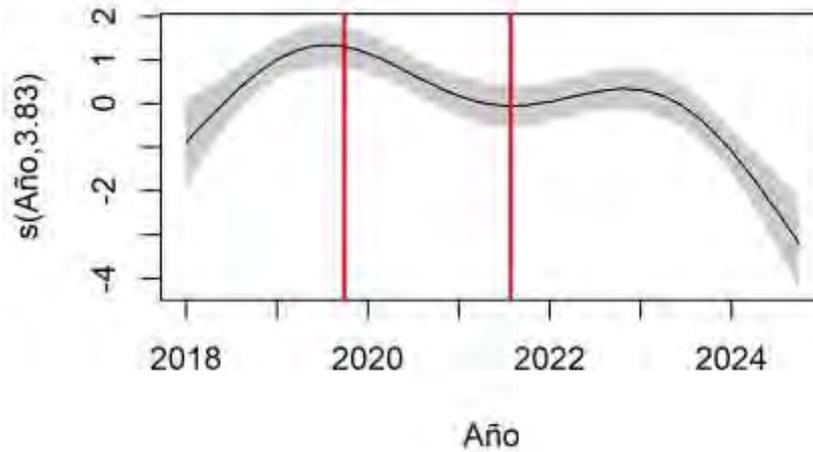


Figura 4.64. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2024 sobre la abundancia de *Mugil cephalus*. El eje “y” muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.



Sparus aurata (Dorada)

La dorada (*Sparus aurata*) es un pez de la Familia de los espáridos que se encuentra en aguas salobres y marinas, como lagunas costeras y estuarios, especialmente durante las primeras etapas de su vida. Esta especie macrobentívora se alimenta principalmente de moluscos, crustáceos y pequeños peces. Prefiere fondos arenosos, fangosos o con vegetación, que le proporcionan alimento y refugio. La dorada es hermafrodita protándrica, lo que significa que nace como macho y se convierte en hembra cuando mide entre 200 y 300 mm. Alcanza la madurez sexual entre los dos y tres años, y su reproducción ocurre entre octubre y diciembre, cerca de la costa. Los juveniles migran a aguas más someras a finales del invierno y en primavera, permaneciendo allí hasta el otoño, cuando regresan al mar abierto. En el Mar Menor, es una de las especies más relevantes para la pesca. La cohorte juvenil de dorada se distribuye principalmente en las áreas someras del Mar Menor, concentrándose en la cubeta norte de la laguna. Esta distribución podría estar relacionada con su entrada a la laguna a través de las golas del norte, estableciéndose en las zonas someras más cercanas, que tienen cierta influencia mediterránea.

Los gráficos relativos al estudio de la estructura de tallas de *Sparus aurata* en las áreas someras del Mar Menor quedan definidos principalmente por el pico de capturas obtenido en invierno de 2021. No obstante, se observa como el reclutamiento de los primeros ejemplares juveniles (0+) tiene lugar en la estación de invierno, mayoritariamente con tallas inferiores a 24 mm de longitud total (LT) (Figura 4.65). Esta cohorte se desarrolla en las zonas más someras hasta los meses de primavera, cuando alcanzan tallas ligeramente superiores a los 50 mm y abandonan las áreas someras, ocupando otros ambientes lagunares. Cabe destacar la marcada reducción en el reclutamiento del año 2024, que podría deberse a los valores anormalmente altos de temperatura registrados para dicho invierno. No obstante, el carácter migrador de la especie puede hacer que haya una sinergia mucho más compleja de variables fisicoquímicas e hidrodinámicas lagunares y mediterráneas detrás del descenso.

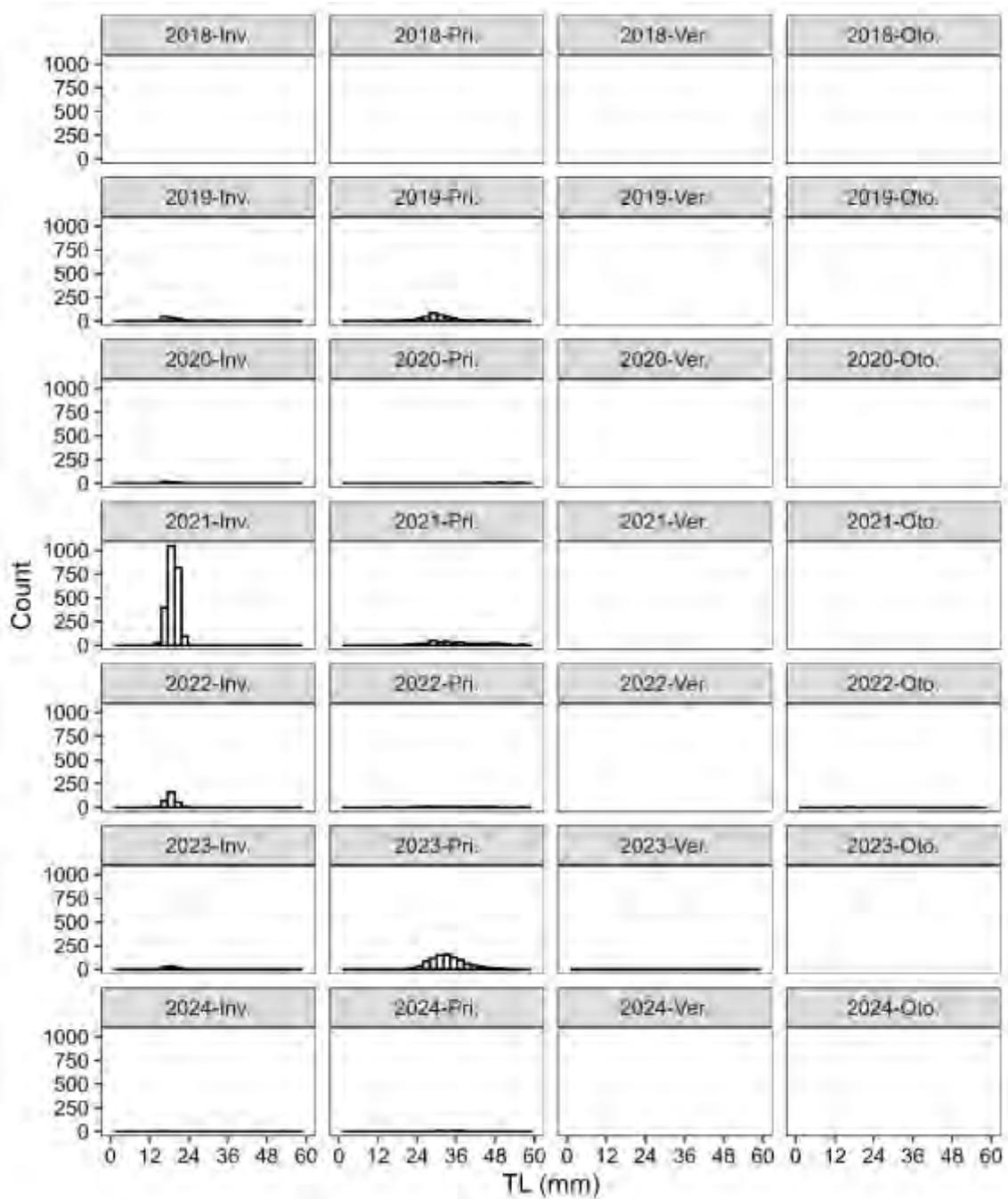


Figura 4.65. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Sparus aurata* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2024.



El estudio de la frecuencia de aparición de esta especie indica una marcada estacionalidad de su presencia en las áreas someras, siendo ésta casi exclusiva en las estaciones de invierno y primavera, por lo general con una frecuencia de aparición entre el 50% y 75% hasta 2023 (Figura 4.66). Sin embargo, durante el año 2024, esta frecuencia de aparición se ha reducido drásticamente hasta valores próximos al 10%.

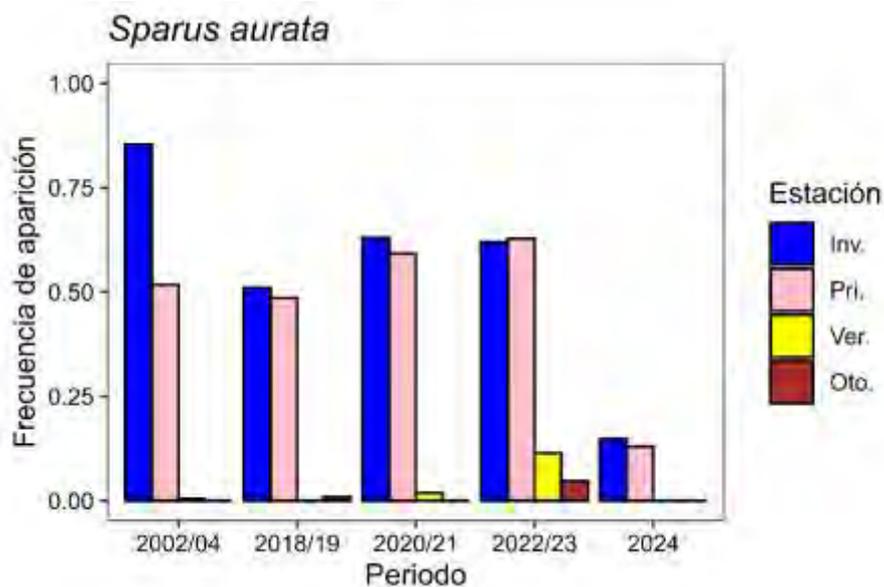


Figura 4.66. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Sparus aurata* en las áreas someras del Mar Menor.



El análisis trimestral de la evolución de abundancia de la especie, muestra un paulatino incremento hasta el año 2022, con un marcado descenso tras el mismo, hasta valores mínimos (Figura 4.67). Este descenso de abundancia unido al descrito previamente tras el periodo de referencia (no incorporado en el modelo GAM) pone de manifiesto la paulatina pérdida del valor de guardería de las áreas someras para esta especie de interés comercial en un contexto de largo plazo. Se hace necesario indagar en variables fisicoquímicas lagunares y mediterráneas durante un seguimiento interanual más largo, permitiendo concluir que factores están detrás del declive.

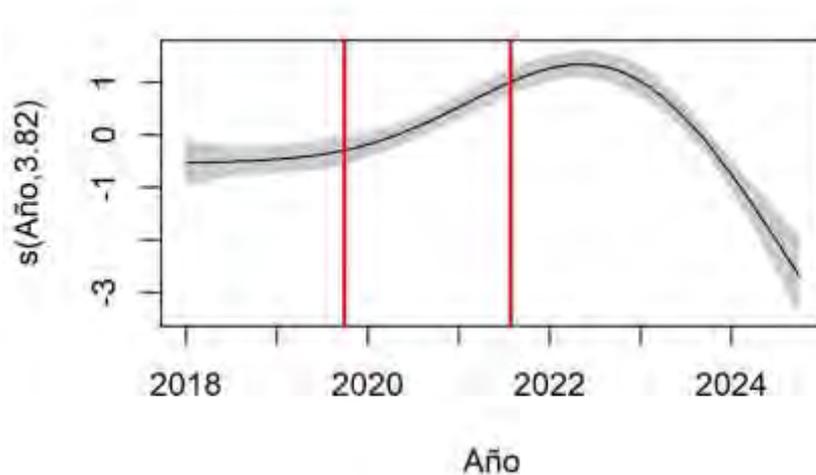


Figura 4.67. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2024 sobre la abundancia de *Sparus aurata*. El eje “y” muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.



Syngnathus abaster (Aguja de río)

Syngnathus abaster es la especie de syngnátido más representativa de las áreas someras del Mar Menor. Se trata de una especie típica de lagunas costeras y estuarios, con un marcado carácter eurihalino. Su dieta es principalmente zoobentónica, alimentándose de pequeños invertebrados que encuentra entre la vegetación del fondo. La estrecha relación de esta especie con las praderas marinas, junto con la importancia de estos hábitats, ha confirmado su papel como indicador ecológico 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 tiene un ciclo de vida corto, generalmente de un año, aunque se han registrado individuos que viven más de cuatro. Su reproducción ocurre entre la primavera y el otoño, y el tamaño de las puestas varía geográficamente, oscilando entre 69 y 109 huevos. Como en otros signátidos, el macho cuida de los huevos hasta que eclosionan (Monteiro et al. 2017). En el contexto del Mar Menor, la especie aparece en los hábitats vegetados de las áreas someras (praderas de *C. nodosa*, *C. prolifera* y mixtas), así como en la extensa pradera de *C. prolifera* de las zonas profundas.

El análisis de la estructura de tallas de la población de *S.abaster* en las áreas someras del Mar Menor refleja importantes cambios temporales (Fig. 4.68). En 2018 y 2019, periodo previo a las mortandades, se observa un patrón estacional similar. En este periodo el asentamiento de los ejemplares juveniles (0+) en las áreas someras tiene lugar principalmente en primavera y verano, siendo por el contrario dominada la población de otoño e invierno por ejemplares de mayor talla. Sin embargo, tras los eventos de mortandad el reclutamiento de ejemplares juveniles (0+) disminuye, ampliándose además la estructura de tallas durante verano y otoño, y no observándose, para estas dos estaciones, una dominancia clara de ninguna de las cohortes existentes. Sin embargo, en verano de 2024 comienza a detectarse un reclutamiento marcado de juveniles, que se reclutan como adultos en otoño, permitiendo cierta recuperación en la abundancia de la especie.

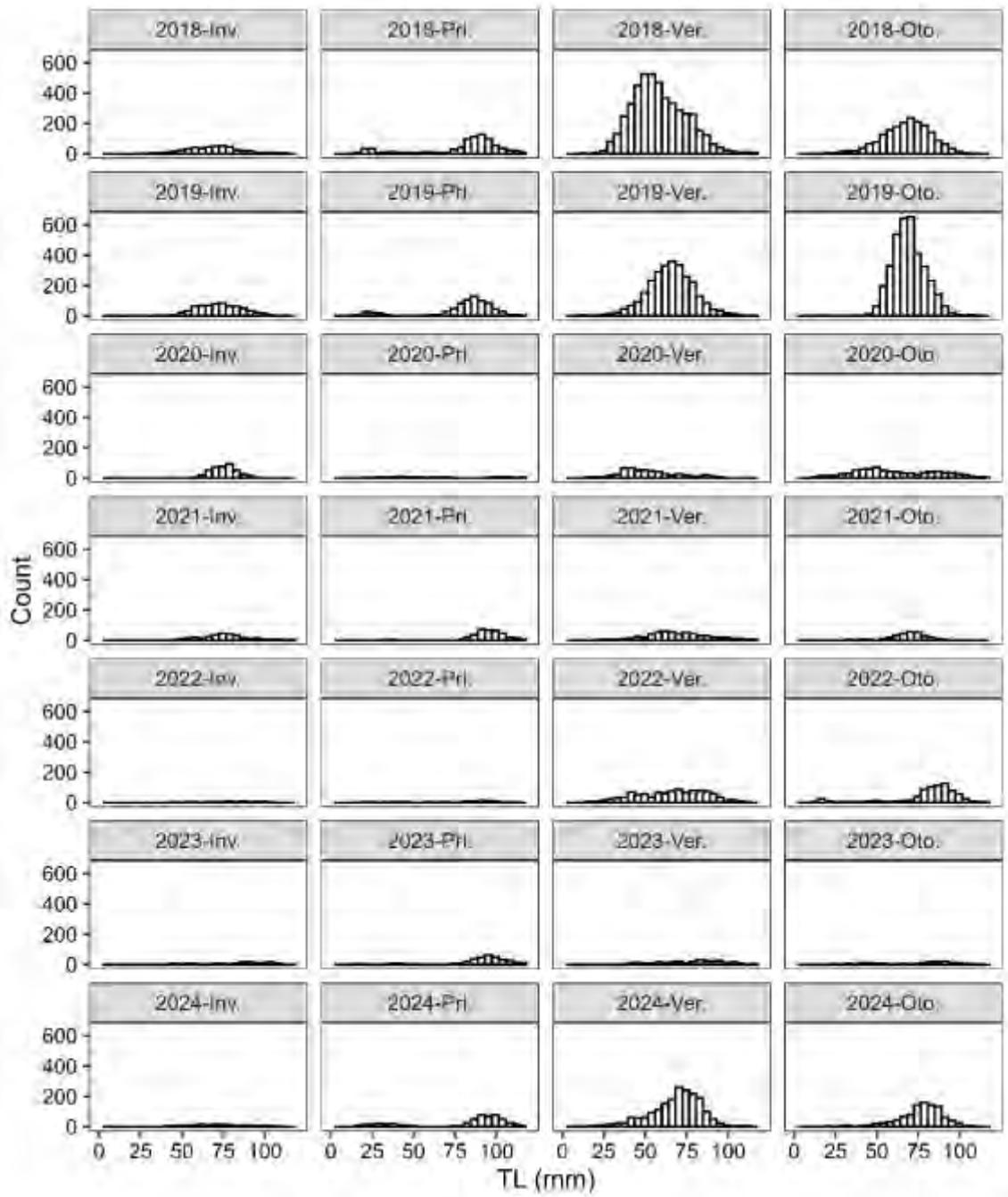


Figura 4.68. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Syngnathus abaster* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2024.

Esta especie muestra en las áreas someras del Mar Menor una frecuencia de aparición relativamente estable a lo largo del ciclo anual (Fig. 4.69), aunque siempre muestra valores ligeramente más elevados durante la estación otoñal. Por otro lado, la frecuencia de aparición de *S. abaster* se mantiene a lo largo de



todos los periodos de estudio en valores superiores al 50%, siendo ésta incluso del 75% durante el periodo eutrófico previo a las mortandades (2018-2019). Después de los fenómenos de mortandad, se detectó una reducción en la frecuencia de aparición en los periodos 2020-2021 y 2022-2023. No obstante, a partir de primavera de 2024, estos valores se recuperaron en cierta medida.

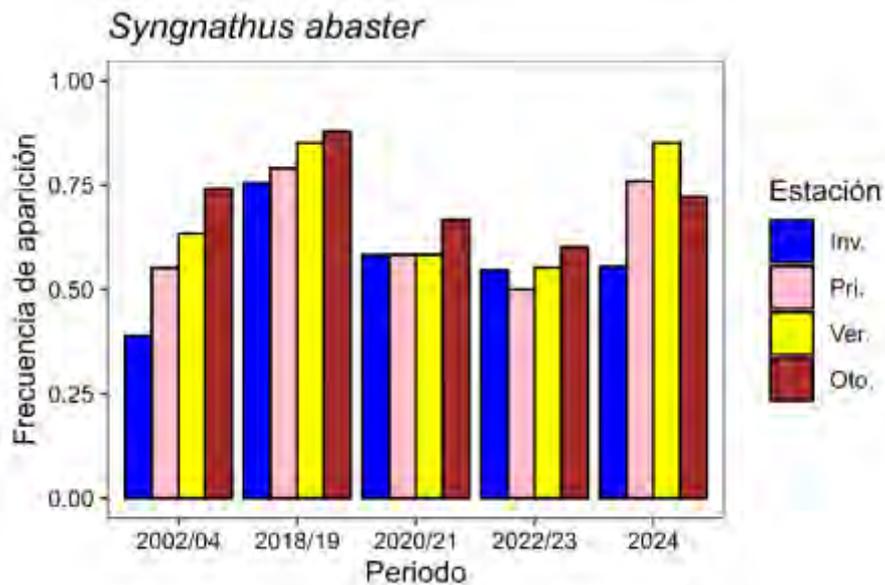


Figura 4.69. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Syngnathus abaster* en las áreas someras del Mar Menor.

La tendencia temporal de la abundancia expresada en el GAM muestra una caída paulatina tras el año 2019 (Figura 4.70), motivada por los efectos devastadores de la mortandad masiva. La especie se vio bastante afectada por esta crisis, no llegando a incrementar de nuevo su abundancia hasta la mejora de los parámetros de calidad del agua en 2023-2024. El análisis detallado del modelo de abundancia de la especie refleja claramente como 2024 es el segundo periodo con mayor abundancia de la especie, apuntando a esta recuperación de la especie emblemática (Figura 4.71). Además, se aprecia como esta recuperación es especialmente patente en las zonas de confinamiento 1 y 3, que son las más distantes a la cuenca de drenaje. Si bien estos datos son esperanzadores para esta especie de elevado interés en conservación, la llegada de años húmedos en los que incrementen las entradas de agua dulce podrán volver a poner en riesgo la integridad ecológica del sistema y sus especies típicas.

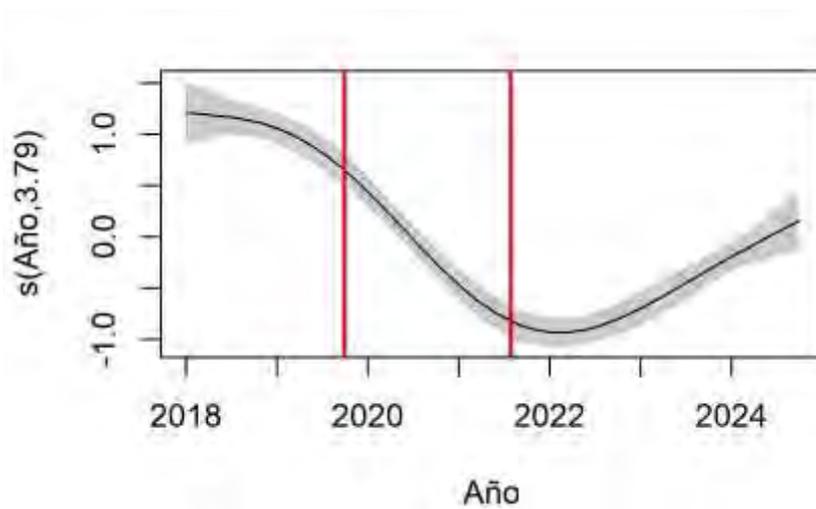


Figura 4.70. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2024 sobre la abundancia de *Syngnathus abaster*. El eje y muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.

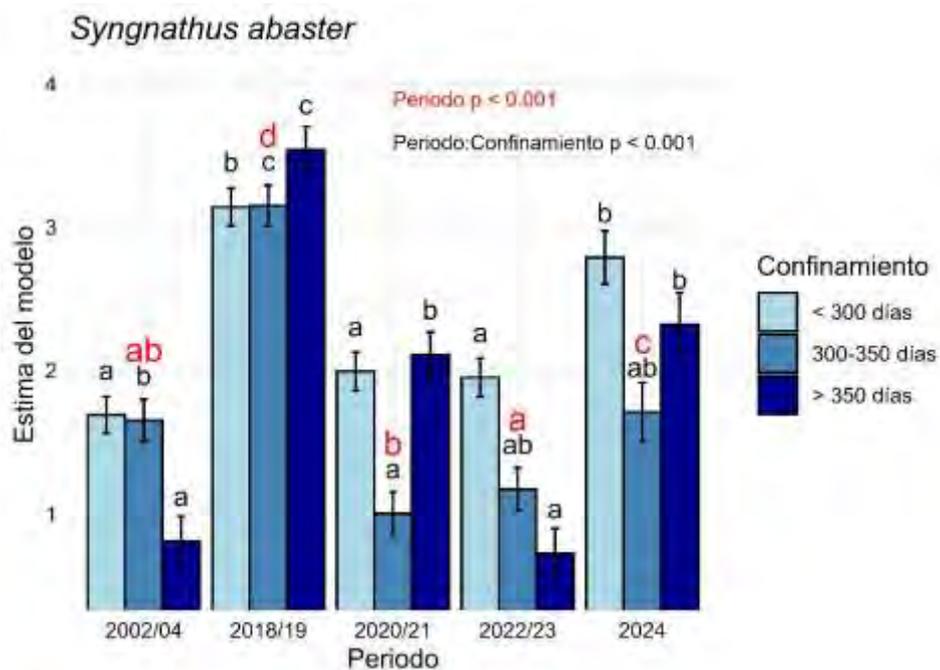


Figura 4.71. Medias marginales junto a error estándar del efecto de la interacción Periodo * Confinamiento sobre la abundancia de *Syngnathus abaster* en el modelo lineal generalizado (glm): Estación + Periodo (Año) * Confinamiento (Sector). Se expone el nivel de significancia del análisis de desviación del modelo para Periodo y Periodo * Confinamiento, así como los grupos formados por el test por pares posterior con ajuste de Bonferroni.



Syngnathus typhle (Aguja mula)

Dentro de los peces pipa que habitan la laguna, *Syngnathus typhle* se diferencia de *Syngnathus abaster* por varios aspectos ecológicos y morfológicos. Ambas especies tienen en común una fuerte asociación con los hábitats vegetados, siendo potenciales indicadores de la calidad de estos ecosistemas (Scapin et al. 2016; Scapin et al. 2018). Sin embargo, mientras que *S. abaster* es residente todo el año en el contexto de las áreas someras, *S. typhle* es una especie marina que tiende a ocupar las zonas someras del Mar Menor de una manera más anecdótica en las estaciones de primavera, verano y otoño, cuando las temperaturas son más cálidas. Durante este periodo, se alimenta de invertebrados de mediano tamaño e incluso de alevines de otras especies de peces (Dawson, 1986). Por otro lado, su ciclo de vida es más largo, alcanzando tallas superiores a *S. abaster*.

La aguja mula se distribuye de forma amplia y homogénea por las orillas perimetrales del Mar Menor, siempre y cuando exista cierta cobertura de praderas marinas en los fondos.

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 4.72). No obstante, con una elevada fluctuación interanual, se aprecia durante primavera, verano y otoño el reclutamiento de ejemplares juveniles (< 11 cm).

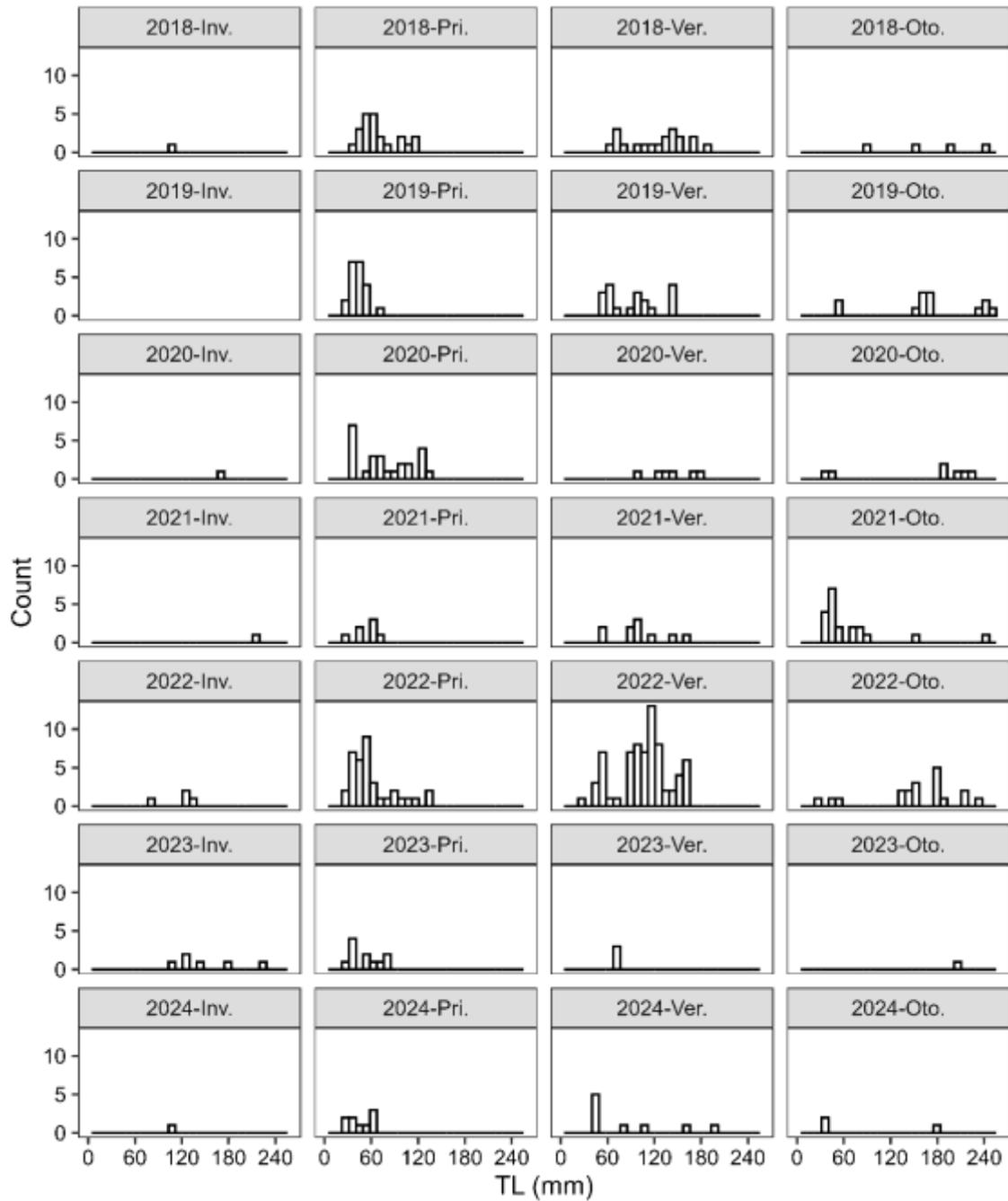


Figura 4.72. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Syngnathus typhle* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2024.



El análisis de los datos de frecuencia de aparición refleja un incremento de la presencia de *S. typhle* en las áreas someras del Mar Menor respecto al periodo de referencia establecido (2002-2004), donde la especie mostraba valores medios inferiores al 10% (Figura 4.73). Sin embargo, durante el año 2024 se aprecia cierto decremento respecto a la serie 2018-2023, que podría asociarse a la paulatina subida de la salinidad como consecuencia de la baja pluviometría del año 2024.

La tendencia temporal de la aguja mula muestra una paulatina subida de abundancia entre los años 2021 y 2023, descendiendo drásticamente tras este último, posiblemente como consecuencia de la subida de la salinidad indicada anteriormente (Figura 4.74). A diferencia de lo ocurrido con *S. abaster*, la abundancia de esta especie no se ve mermada tras los eventos de mortandad, llegando incluso a ser superior respecto a periodos no impactados. Posiblemente, el parecido en las condiciones de salinidad entre el Mediterráneo y el Mar Menor durante 2020-2021 haya permitido el asentamiento de ejemplares procedentes de mar abierto. Los muestreos preliminares realizados en zonas profundas del Mar Menor apuntan a que en la extensa pradera de *C. prolifera* de las zonas profundas, la especie no está presente. Esto concuerda con la bibliografía previa en otros ambientes (Scapin et al., 2018), que pone de manifiesto al selección de praderas de fanerógamas marinas, y el rechazo de los lechos de macroalgas. Por ello, parte de las dinámicas temporales observadas parecen explicarse por un flujo de ejemplares existente entre praderas de fanerógamas mediterráneas y marminorenses, mediado en primera instancia por la salinidad. No obstante, la baja representatividad de la especie en las comunidades de áreas someras hace necesario un seguimiento más continuado para poder concluir estas hipótesis.

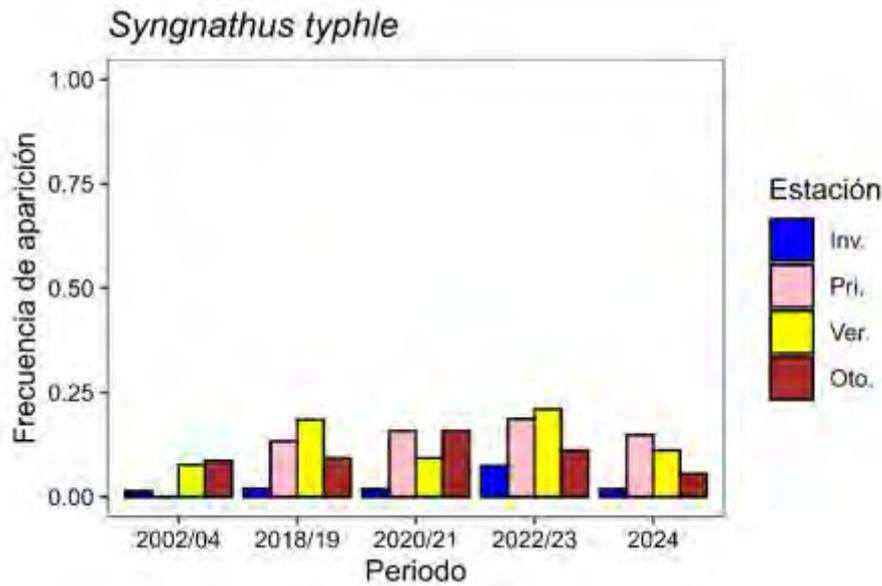


Figura 4.73. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Syngnathus typhle* en las áreas someras del Mar Menor.

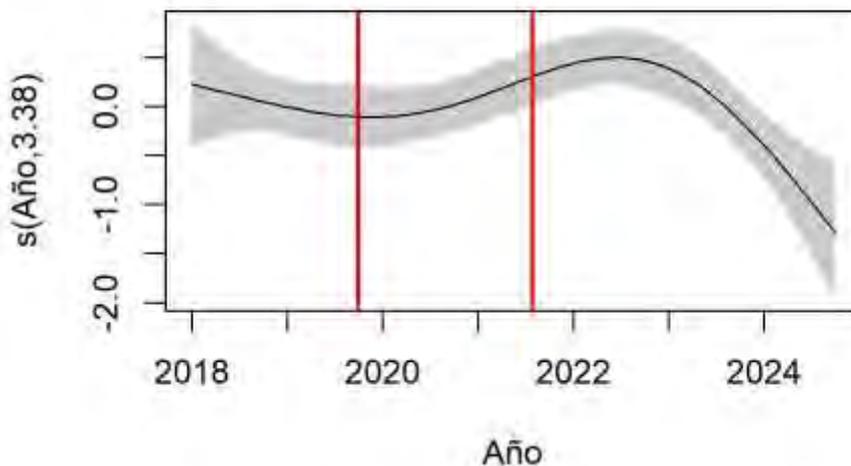


Figura 4.74. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2024 sobre la abundancia de *Syngnathus typhle*. El eje “y” muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.



Hippocampus guttulatus (Caballito de mar)

El caballito de mar (*Hippocampus guttulatus*) es un signátido zoobentívoro que habita en aguas salobres y marinas, vinculado a praderas marinas y fondos rocosos (Lourie et al. 1999). En la laguna del Mar Menor, es el representante más emblemático de su familia, generando un gran interés entre los habitantes locales. Aunque es una especie residente en la laguna, tiende a aparecer en las zonas poco profundas durante las estaciones de verano y otoño. Los estudios de ictioplancton muestran que su abundancia relativa es mayor que la de otros signátidos (Quispe-Becerra 2014), sin embargo, en el contexto de áreas someras es menor que la de *Syngnathus abaster* y *Syngnathus typhle*, posiblemente por la escasez de los sustratos duros que selecciona. La especie muestra una alta fidelidad al territorio con una limitada capacidad de desplazamiento, lo que la hace muy vulnerable a la degradación de los ecosistemas en los que aparece (King y Mcfarlane, 2003).

Durante 2018 y 2019 la especie se encontraba distribuida por diferentes áreas someras del Mar Menor, principalmente asociada a zonas vegetadas o pequeños espigones de los ambientes con mayor renovación de agua. Los ejemplares capturados se correspondían en su mayoría con ejemplares juveniles (< 11 cm; Curtis et al. 2004) (Figura 4.75), poniendo en valor el papel de las áreas someras para las primeras fases de la especie antes de la drástica reducción poblacional que se dio tras la mortandad de 2019.

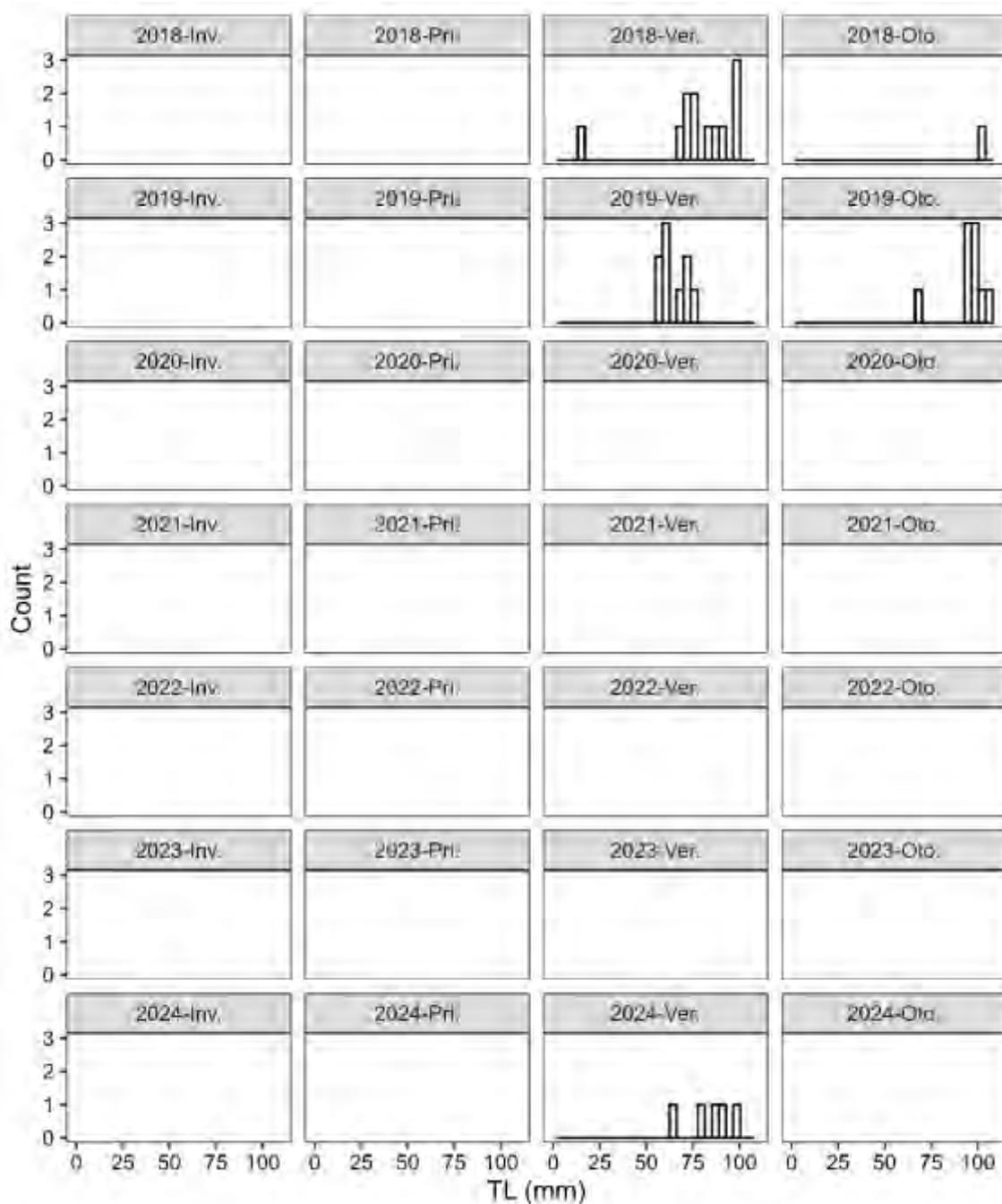


Figura 4.75. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *Hippocampus guttulatus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2024.

Después de incrementar su ocurrencia en el periodo 2018-2019 en las zonas con mayor tasa de renovación de agua, el caballito de mar dejó de detectarse en las áreas someras hasta el verano del año 2024 (Figuras 4.76 y 4.77). En esta campaña, se volvieron a detectar juveniles en localidades puntuales de las



zonas de confinamiento 1 y 3, que se corresponden con los ambientes más alejados de la cuenca vertiente.

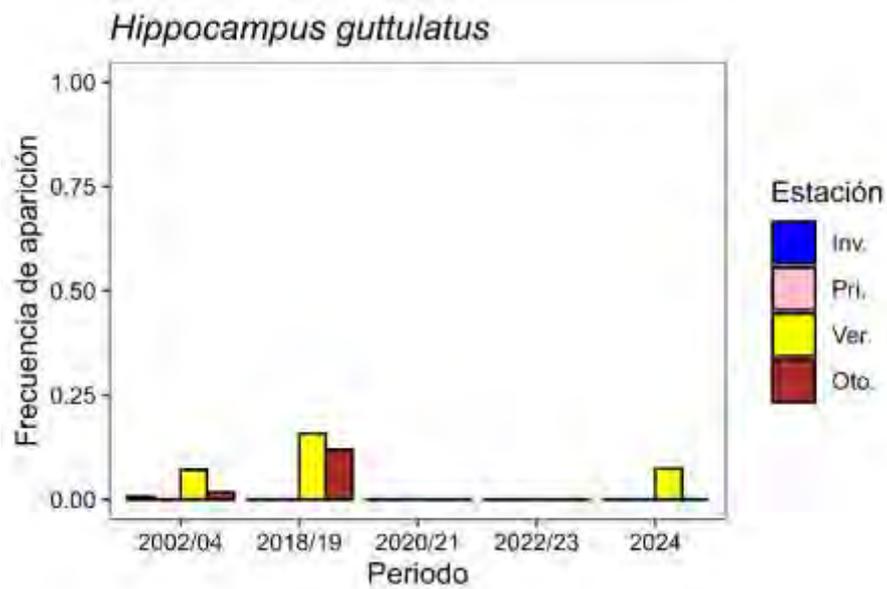


Figura 4.76. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *Hippocampus guttulatus* en las áreas someras del Mar Menor.

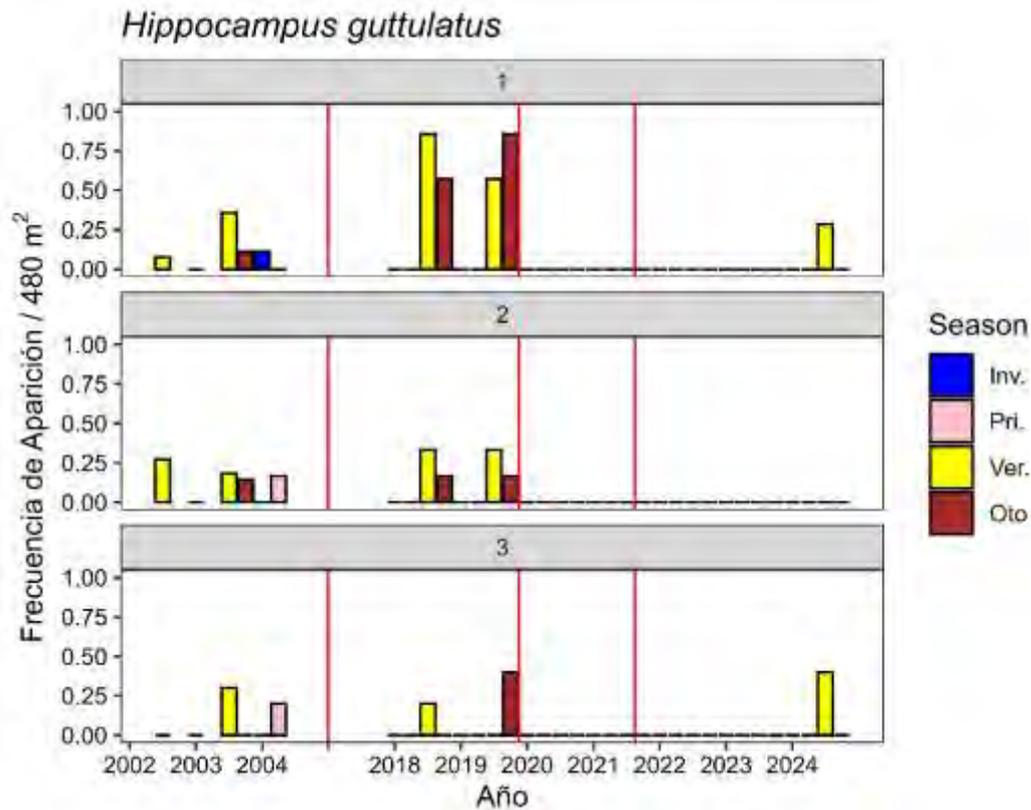


Figura 4.77. Evolución temporal de la frecuencia de aparición, por localidad y nivel de confinamiento, de *Hippocampus guttulatus* en las áreas someras del Mar Menor. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortalidad de praderas marinas de 2016, mortalidad de peces de 2019, mortalidad de peces de 2021).

La tendencia temporal de la especie medida entre los años 2018-2024 muestra cierto incremento en la abundancia durante 2019 para las áreas someras. Este aspecto parece deberse a la búsqueda de refugio en estos ambientes por parte de ejemplares que habitaban áreas profundas, dado el notable deterioro de estas en este primer evento crítico (Figura 4.78). Tras este evento de mortalidad la especie redujo notablemente su abundancia, no volviéndose a incrementar hasta la consecución de varios años áridos (2023 y 2024), que permitieron la recuperación de los parámetros de calidad del agua de la laguna, y posiblemente, cierta recuperación de la especie.

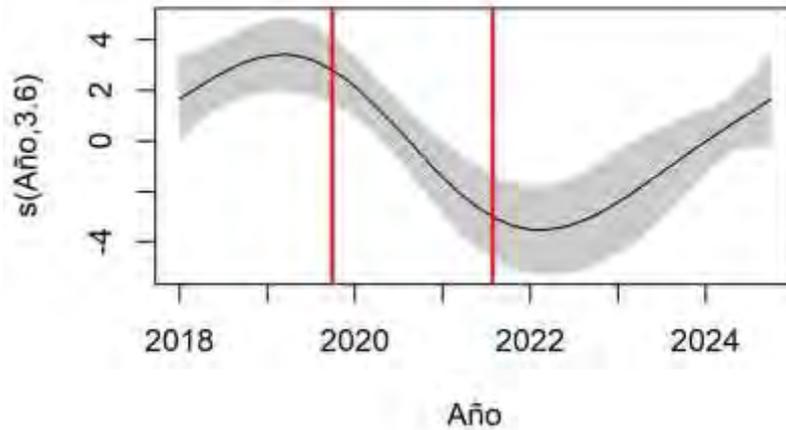


Figura 4.78. Modelo aditivo generalizado de la evolución trimestral del periodo 2018-2024 sobre la abundancia de *Hippocampus guttulatus*. El eje “y” muestra el efecto estandarizado de la variable predictora sobre la variable respuesta. Los factores estación y sector de muestreo están incluidos para controlar la estructura de los datos.



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

En relación con las métricas descriptoras de la vegetación, el recubrimiento total sufrió un especial incremento a partir de 2018, especialmente patente en las zonas más confinadas y, por lo tanto, con mayor acumulación de nutrientes. Este hecho parece estar relacionado con el incremento de nitratos y fosfatos derivado del proceso eutrófico, que ha permitido un desarrollo mayor de la vegetación, donde la ausencia de luz solar no es un limitante. Además, las limitaciones en los dragados y otras acciones relacionadas con la regeneración artificial de playas también parecen haber contribuido a esta situación. De esta manera, este incremento parece continuar en el tiempo, si bien, en 2022-2023 y 2024, se aprecia un leve decremento en las zonas más confinadas, así como un aumento en las de menos confinamiento (Figura 4.79). En relación con el volumen de vegetación, sucede algo similar, con un incremento a partir de 2018 relacionado con los aspectos expuestos anteriormente que, sin embargo, se mantiene más constante que el recubrimiento hasta 2024 (Figura 4.80).

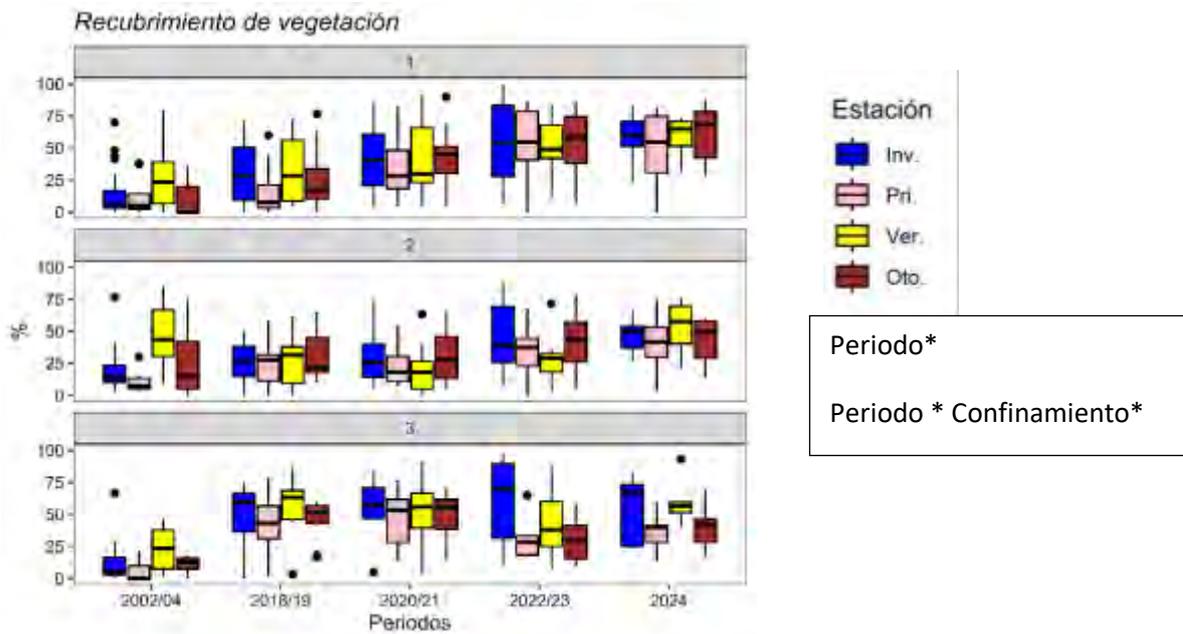


Figura 4.79. Evolución espaciotemporal del recubrimiento de vegetación, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Periodo (Año) * Confinamiento.

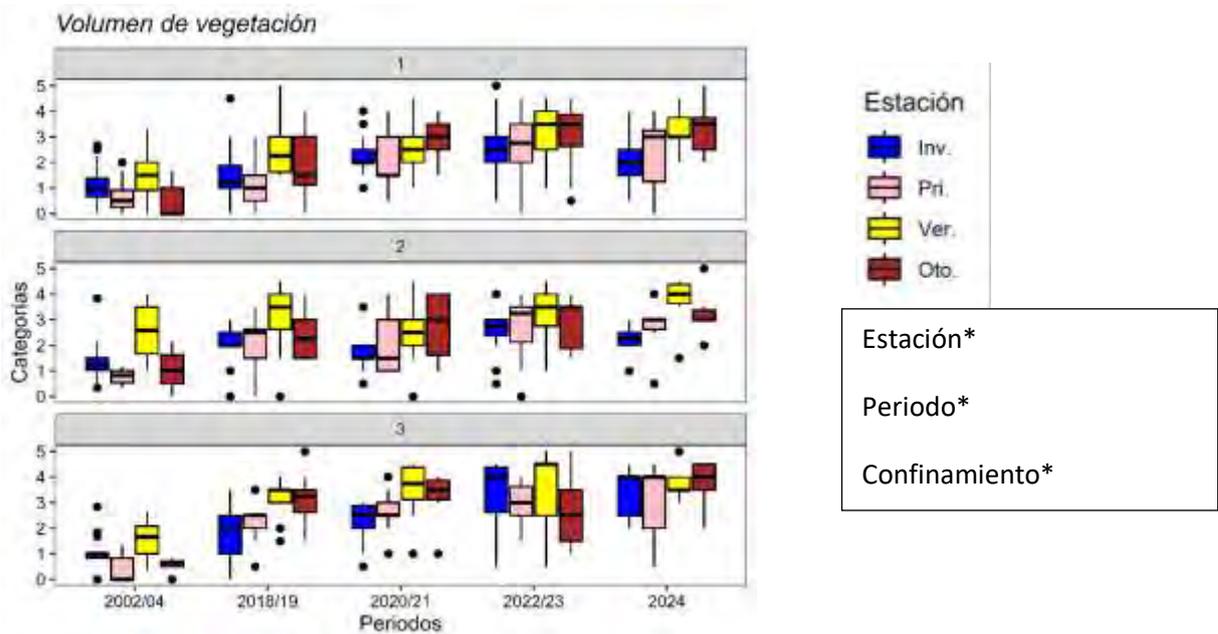


Figura 4.80. Evolución espaciotemporal del volumen de vegetación, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Periodo (Año) * Confinamiento.



En la serie temporal 2018-2024, donde existe una visión pormenorizada de los distintos grupos vegetales mayoritarios, se aprecia cómo en las zonas menos confinadas ha existido un menor recubrimiento de la fanerógama *Cymodocea nodosa*, hasta 2022-2023, donde comienza a cobrar la misma importancia que en el resto de confinamientos. En 2024, se vuelve a apreciar cierto incremento, alcanzando los valores máximos, con promedios próximos al 25%. Este incremento, aunque en menor medida, también se detectó en las zonas semiconfinadas. Por el contrario, la dinámica fue opuesta para las zonas más confinadas. En un inicio (2018-2019 y 2020-21), estos ambientes presentaron los valores más altos de recubrimiento de la especie, sin embargo, en 2022-2023 y 2024 estos valores disminuyeron considerablemente (Figura 4.81). En relación a la otra especie mayoritaria, la macroalga *Caulerpa prolifera*, tras el incremento general detectado en 2022-2023, se detectó un nuevo incremento en las zonas más confinadas en 2024. (Figura 4.82). Es posible que las poblaciones de esta especie en el interior de la laguna comiencen a tolerar mejor la incidencia de la luz solar (reducción de su fotosensibilidad) y, quizás, también se hayan visto beneficiadas por los incrementos en turbidez del proceso eutrófico, así como por el enriquecimiento en nutrientes. Respecto a otros taxones minoritarios, como la macroalga *Bathophora* sp., se aprecia un incremento notable en los últimos periodos en las zonas semiconfinadas y, especialmente, en las menos confinadas (Figura 4.83). Este aspecto parece relacionarse con la bajada de salinidad de los episodios de lluvia de 2019-2021, que han facilitado el establecimiento de este taxón, más característico de aguas mediterráneas. Sin embargo, la fanerógama *Ruppia cirrhosa* se detecta de manera anecdótica, detectándose en todos los niveles de confinamiento en 2024 (Figura 4.84).

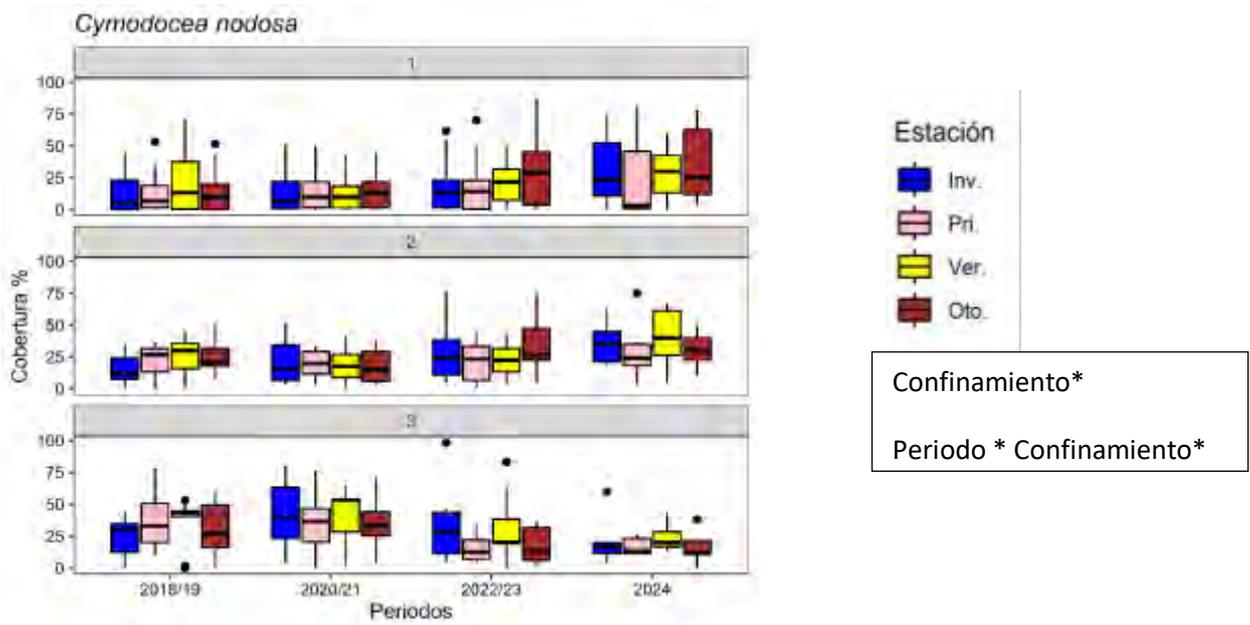


Figura 4.81. Evolución espaciotemporal del recubrimiento de *Cymodocea nodosa*, en relación con los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Periodo (Año) * Confinamiento.

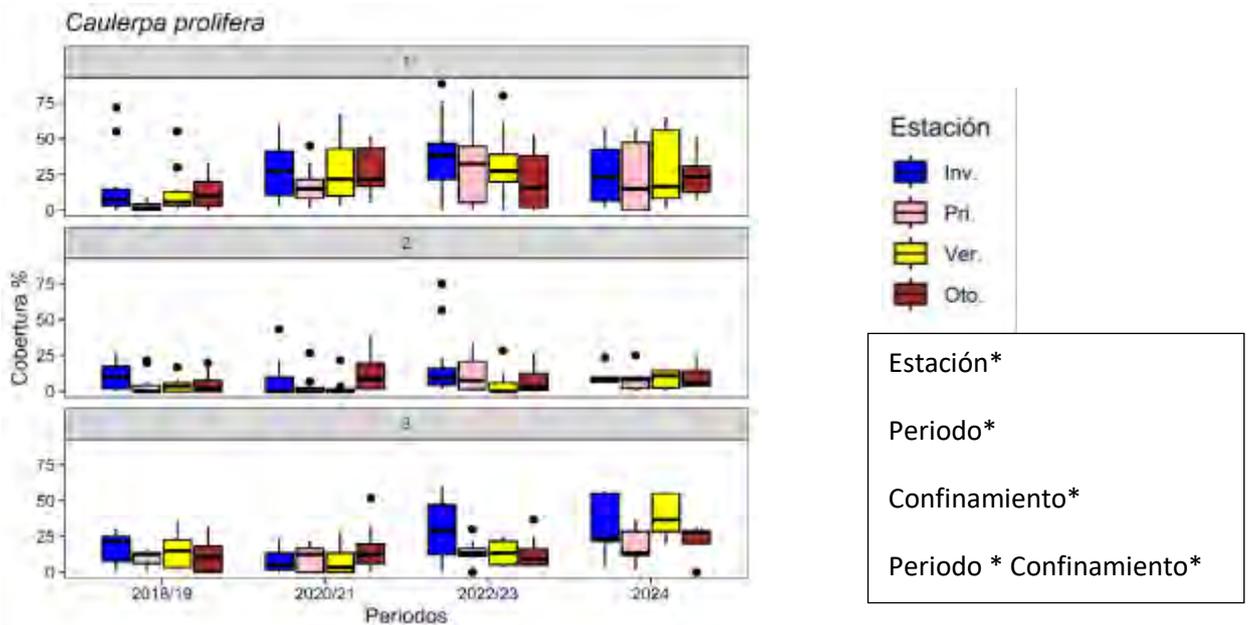


Figura 4.82. Evolución espaciotemporal del recubrimiento de *Caulerpa prolifera*, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Periodo (Año) * Confinamiento.

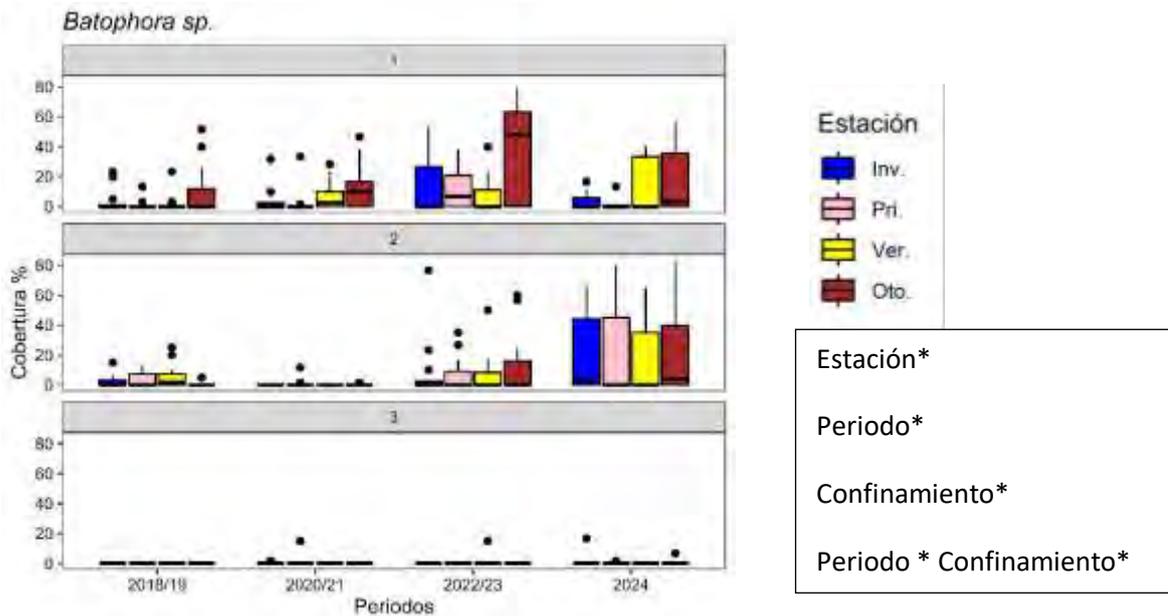


Figura 4.83. Evolución espaciotemporal del recubrimiento de *Batophora* sp, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Período (Año) * Confinamiento.

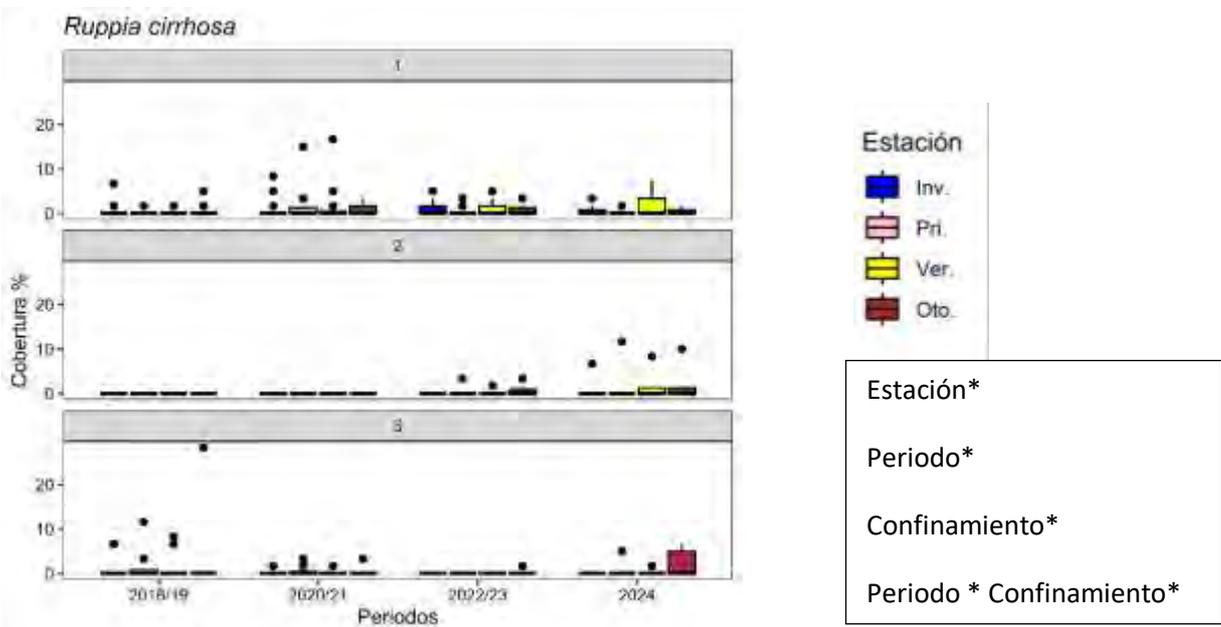


Figura 4.84. Evolución espaciotemporal del recubrimiento de *Ruppia cirrhosa*, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Período (Año) * Confinamiento.



Naturaleza del fondo

En lo relativo a las variables relacionadas con el sustrato (granulometría y heterogeneidad del mismo), es especialmente patente la reducción del tamaño de partícula a partir de 2018, fruto de la gran relevancia de la porción limosa (Figura 4.85). Además, este fenómeno conlleva a un incremento en la heterogeneidad del sustrato (Figura 4.86), al reducir la dominancia de la fracción arenosa dominante. Además, la reducción de la granulometría parece extenderse paulatinamente hasta el periodo 2024, hecho que parece estar vinculado con el continuo aporte de limos del proceso eutrófico, así como con la expansión de *C. prolifera* en las áreas someras.

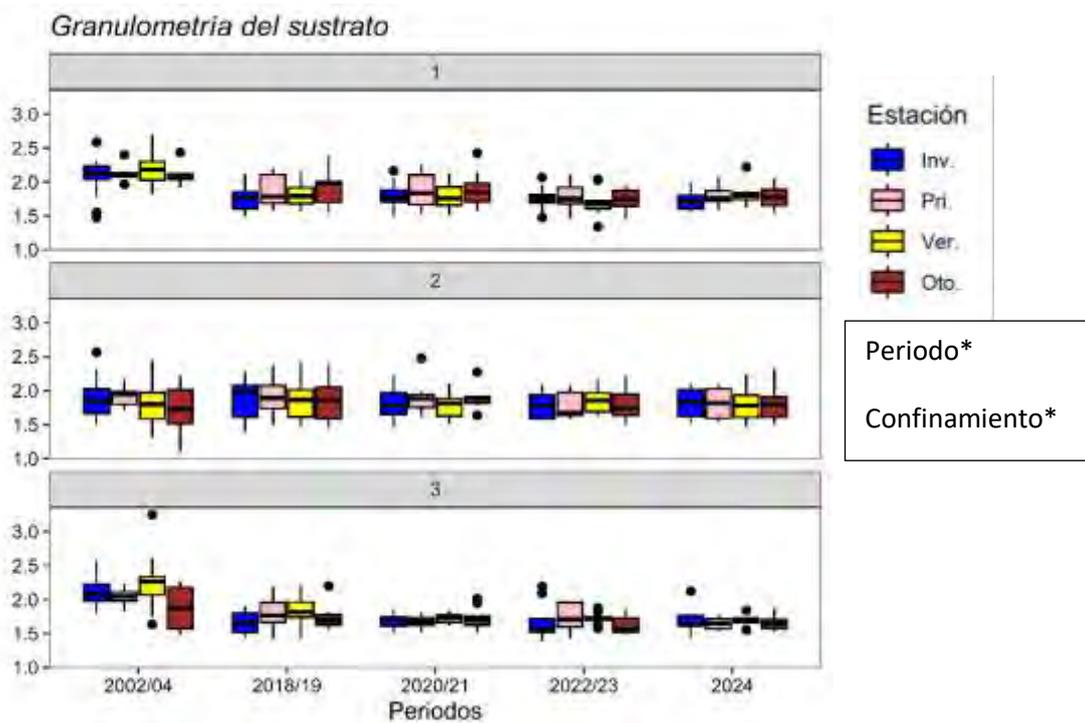


Figura 4.85. Evolución espaciotemporal de la granulometría del sustrato, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Periodo (Año) * Confinamiento (Sector).

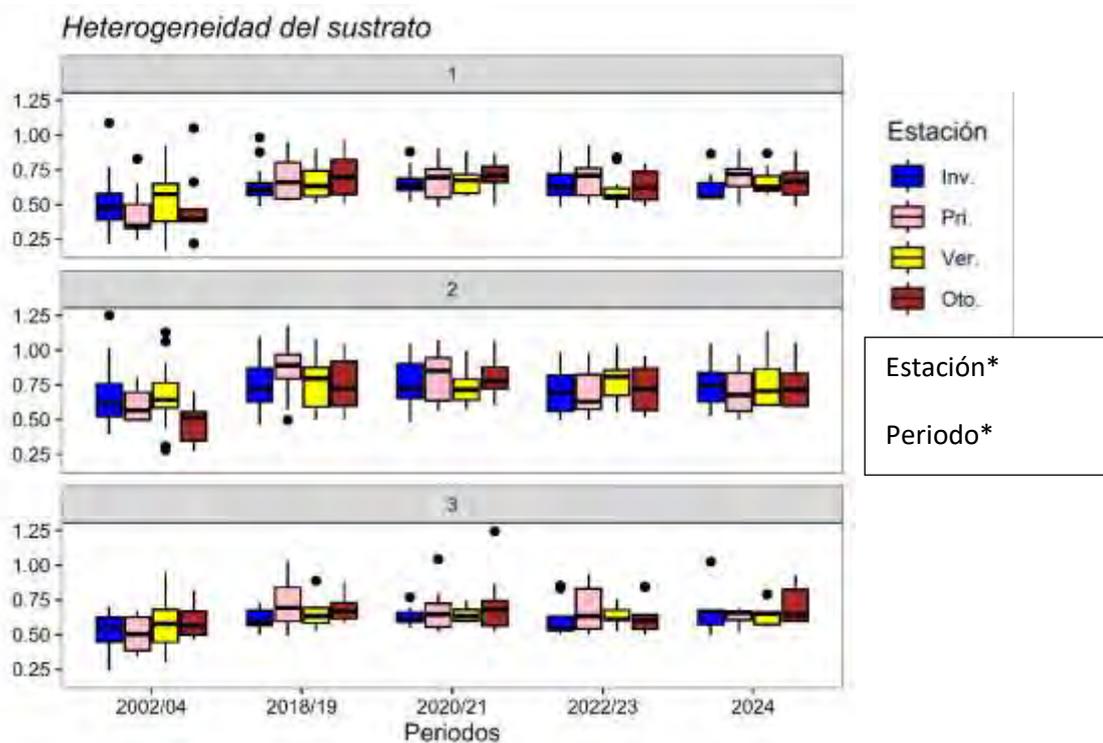


Figura 4.86. Evolución espaciotemporal de la heterogeneidad del sustrato, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Periodo (Año) * Confinamiento.

Variables físicoquímicas

En relación con la salinidad, este parámetro muestra fluctuaciones notables relacionadas con los episodios de precipitación torrencial (Figura 4.87) que hacen que decrezca, especialmente, en las zonas de confinamiento 2, ya que acumulan las escorrentías de los principales cauces de agua dulce de la zona. De esta manera, en periodos de menor pluviometría, la salinidad vuelve a incrementar, como en el caso de 2022-2023, y 2024, el periodo más árido de la serie histórica, y en el que se alcanzan los máximos valores de salinidad. Cabe destacar la influencia mediterránea de las zonas menos confinadas, que mantienen la mayor estabilidad para esta métrica.

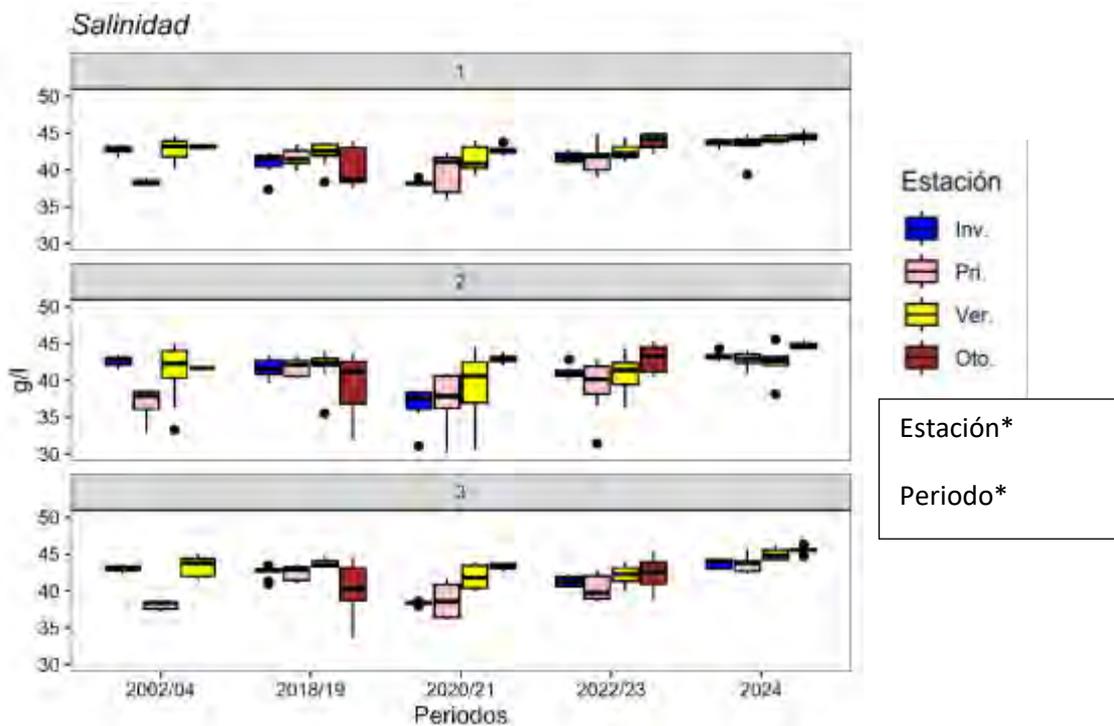


Figura 4.87. Evolución espaciotemporal de la salinidad, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Periodo (Año) * Confinamiento.

Por otro lado, como es de esperar, la temperatura muestra marcadas variaciones estacionales (Figura 4.88), con máximos y mínimos (6-35 °C) que superan notablemente los valores descritos para el conjunto lagunar. Caben destacar las variaciones interanuales de otoño, con una subida muy patente de la temperatura a partir de 2018, que podría estar relacionada con el cambio climático y las temperaturas estivales particularmente altas que ha experimentado el Mar Mediterráneo en los últimos 5 años. Además, este aspecto queda respaldado por un incremento especialmente notable en las zonas con mayores tasas de intercambio con dicho mar (confinamiento 1). En relación al periodo 2024, debe remarcarse el incremento general de la temperatura invernal, hecho vinculado al invierno anormalmente cálido de dicho año.

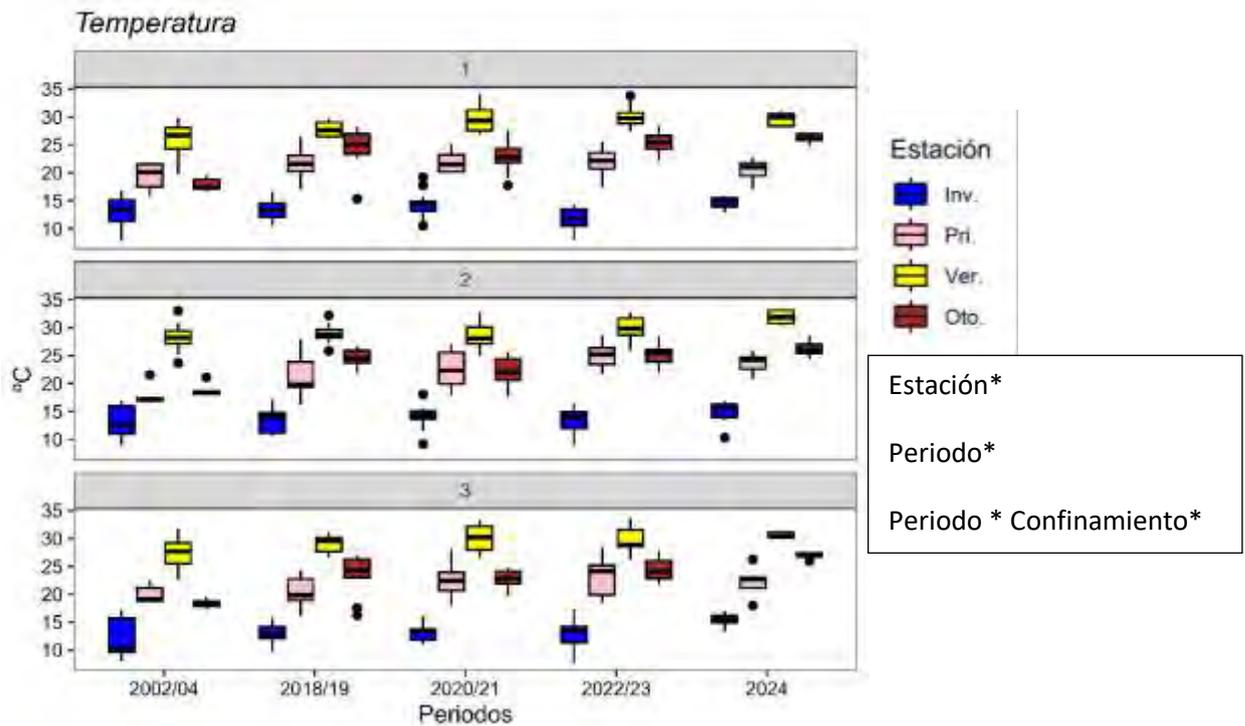


Figura 4.88. Evolución espaciotemporal de la temperatura, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Período (Año) * Confinamiento.

Si bien para el oxígeno existen solo tres periodos de estudio, se aprecia cierto decremento de este en 2022-2023, especialmente en las zonas de confinamiento 2 y 3. No obstante, estos valores se corresponden con promedios lejanos a la hipoxia, y han incrementado de nuevo en 2024 (Figura 4.89).

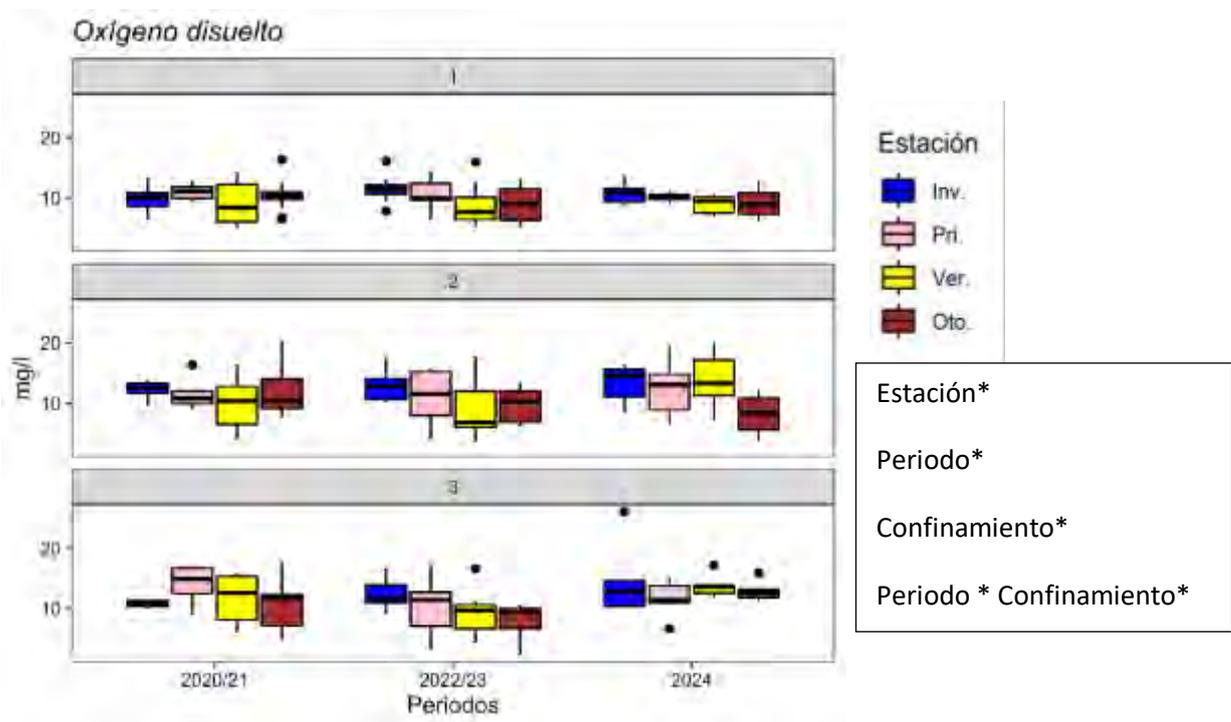


Figura 4.89. Evolución espaciotemporal del oxígeno disuelto, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Período (Año) * Confinamiento.

Estructura de orilla

Respecto a la estructura de la orilla, estudiada utilizando la profundidad y la pendiente existente en los tramos arrastrados para la toma de muestras, se detectaron fluctuaciones reseñables principalmente en el primer parámetro (Figuras 4.90 y 4.91). De esta manera, a partir de 2018 se detecta un decremento de profundidad, relacionado posiblemente con el aporte de materia orgánica y limo del proceso eutrófico y las escorrentías, alcanzando los valores mínimos en 2024. Este hecho es más patente en las zonas semiconfinadas y confinadas, que se corresponden con las zonas que reciben más escorrentías. No obstante, a partir de 2020, este hecho se hace igual de patente en las zonas menos confinadas, posiblemente tras la redistribución de estos aportes realizada por las corrientes en el conjunto de la laguna. En relación a la pendiente, se evidencia cierto incremento de la misma en el año 2024, aspecto que podría vincularse a una reducción de los aportes de materia orgánica, como consecuencia de la ausencia de escorrentías significativas durante el año hidrológico. Este hecho, al reducir la sedimentación, podría haber aumentado



la profundidad inicial de la orilla, reduciendo la ganancia de la misma en profundidad.

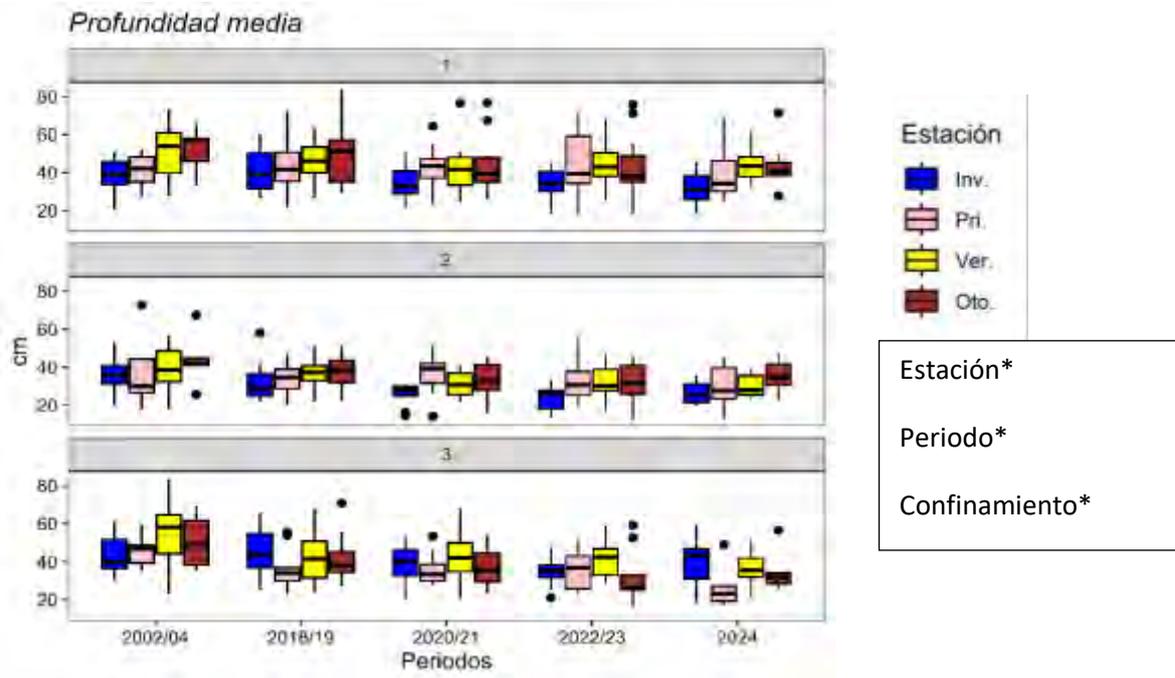


Figura 4.90. Evolución espaciotemporal de la profundidad, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Período (Año) * Confinamiento.

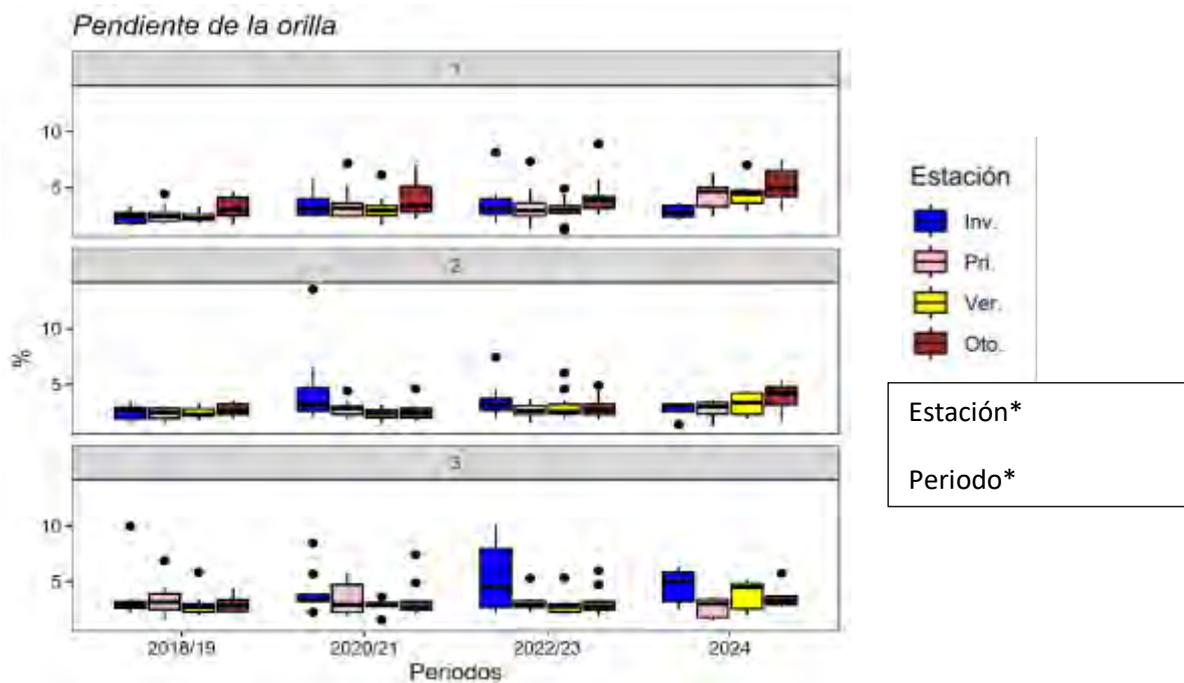


Figura 4.91. Evolución espaciotemporal de la pendiente de orilla, en relación a los periodos de estudio y los niveles de confinamiento (1: 250 días de tasa de renovación de agua; 2: 250-350; 3: > 350). En la tabla se muestran los factores significativos para el PERMANOVA Estación + Periodo (Año) * Confinamiento.

4.6. 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 han realizado entre mayo y octubre de 2024 un total de 10 réplicas de muestreo en los dos sectores de estudio predefinidos**, con una frecuencia quincenal, aproximadamente. Para cada una de las réplicas de muestreo, y las correspondientes caracterizaciones de hábitat, **fue necesaria la implicación de un mínimo de 2 investigadores durante 2 y 4 jornadas de campo (un total de 25 jornadas en el proyecto).**



En total se han capturado un total de 688 ejemplares de *Callinectes sapidus*. Los resultados mostraron una variación significativa en las capturas tanto en función del tiempo, como del sector y del sexo (Figura 4.92). La abundancia de las capturas fue significativamente mayor en los meses de aguas cálidas (julio-1º quincena de septiembre), que en los de templadas (mayo, junio, 2º quincena de septiembre y octubre) (p -valor < 0.001), en línea con los periodos de mayor actividad de la especie.

El sector se mostró como un condicionante significativo para las capturas (p -valor < 0.001), siendo la especie mucho más abundante en el sector norte (Mar Menor), representando 63,2% de las capturas (435), mientras en el sector sur (Mediterráneo), solo representó el 36.8% (253) del total.

Con respecto al sexo, el cómputo global fue 571 machos y 117 hembras, mostrando un sex-ratio de 4,88:1 en favor de los machos. Sin embargo, a nivel de sectores, el sex-ratio revela diferencias notables, puesto que en el sector norte se capturaron 419 machos y solamente 16 hembras, lo que supone un sex-ratio de 26,19:1 en favor de los machos, bastante mayor que el registrado en proyectos previos. En el sector sur se registraron 152 machos y 101 hembras, de lo que se desprende un sex-ratio más balanceado, de 1,50:1 en favor de los machos, lo que concuerda con los registros previos. No obstante, a nivel de sector los análisis mostraron que no se registraron diferencias significativas entre la abundancia de machos y hembras de *C. sapidus* en el sector sur, lo cual sí que quedó patente para el sector norte, siendo los machos significativamente más abundantes. Además, los análisis confirmaron que la abundancia de hembras se vio significativamente afectada por la interacción del sector y la fecha de muestreo ($p < 0.001$), siendo estas más abundantes en el sector sur, concretamente en la época de verano. Este resultado apunta a que el sector sur constituye un corredor en la migración reproductora que ejercen las hembras para el desove a mar abierto.

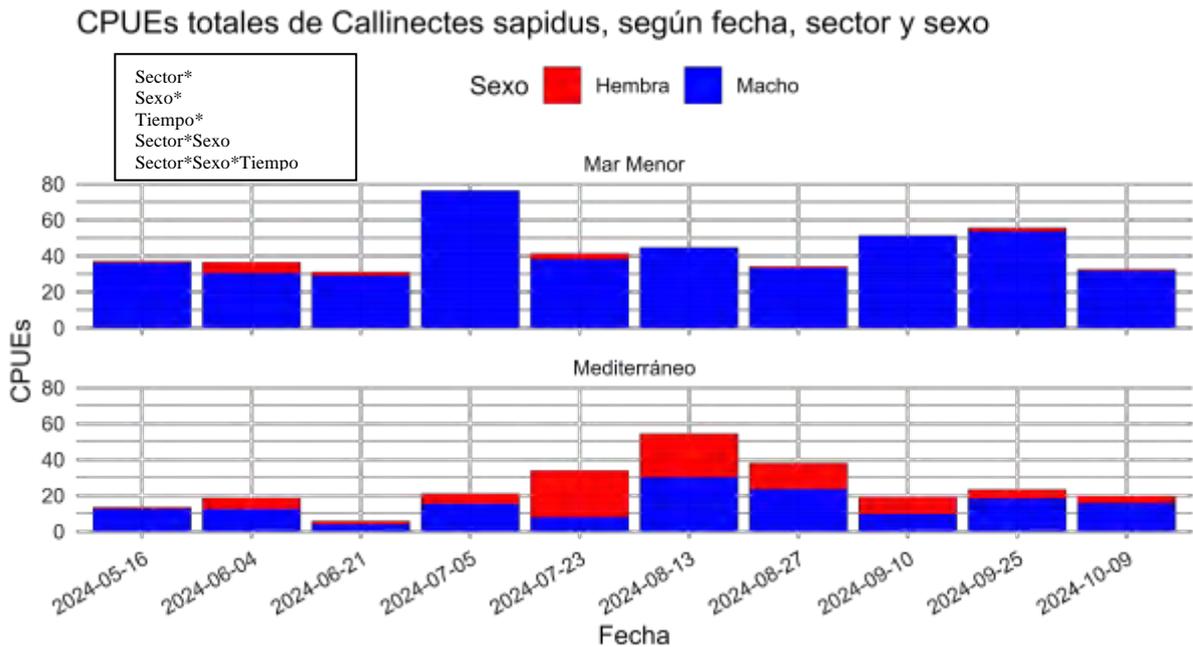


Figura 4.92. CPUEs totales de *Callinectes sapidus*, según temperatura, sector y sexo. Se muestran los factores significativos del análisis (*).

Respecto a la distribución temporal de las tallas, se capturaron ejemplares de entre 100 y 130 mm de ancho de caparazón en todas las jornadas (Figura 4.93). Para ambos sectores, la mayor abundancia de las tallas más grandes se dio entre los meses de septiembre y octubre. En cuanto al sexo, las tallas más grandes registradas fueron de machos. No obstante, destaca el caso de las hembras en el sector sur, observándose la mayor abundancia de tallas grandes en los meses de julio, agosto, y de manera más anecdótica, septiembre. Esta observación concuerda con la migración de hembras reproductoras (de mayor tamaño) a mar abierto durante el periodo estival. En relación con los juveniles, el asentamiento de estos no quedó claramente definido en ninguno de los meses, aspecto que podría estar vinculado con una menor eficiencia del cebo utilizado en las trampas, dadas las diferencias tróficas entre tallas.

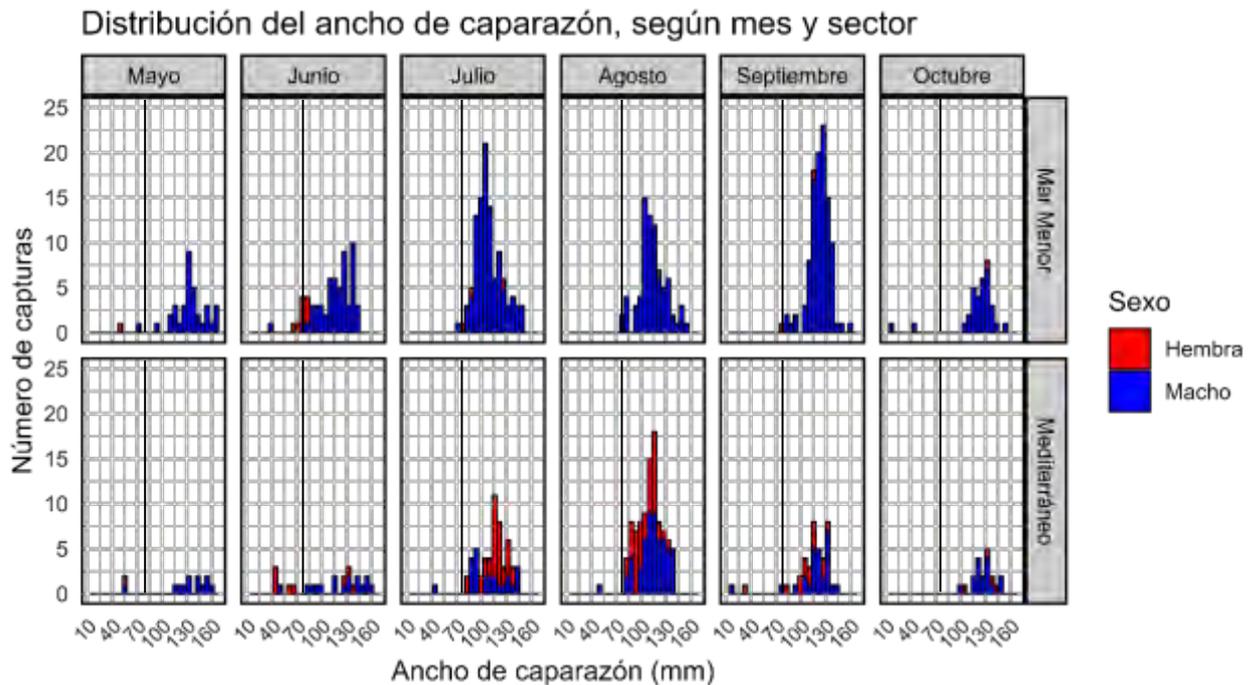


Figura 4.93. Estructura de tallas (ancho de caparazón) de los ejemplares de *Callinectes sapidus* capturados en el área de estudio de Las Encañizadas, segregada por sexo. La línea negra refleja la talla mínima de madurez detectada (77 mm).

Finalmente, se analizó la relación entre el peso de cada ejemplar y el ancho de su caparazón, relacionándolo a su vez con el estado de madurez (Figura 4.94). Los resultados muestran una ganancia de peso por talla superior en machos. Los análisis estadísticos realizados confirman que existe una relación significativa en la talla del ancho de caparazón y el peso según el sexo (ancho de caparazón: $p = 0.001$; peso: $p = 0.001$), según la madurez (ancho de caparazón: $p = 0.001$; peso: $p = 0.001$), y según la interacción de ambos (ancho de caparazón: $p = 0.013$; peso: $p = 0.002$).

Los análisis desarrollados para cada estado de madurez reflejaron que los tamaños y pesos de los inmaduros fueron iguales en machos y hembras ($p = 0.247$; $p = 0.264$). No obstante, en el caso de los maduros, los machos alcanzaron pesos y tamaños significativamente más grandes que las hembras ($p = 0.018$; $p = 0.001$).

Los análisis desarrollados para cada sexo determinaron una mayor diferenciación entre ancho de caparazón y madurez en hembras ($R^2 = 0.512$, $p = 0.001$), que en machos ($R^2 = 0.263$, $p = 0.001$). Lo mismo sucedió con el



peso (hembras: $R^2 = 0.396$, $p = 0.001$; machos: $R^2 = 0.142$, p -valor = 0.001). Estos resultados ponen de manifiesto que el tamaño para la madurez, tanto de machos como de hembras es 77 mm, con un peso de 43 g. Sin embargo, dentro de los ejemplares maduros, los machos pueden hacerse significativamente más grandes y pesados que las hembras.

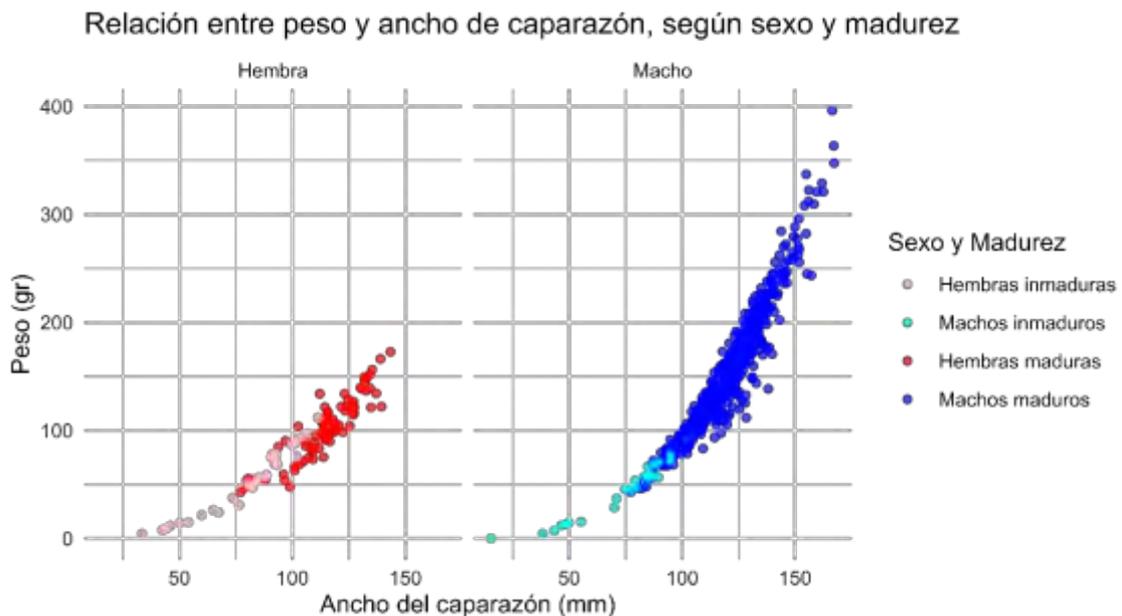


Figura 4.94. Relación entre el ancho del caparazón y el peso de cada ejemplar, según el sexo y la etapa de madurez. Se muestran los factores significativos del análisis (*): Sexo*Madurez.



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 enero y octubre de 2024:

- **La calidad ecológica de las áreas someras del Mar Menor**, entendida ésta como los valores del indicador basado en la comunidad de peces EMFI, **ha mantenido durante 2024 niveles similares a los observados tras las mortandades, sin recuperar por el momento las cifras previas a dichos sucesos**. Pese a los indicios de recuperación de parte de las especies residentes en las áreas someras, el escaso asentamiento juvenil de taxones migradores observado durante las estaciones de invierno y primavera, dificulta en gran medida la recuperación de los valores de dicho indicador.
- **La abundancia de peces detectada en las áreas someras durante 2024 ha incrementado respecto a años anteriores**, alcanzando cifras similares al periodo previo a las mortandades. Las localidades con menor tasa de renovación de agua han sido las que mejor recuperación han mostrado en relación con esta métrica. **Por el contrario, los valores de biomasa de peces se mantienen bajos**, similares a los observados en los últimos años, sin encontrar diferencias en la respuesta de esta métrica asociadas al nivel de confinamiento de las localidades de estudio.
- **Los valores de riqueza de especies y diversidad de la comunidad de peces de las áreas someras se han mantenido constantes en 2024 respecto a los periodos de estudio previos**. No obstante, las localidades con mayor influencia continental (cubeta oeste) han registrado una disminución en el número de especies de sus orillas, hecho atribuible a la baja frecuencia de aparición de especies migrantes durante la estación invernal.
- **La estructura y composición de la comunidad observada en 2024 ha sido similar a la detectada durante el periodo posterior a las mortandades (2022-2023)**, si bien perdieron relevancia especies típicas de zonas profundas (como son *Gobius cobitis* y *Symphodus cinereus*). En base a los indicadores implementados, las especies más



representativas de este periodo han sido *Salaria pavo*, *Gobius paganellus* y *Syngnathus abaster*.

- **Los patrones de dominancia y los valores de densidad de las diferentes especies parecen reflejar un proceso de recuperación de la fracción residente de la comunidad de peces de las áreas someras del Mar Menor. Por el contrario, la comunidad migrante típica muestra un descenso generalizado.** No obstante, la situación actual debe interpretarse con cautela, siendo el seguimiento continuado el que permita corroborar si esta tendencia se mantiene en el tiempo o los resultados obtenidos se deben a respuestas poblacionales puntuales asociadas a factores estocásticos. En este contexto, **la recuperación de especies residentes típicas paralela a la recuperación de los parámetros de calidad de agua podría estar vinculada a los reducidos valores pluviométricos de los dos últimos años hidrológicos en la cuenca vertiente, que han permitido una reducción notable de la entrada de nutrientes en la laguna.** Se considera necesario **constatar la persistencia en el tiempo de estas tendencias positivas en años con una pluviometría normal o alta**, en la que la llegada de nutrientes no esté mermada por mecanismos meteorológicos.
- **La escasa representación de especies bentónicas características de zonas más profundas de la laguna, como *Gobius niger* o *Symphodus cinereus*, parece reflejar la retirada de las poblaciones de estas especies de las áreas someras de la laguna, donde irrumpieron durante los periodos sometidos a eventos eutróficos extremos. La mejora de los parámetros de calidad del agua en el fondo parece haber permitido este hecho**, al dejar de existir factores de estrés significativos (p. ej. hipoxia) en profundidad. Aunque esta situación podría estar altamente relacionada con la reducción de la entrada de nutrientes mediada por la reducida pluviometría en la cuenca vertiente de los últimos dos años hidrológicos, este hecho podría favorecer la dinámica positiva de especies residentes típicas de las áreas someras, dada la disminución de fenómenos de competencia y/o depredación.
- **La tendencia negativa en la frecuencia de aparición y abundancia del fartet (*Apricaphanius iberus*) continúa durante 2023 y 2024.** En los últimos 5 años la especie ha reducido su representatividad en el



perímetro de la laguna, **reduciendo especialmente su frecuencia de aparición en las localidades de la cubeta oeste**. La delicada situación de esta especie en peligro de extinción pone de relieve la necesidad de preservar y mejorar la disponibilidad de cuerpos de agua en los criptohumedales periféricos del Mar Menor, donde la especie encuentra hábitats sin competencia e idóneos para actuar como zonas fuente para la colonización de otros ambientes lagunares.

- **La evolución temporal de los parámetros descriptores de la estructura del hábitat de áreas someras mostró un notable cambio a partir de las prospecciones de 2018, con un incremento en la porción limosa del sustrato, y también en la representatividad de hábitats vegetados (principalmente *C. nodosa* y *C. prolifera*).** Este hecho, mantenido hasta la fecha actual, parece vincularse al incremento de los aportes de materia orgánica propios del proceso eutrófico que desencadena en esta acumulación de limos. Además, el enriquecimiento de nutrientes podría estar beneficiando a la vegetación sumergida, ya que, en las zonas poco profundas, pese a los potenciales *algal blooms* del proceso eutrófico, la luz no es limitante. Por otro lado, los cambios en la gestión artificial de las playas acontecidos en la última década, caracterizados por una marcada reducción de las actuaciones de dragado y regeneración de arenas, también podría haber facilitado la mejora de dichos fondos vegetados, claves para las comunidades de peces.
- **Los picos máximos de salinidad detectados en 2024, vinculados a las escasas precipitaciones del año hidrológico, podría estar modulando la respuesta actual de la laguna y de sus comunidades, siendo el impacto de futuros acontecimientos de este tipo un objetivo prioritario de seguimiento. La situación generada podría estar permitiendo la recuperación de los taxones residentes, marcadamente eurihalinos, tras los episodios críticos de 2019-2021, pero paralelamente, la reducción del contraste fisicoquímico entre la cuenca vertiente y el Mar Menor, podría haber reducido el atractivo de la laguna para la entrada y asentamiento de juveniles de numerosas especies migrantes (por ejemplo, mugílidos o *Engraulis encrasicolus*).** En este sentido, se hace indispensable disponer de una **larga serie temporal de seguimiento** que permita relacionar la tendencia de las diferentes especies con variables fisicoquímicas e hidrodinámicas de la laguna y del Mediterráneo.



- Los cambios persistentes en la estructura de hábitat de las áreas someras, junto con las marcadas fluctuaciones en la tendencia de las especies de peces durante los últimos años, **hacen indispensable el mantenimiento de programas de seguimiento a largo plazo, que permitan entender, cada vez de una manera más precisa, la respuesta de las comunidades ictiológicas en estos ambientes críticos.** Por último, **ante la actual situación de desconocimiento de la magnitud del impacto de la creciente mancha blanca (proceso conocido como “whiting”), el seguimiento de las comunidades peces de las zonas someras y profundas de la laguna debería ser para las Administraciones competentes un objetivo primordial.**
- La monitorización intensiva de la especie exótica e invasora *Callinectes sapidus* en las aguas intermareales de Las Encañizadas del Mar Menor entre mayo y septiembre de 2024, ha permitido mejorar el conocimiento sobre su estrategia de vida en el área de estudio durante su fase de mayor actividad, reflejando diferencias entre los sectores definidos. El sector con influencia lagunar mantuvo cierta estabilidad a lo largo del periodo de muestreo en el número de capturas y en la proporción de sexos detectada, siendo este último parámetro desbalanceado a favor de los machos, con un sex-ratio 26:1. Por el contrario, las capturas de cangrejo azul en el sector con influencia Mediterránea se duplicaron durante julio y agosto, hecho fomentado principalmente por el incremento de hembras maduras. El sex-ratio en este último sector ha sido de 1.5:1, desbalanceado a favor de machos. **Estos resultados apuntan al uso de esta zona intermareal como corredor hacia el Mediterráneo por parte de las hembras sexualmente maduras, en una dinámica de movimiento asociada al evento reproductor y al desove.**
- En relación a la estrategia de control y gestión de la especie exótica e invasora *Callinectes sapidus* en la laguna del Mar Menor, sería interesante evaluar el papel que cumplen el resto de golas en la comunicación de las poblaciones de esta especie con el **Mediterráneo.** Esta información permitiría indagar en la dinámica de los movimientos reproductivos de esta especie y afinar en la priorización de zonas de actuación de cara al diseño de futuras estrategias de contención de la especie.



- **El estudio y evaluación de métodos de captura fijos y continuados en el tiempo en las zonas de conexión con el Mediterráneo, como pueden ser las redes morunas, aportaría datos de gran utilidad ante el análisis de viabilidad de futuras medidas y estrategias de gestión de la especie, teniendo en cuenta la aparente migración reproductiva, al menos de parte de la población, a mar abierto.**



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., Umgieser, G., McKiver, W., Ghezzi, 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.
- 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.) *Guía FAO para Identificación de Especies para los Fines de la Pesca. Pacífico 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.
- 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 metodología 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. págs. 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 analysis 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., Zucchetto, 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., Cavarro, F., Malavasi, S., Riccato, F., Zucchetto, 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). ISBN, 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, sardinias, sardinias, 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. *Mar. Pollut. Bull.* **191**: 114893.
- 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.



ANEXO I. Estuarine Multimetric Fish Index.

Consideraciones para la adaptación y aplicación del índice Estuarine Multimetric 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
<i>Anguilla anguilla</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
<i>Apricaphanius iberus</i>	Escaso	Escaso	Moderado	Moderado
<i>Atherina boyeri</i>	Abundante	Abundante	Muy abundante	Abundante
<i>Belone belone</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Ausente
<i>Callionymus pusillus</i>	Ausente	Ausente	Muy escaso	Muy escaso
<i>Chelon labrossus</i>	Ausente	Muy escaso	Muy escaso	Ausente
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Ausente	Escaso	Ausente	Ausente
<i>Diplodus puntazzo</i>	Escaso	Escaso	Ausente	Escaso
<i>Diplodus sargus</i>	Ausente	Escaso	Escaso	Ausente
<i>Diplodus vulgaris</i>	Muy escaso	Muy escaso	Ausente	Ausente
<i>Engraulis encrasicolus</i>	Muy escaso	Muy escaso	Escaso	Escaso
<i>Gobius cobitis</i>	Muy escaso	Muy escaso	Escaso	Escaso
<i>Gobius niger</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Escaso
<i>Gobius paganellus</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
<i>Hippocampus guttulatus</i>	Ausente	Ausente	Muy escaso	Muy escaso
<i>Lipophrys dalmatinus</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
<i>Chelon auratus</i>	Muy abundante	Muy abundante	Moderado	Moderado
<i>Chelon ramada</i>	Abundante	Escaso	Muy escaso	Muy escaso
<i>Chelon saliens</i>	Muy abundante	Abundante	Muy abundante	Muy abundante



Especies	Categorización de abundancias teóricas			
	Invierno	Primavera	Verano	Otoño
<i>Mugil cephalus</i>	Moderado	Escaso	Muy escaso	Abundante
<i>Mullus barbatus</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
<i>Pomatomus saltatrix</i>	Ausente	Ausente	Ausente	Muy escaso
<i>Pomatoschistus marmoratus</i>	Muy abundante	Muy abundante	Muy abundante	Muy abundante
<i>Salaria pavo</i>	Muy escaso	Muy escaso	Moderado	Escaso
<i>Sardina pilchardus</i>	Muy escaso	Muy escaso	Ausente	Ausente
<i>Sardinella aurita</i>	Ausente	Ausente	Ausente	Muy escaso
<i>Sarpa salpa</i>	Ausente	Moderado	Muy escaso	Ausente
<i>Solea senegalensis</i>	Ausente	Muy escaso	Muy escaso	Ausente
<i>Solea solea</i>	Ausente	Muy escaso	Muy escaso	Ausente
<i>Sparus aurata</i>	Muy abundante	Abundante	Ausente	Ausente
<i>Symphodus cinereus</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Escaso
<i>Syngnathus abaster</i>	Moderado	Abundante	Muy abundante	Muy abundante
<i>Syngnathus acus</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
<i>Syngnathus typhle</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
<i>Tylosurus acus</i>	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
<i>Muy abundante</i>	>500	5
<i>Numeroso</i>	150 - 500	4
<i>Moderado</i>	50 – 150	3
<i>Escaso</i>	10 – 50	2
<i>Muy escaso</i>	1 – 10	1
<i>Ausente</i>	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
<i>Anguilla anguilla</i>	CR				VU	NT
<i>Atherina boyeri</i>	LC				VU	VU
<i>Apricaphtanius iberus</i>	EN	X	X	X	EN	EN
<i>Hippocampus guttulatus</i>	DD		X	X		CR
<i>Pomatoschistus marmoratus</i>	LC					VU
<i>Syngnathus abaster</i>	LC		X		LT	NT
<i>Syngnathus acus</i>	LC					DD
<i>Solea solea</i>	DD					VU
<i>Syngnathus typhle</i>	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 m². 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.

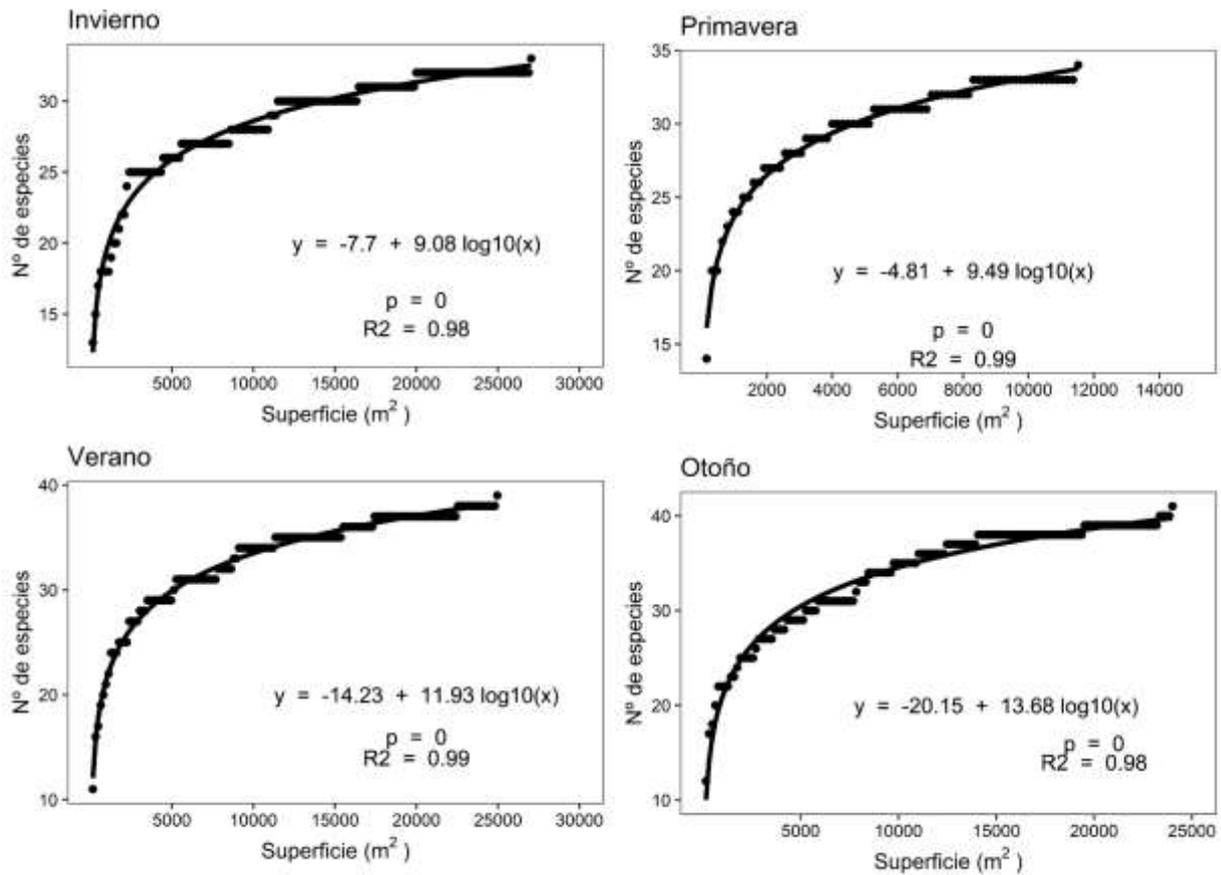


Figura 1. Regresiones establecidas entre la riqueza total de especies y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

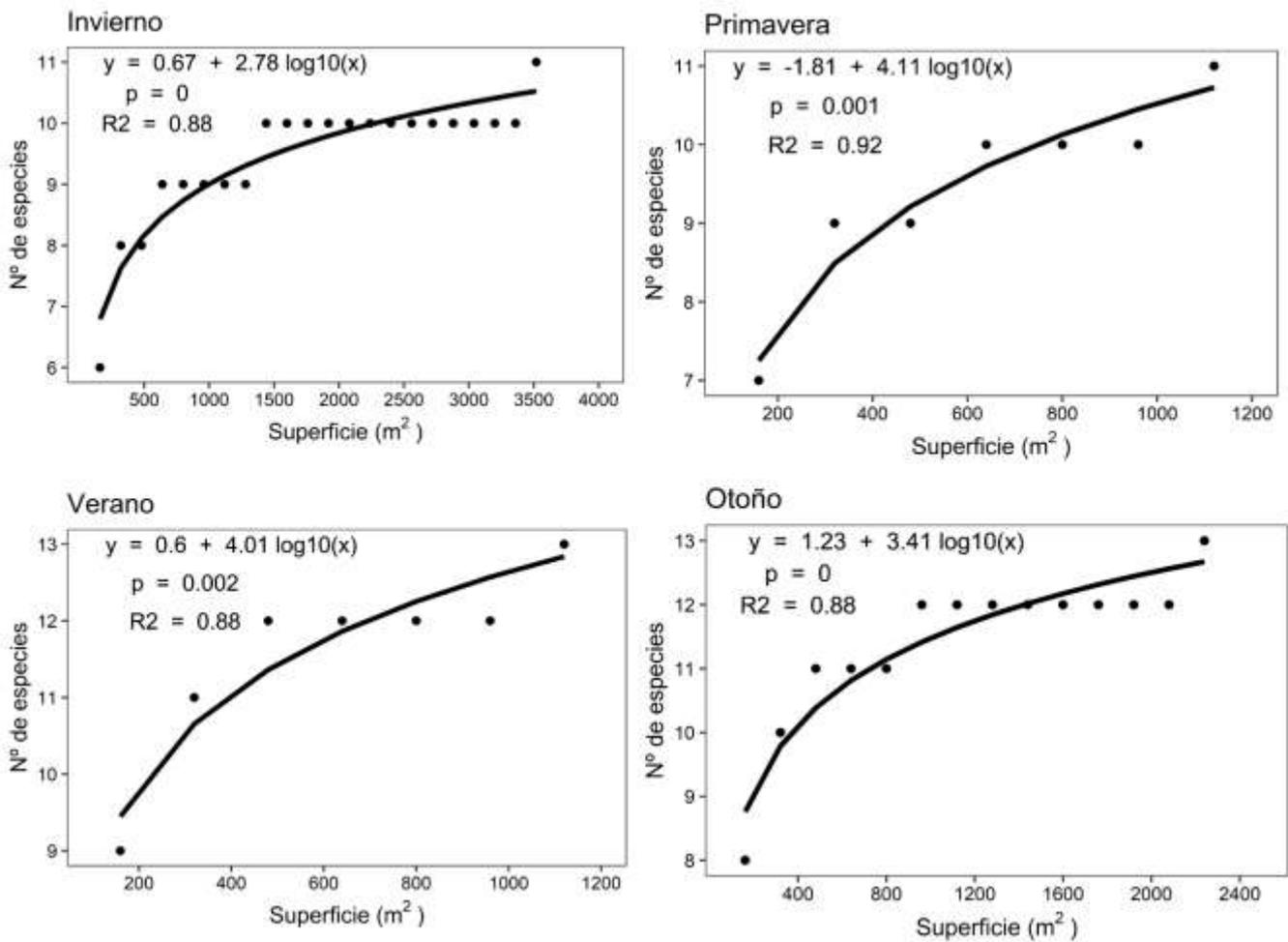


Figura 2. Regresiones establecidas entre la riqueza de especies residentes y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

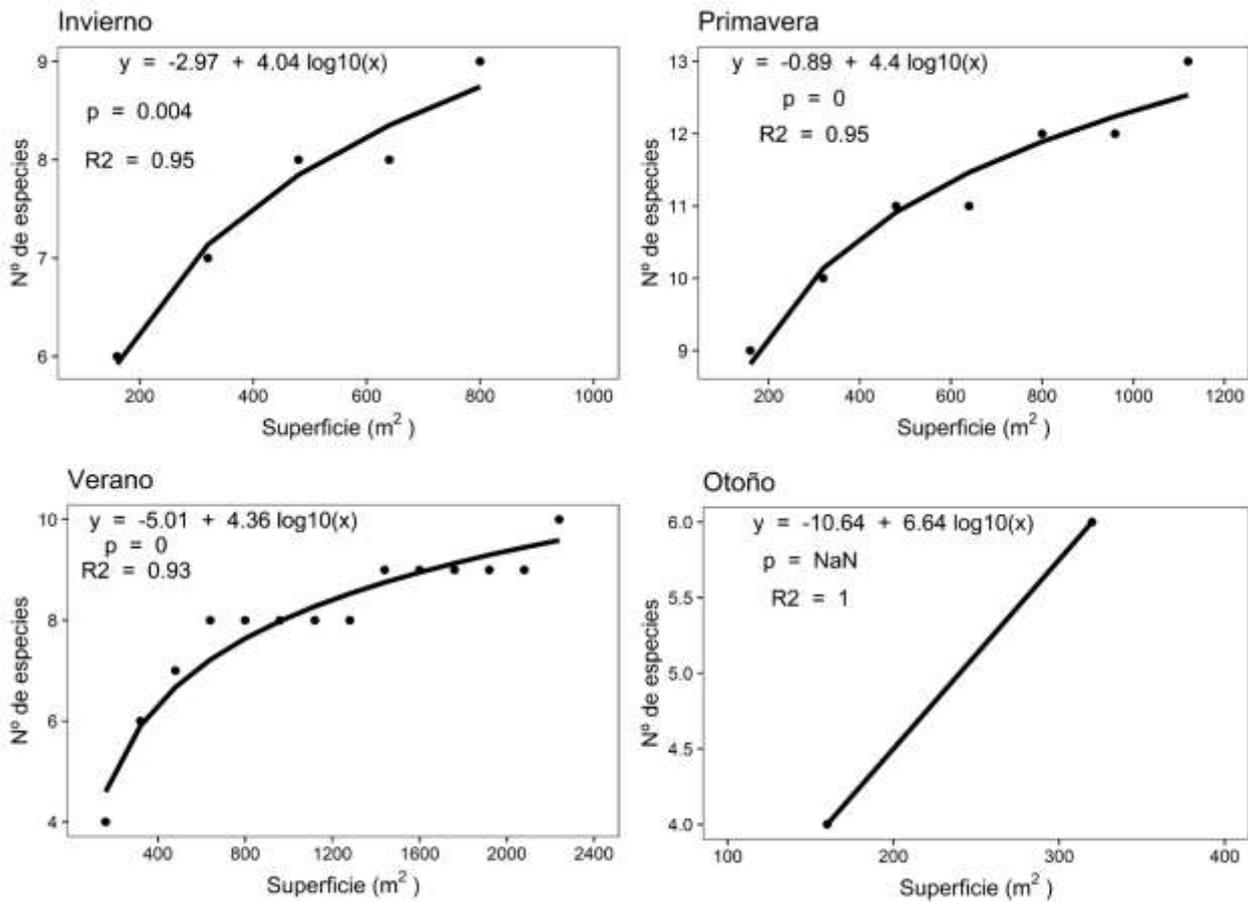


Figura 3. Regresiones establecidas entre la riqueza de especies migrantes y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

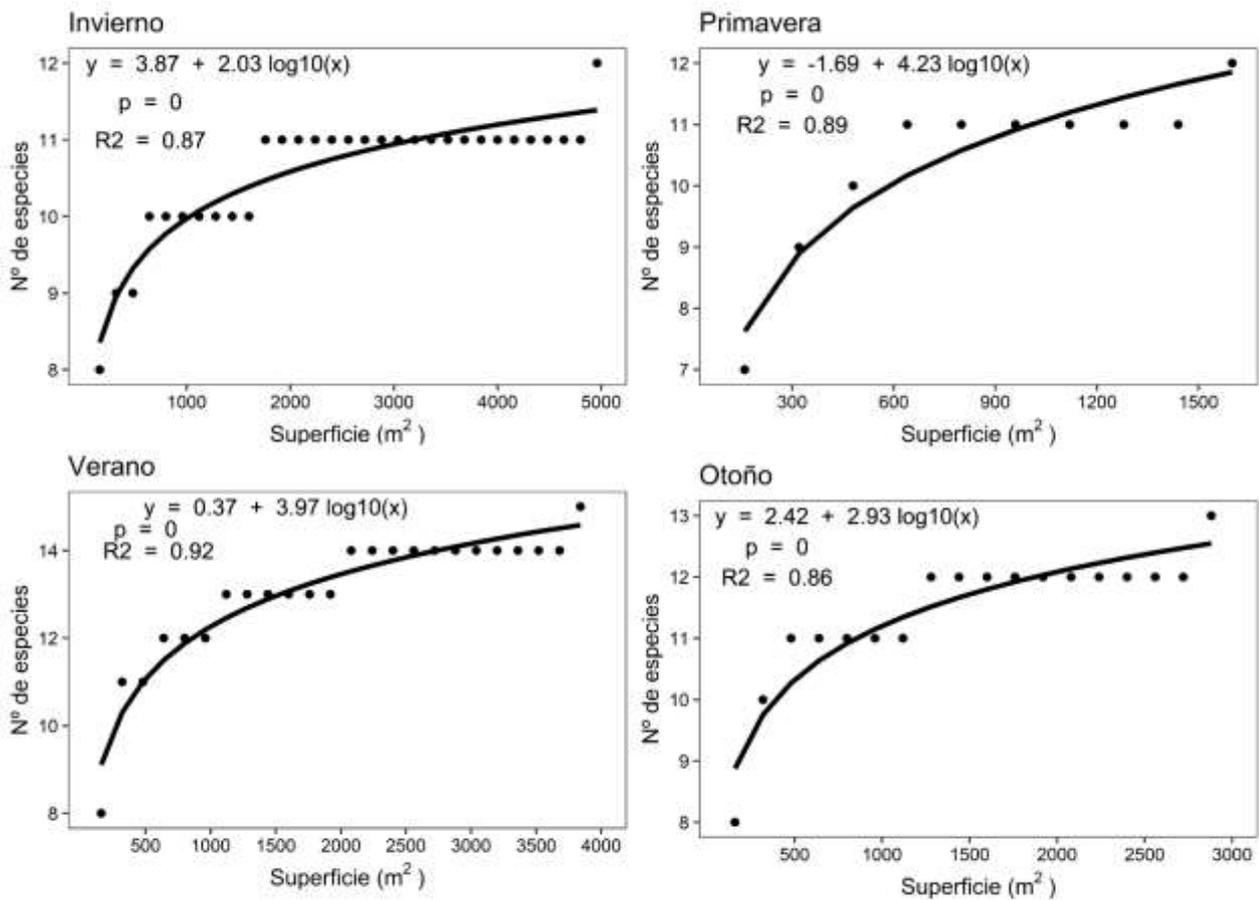


Figura 4. Regresiones establecidas entre la riqueza de especies zoobentívoras y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

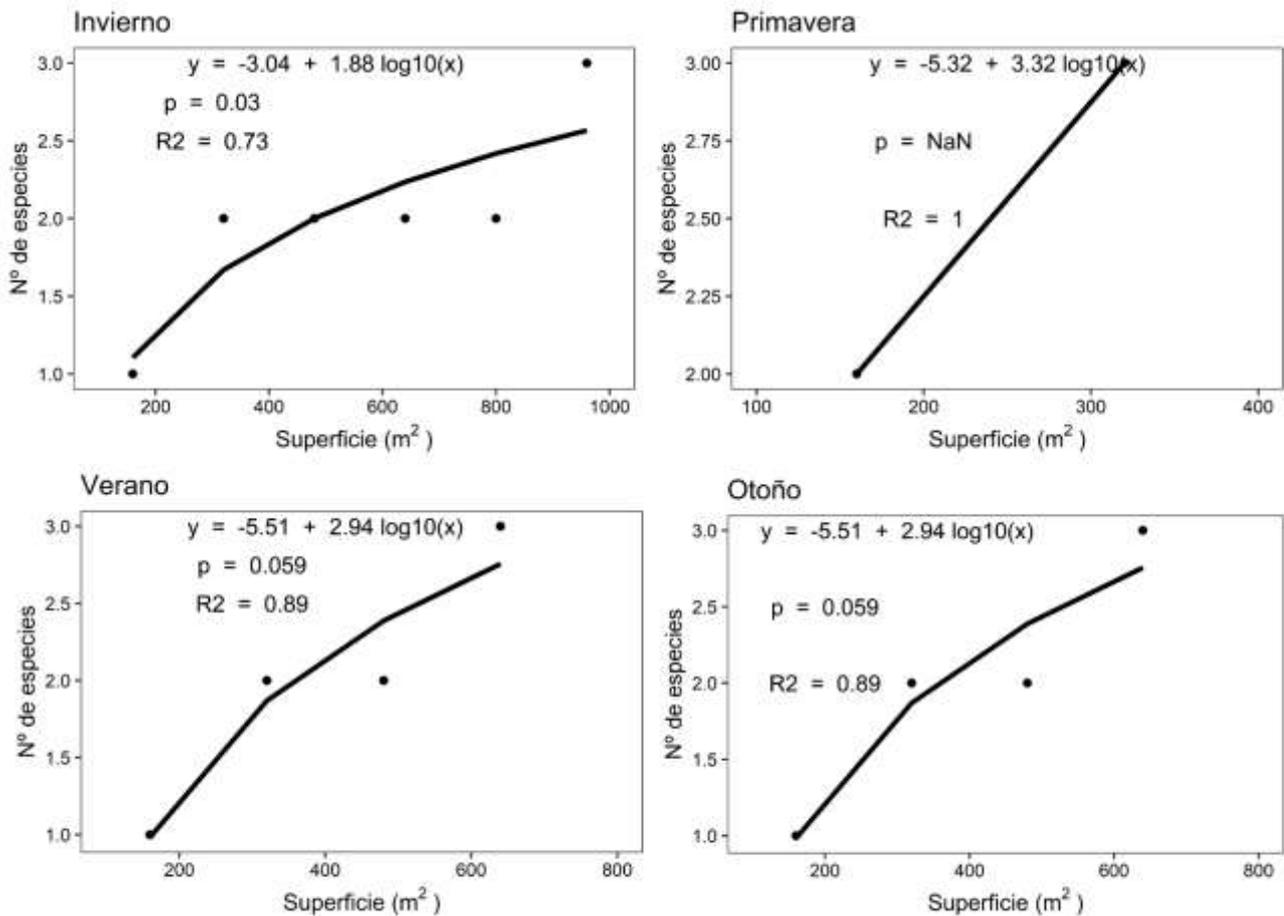


Figura 5. Regresiones establecidas entre la riqueza de especies piscívoras y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

Las diferentes métricas se calcularon de forma individual para cada una de las localidades de estudio en las diferentes réplicas temporales. Los valores



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

Dirección General del Mar Menor

obtenidos para cada métrica se han ponderado atendiendo a los criterios y umbrales de puntuación expuestos en la (ANEXO 1; Tabla 5).



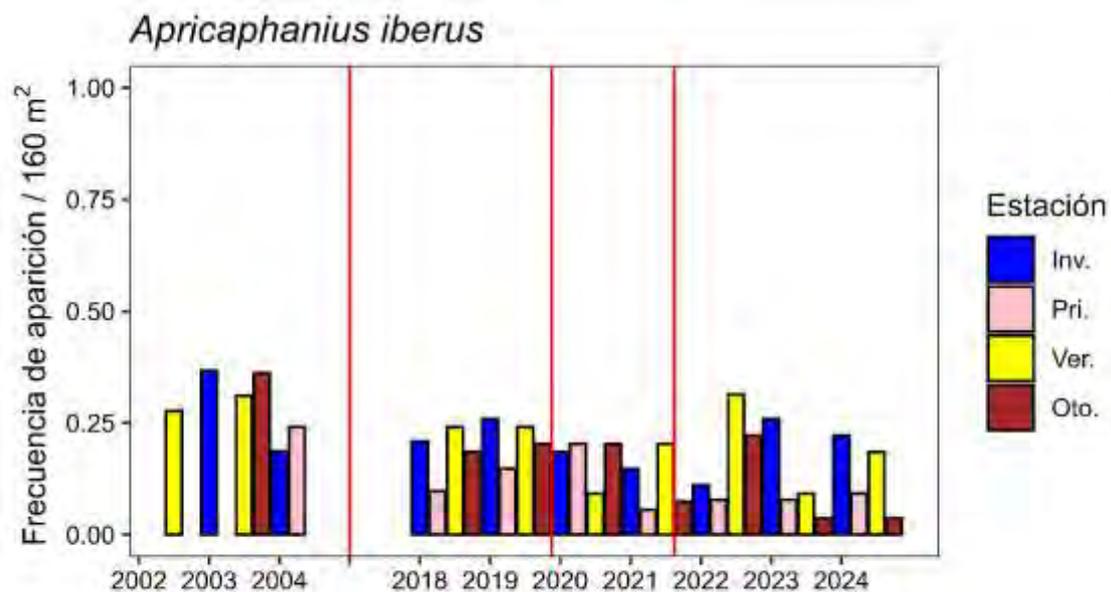
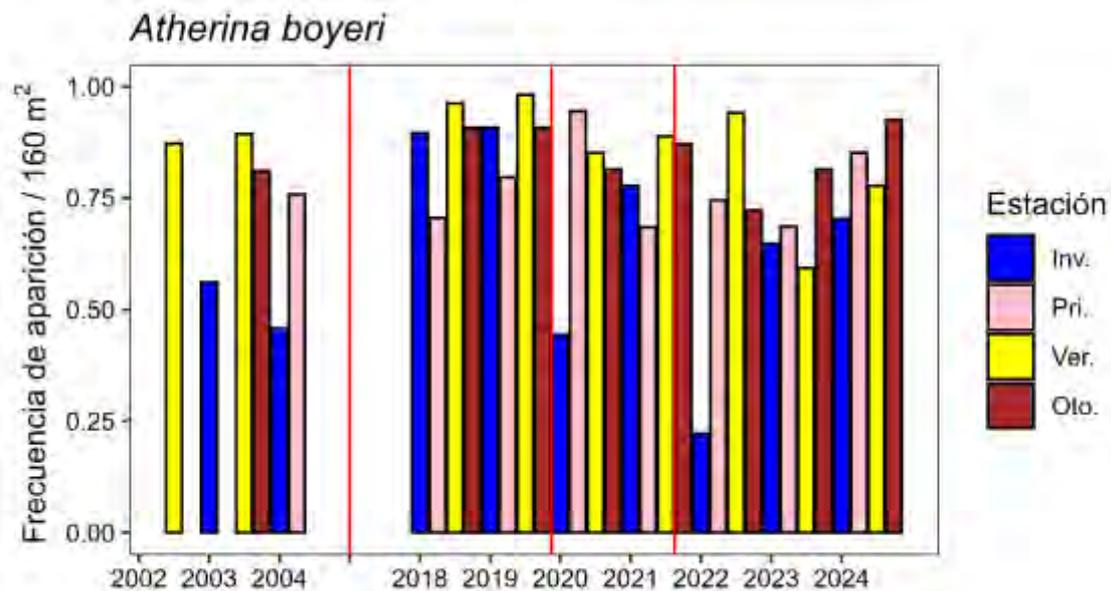
Tabla 5. Adaptación del índice EMFI. Rangos de valores de las métricas y criterios de puntuación.

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%



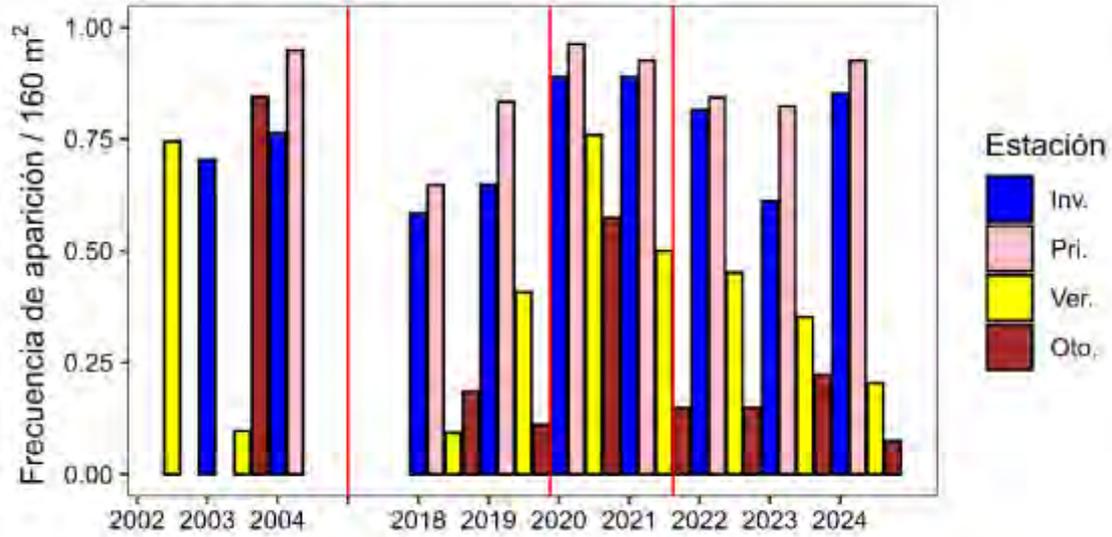
ANEXO II. Evolución temporal de la frecuencia de aparición de taxones prioritarios

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*.

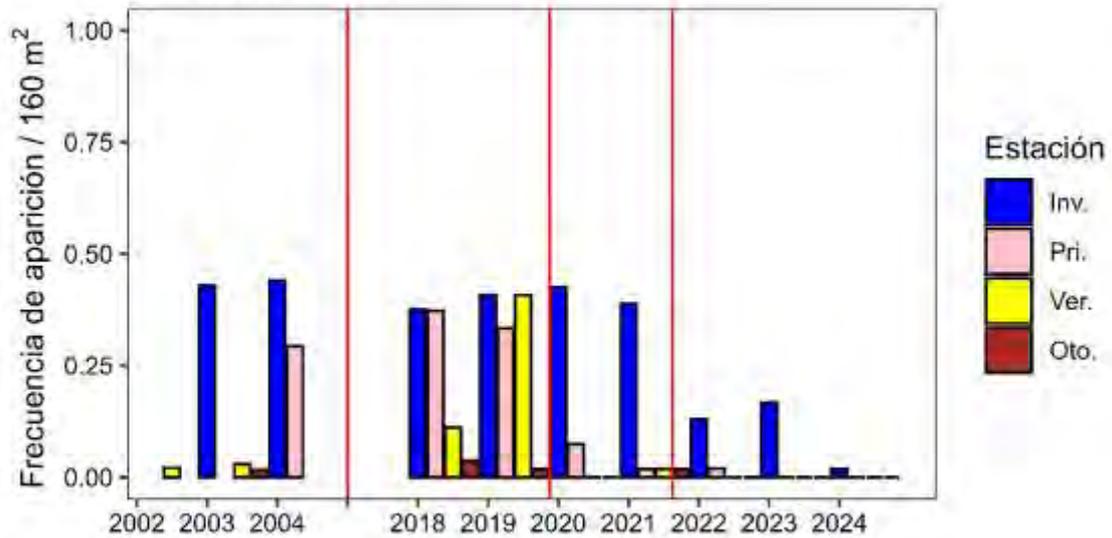




Chelon auratus

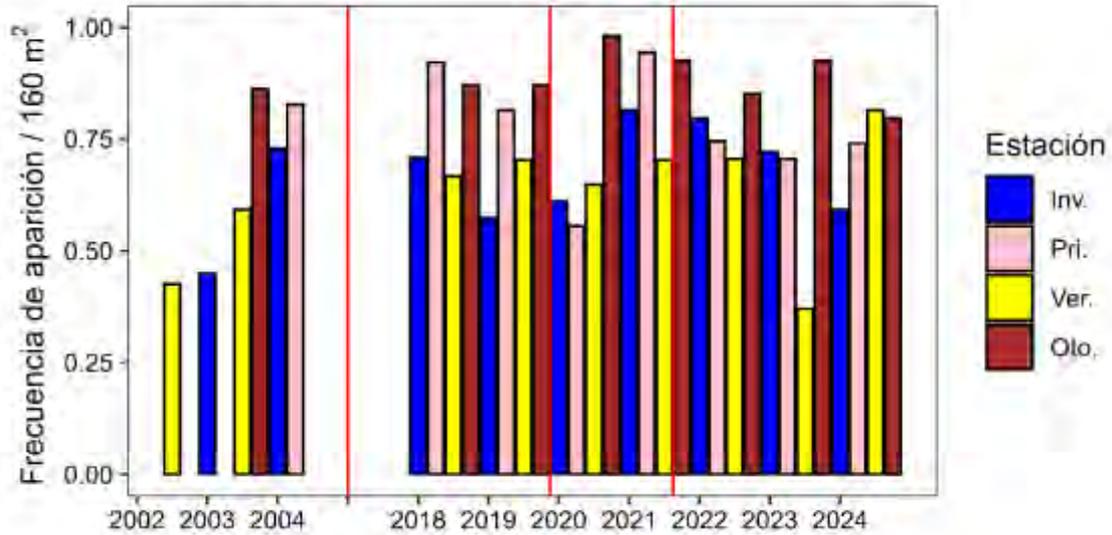


Chelon ramada

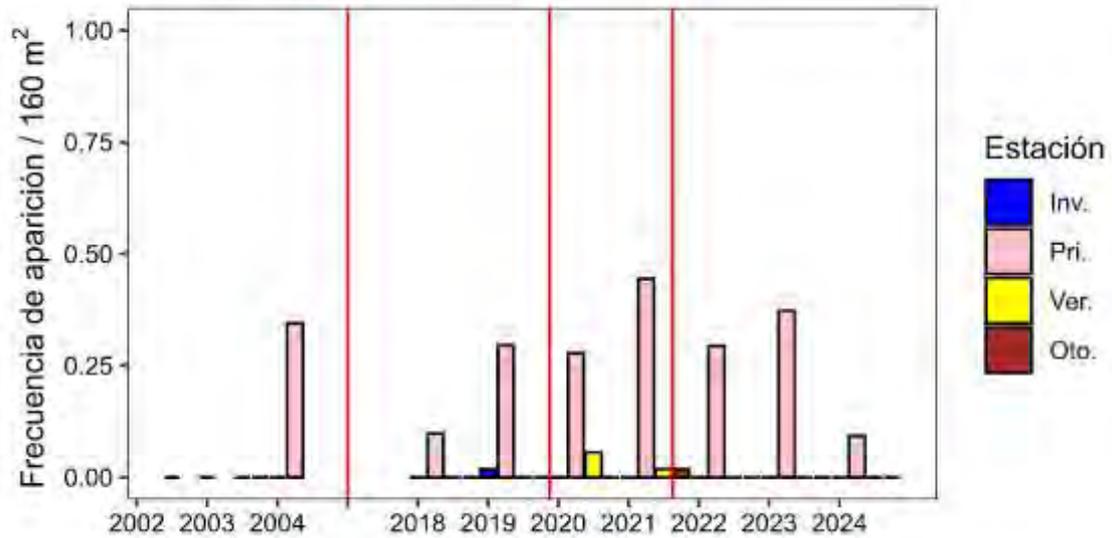




Chelon saliens

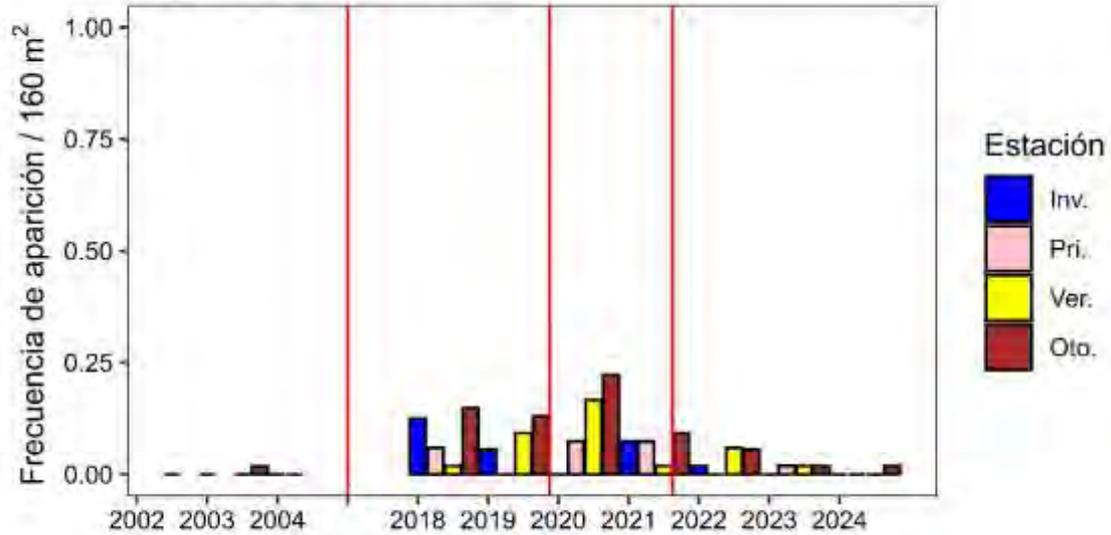


Dicentrarchus labrax

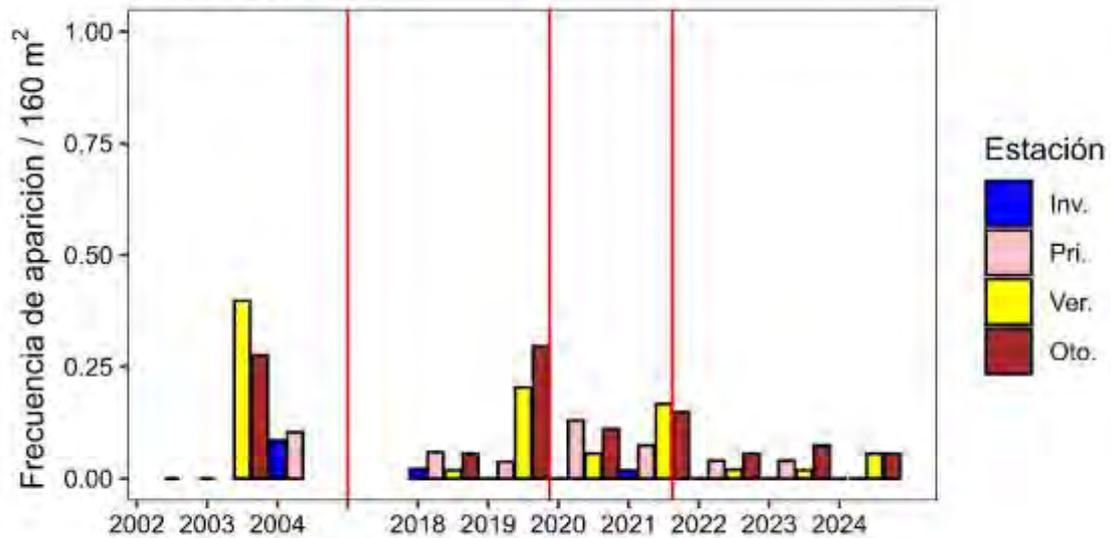




Engraulis encrasicolus

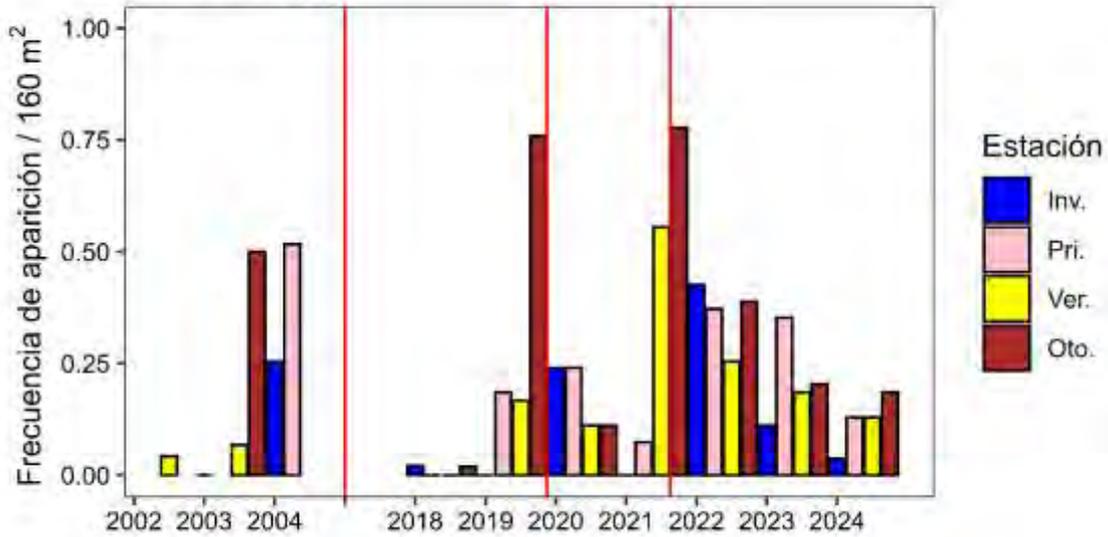


Gobius cobitis

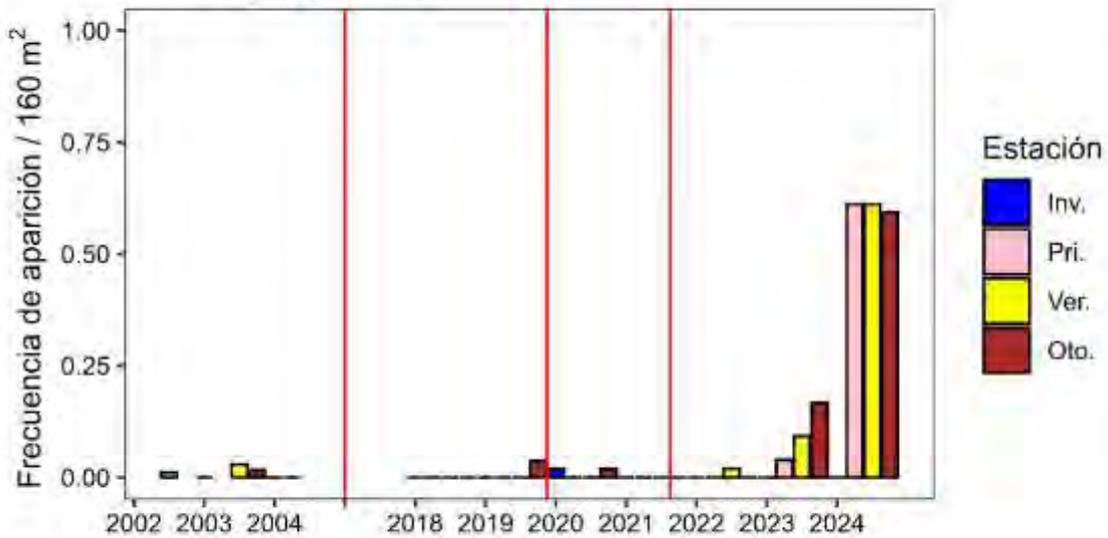




Gobius niger

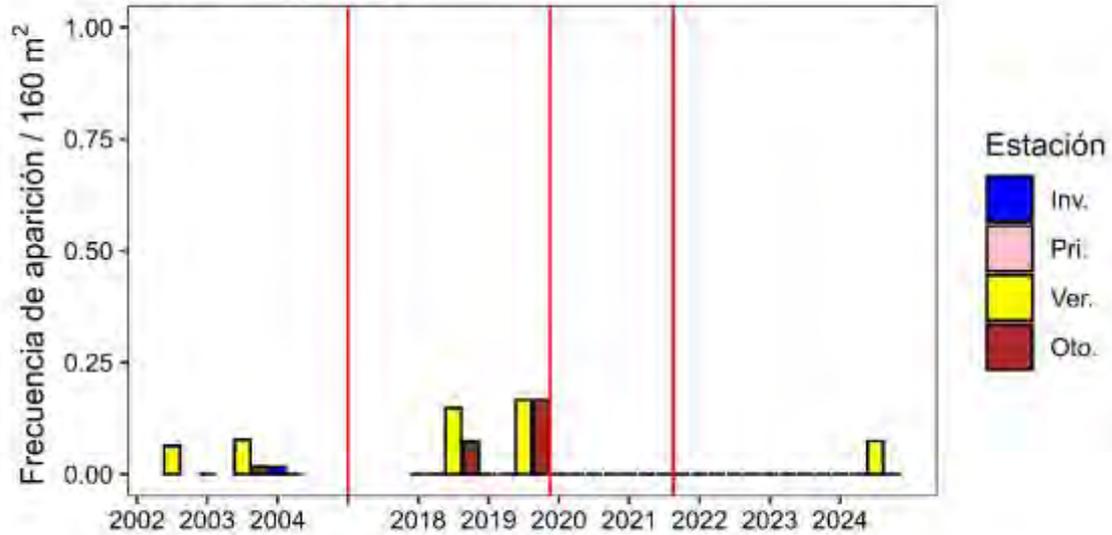


Gobius paganellus

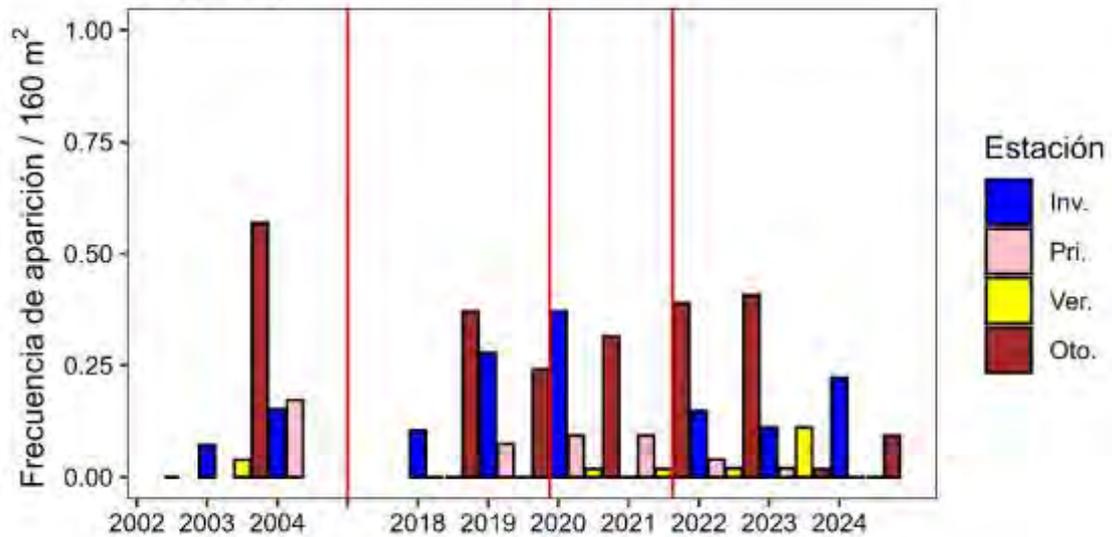




Hippocampus guttulatus

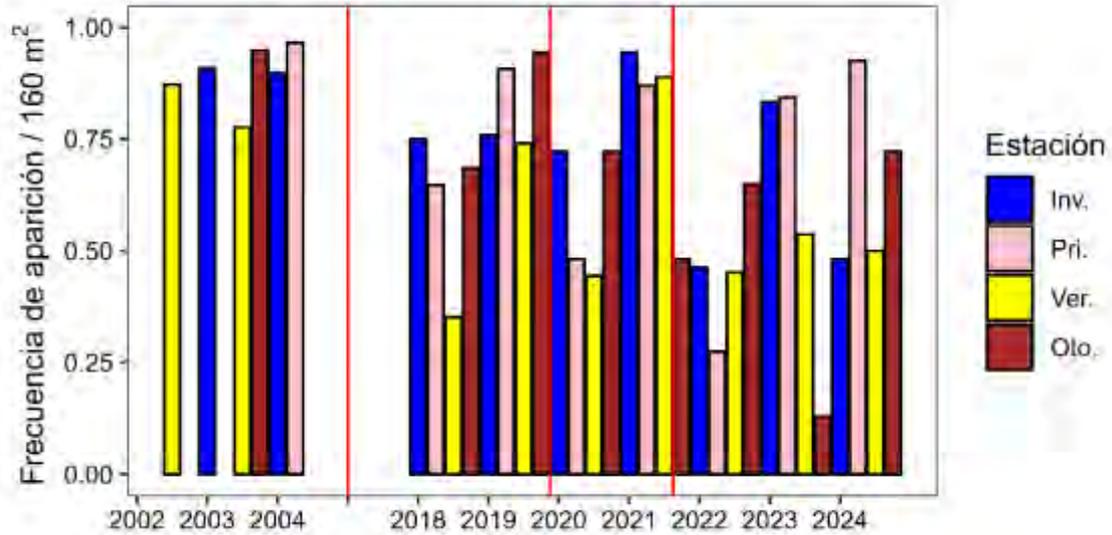


Mugil cephalus

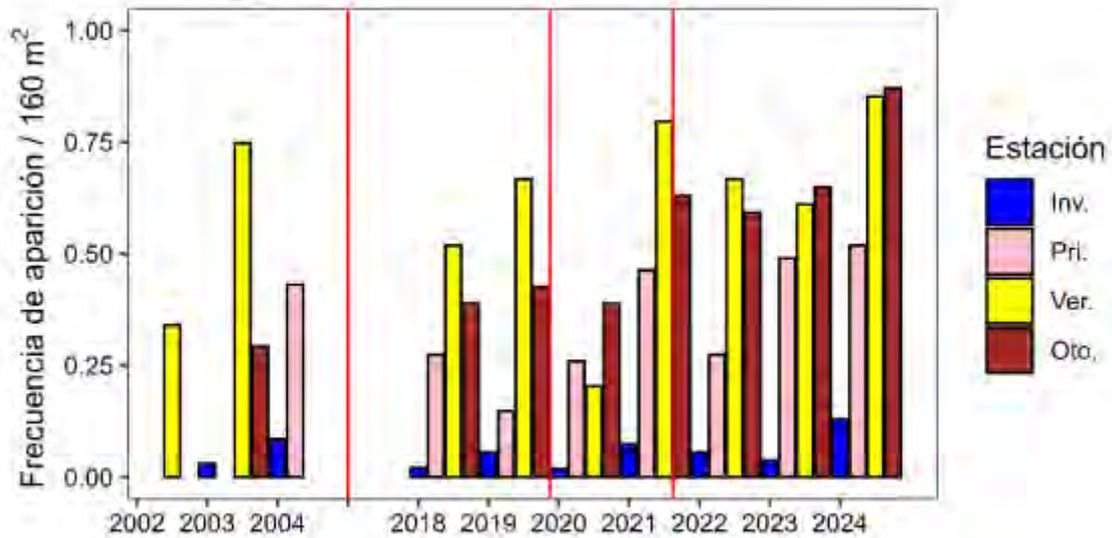




Pomatoschistus marmoratus

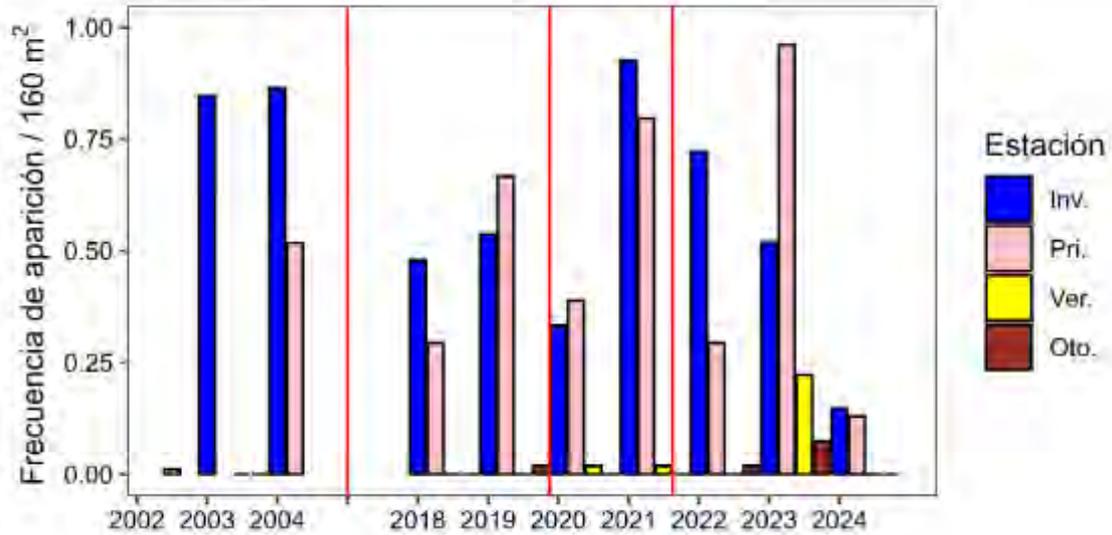


Salaria pavo

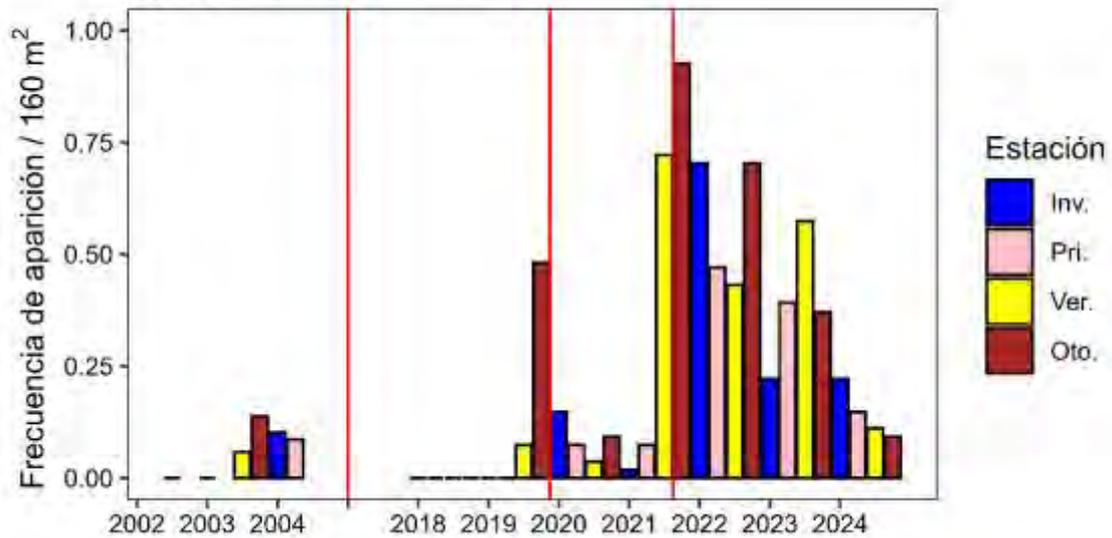




Sparus aurata

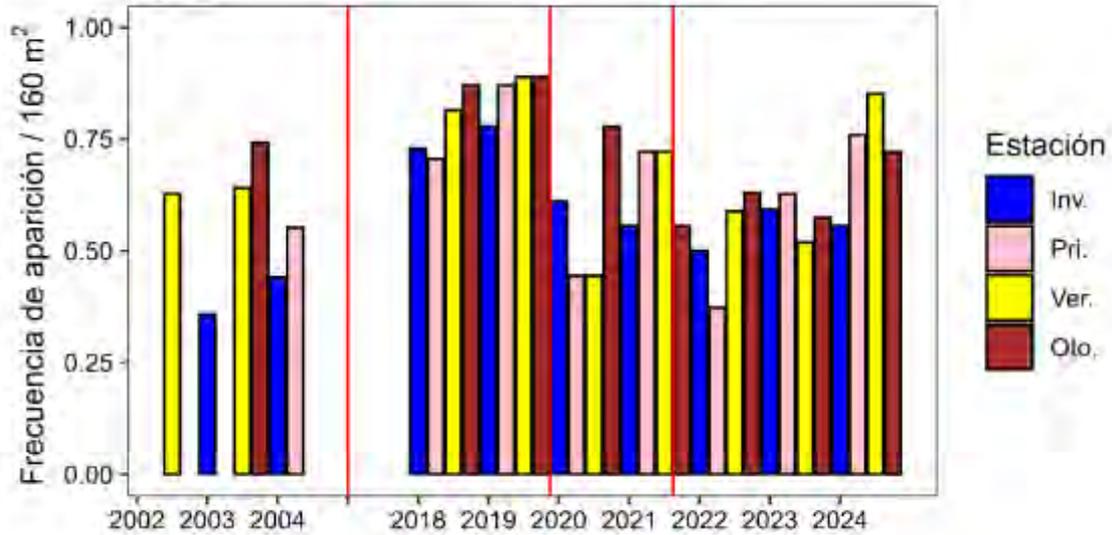


Symphodus cinereus

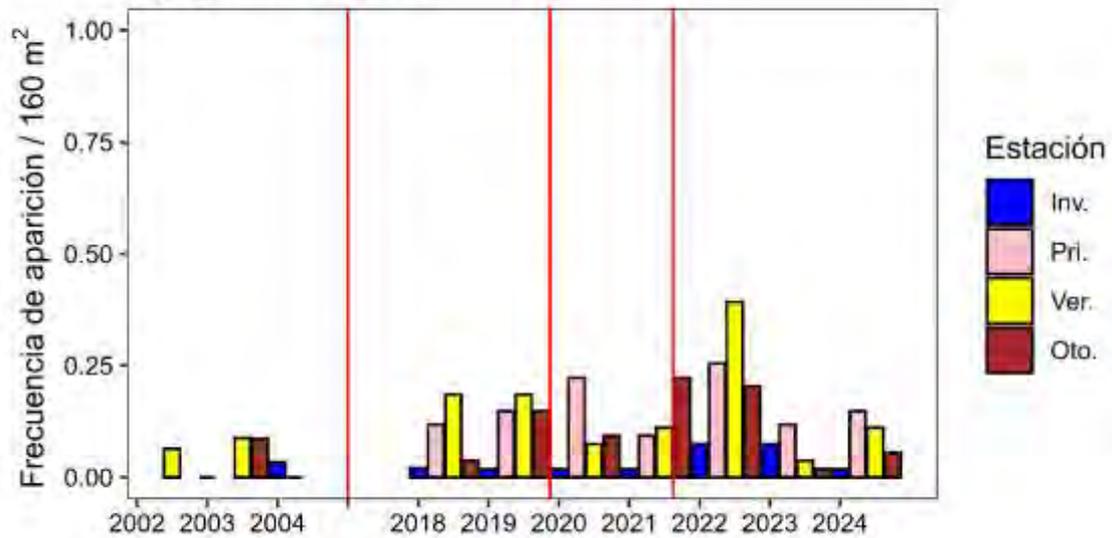


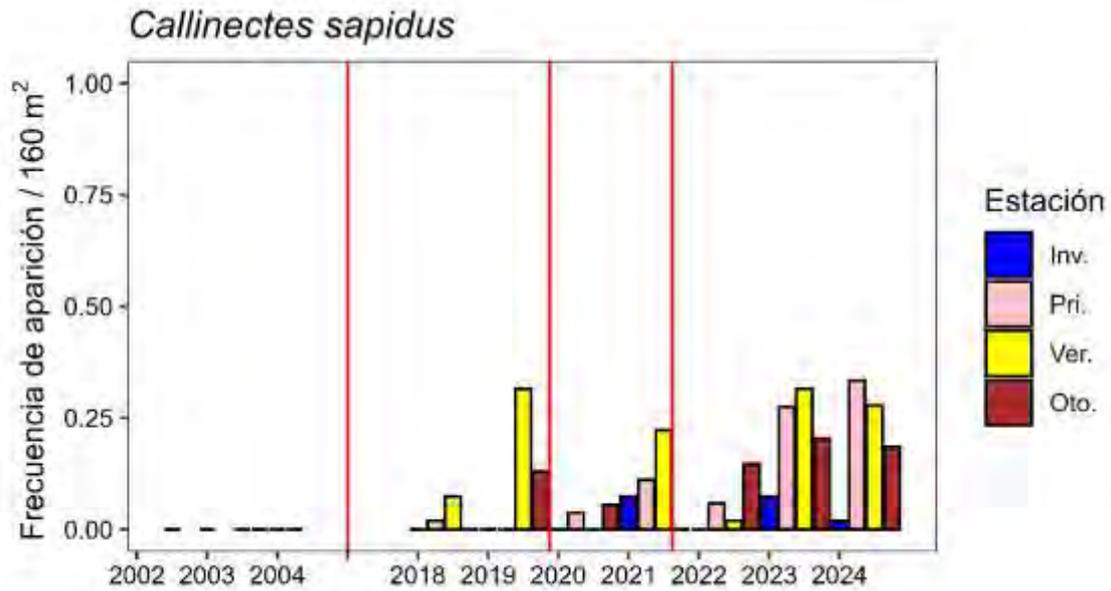


Syngnathus abaster



Syngnathus typhle

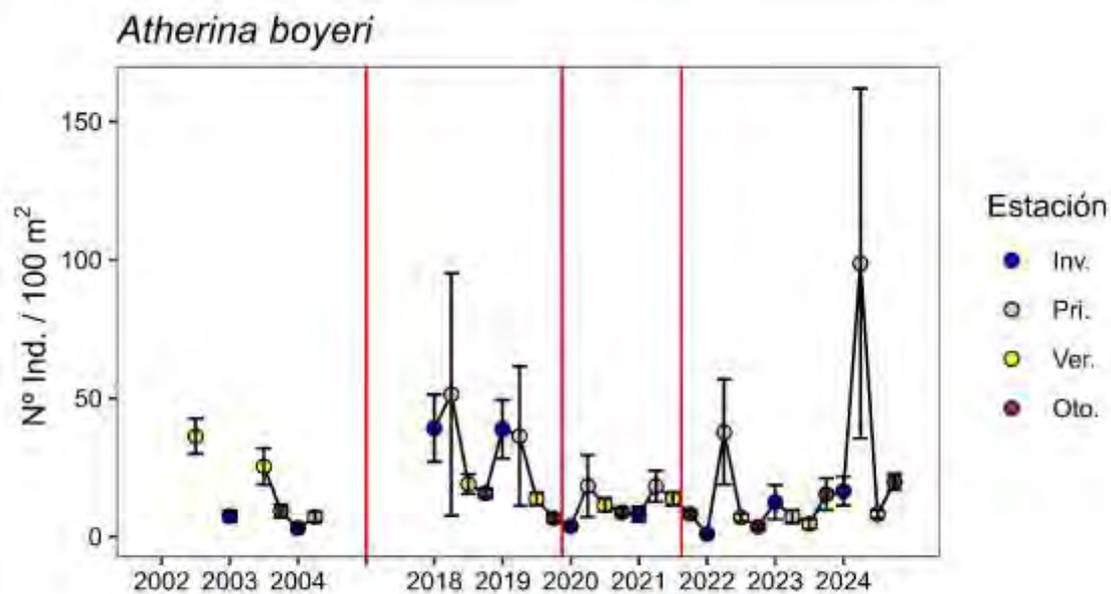






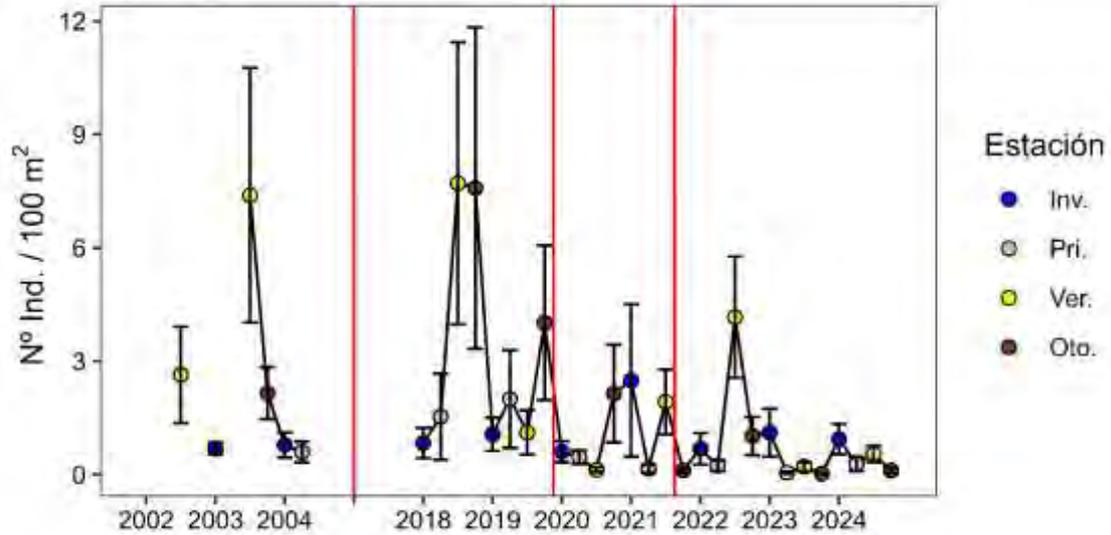
ANEXO III. Evolución temporal de la abundancia de taxones prioritarios

A continuación, se presenta la abundancia 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*.

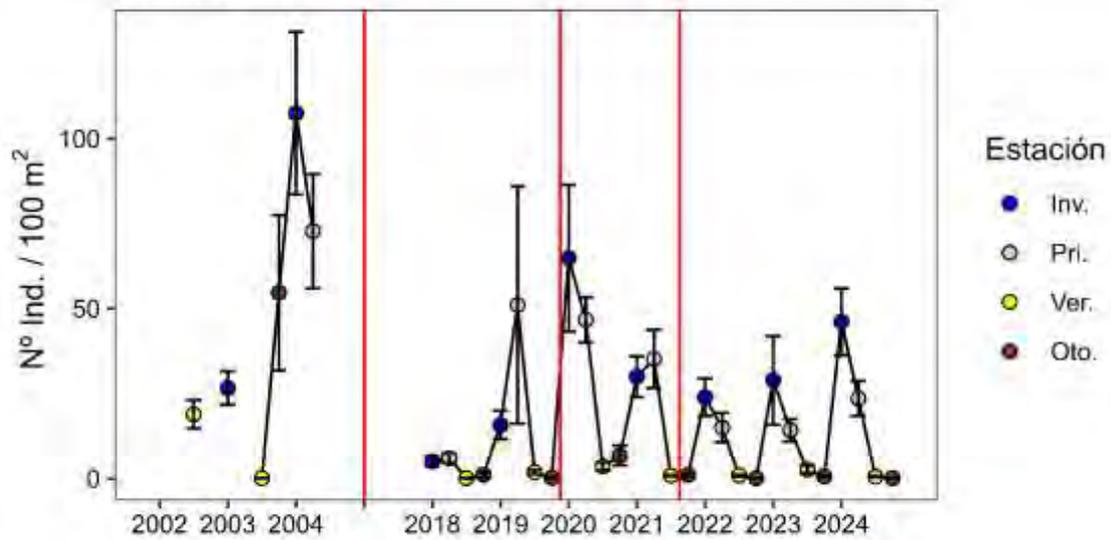




Apricaphanius iberus

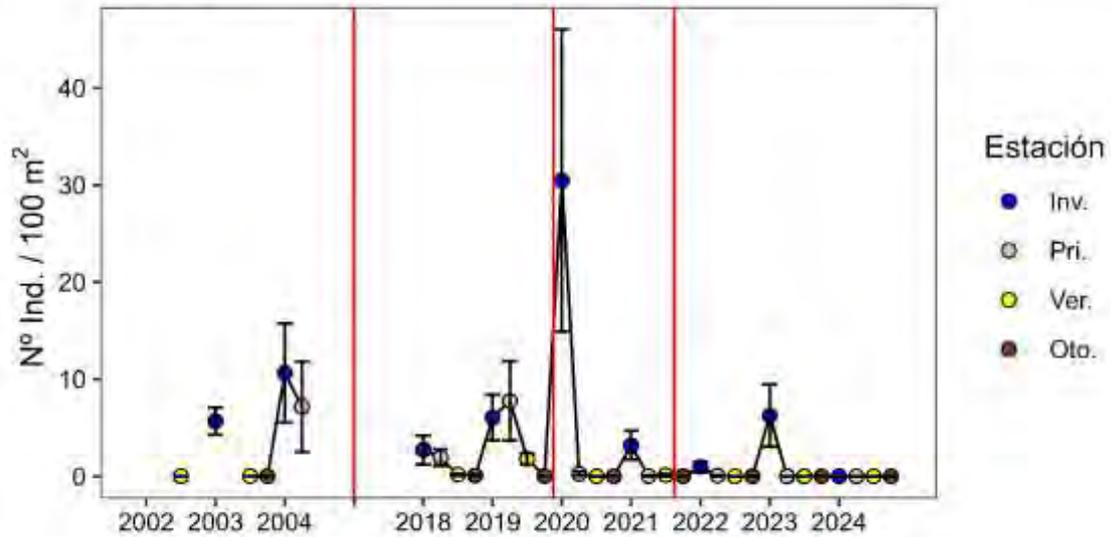


Chelon auratus

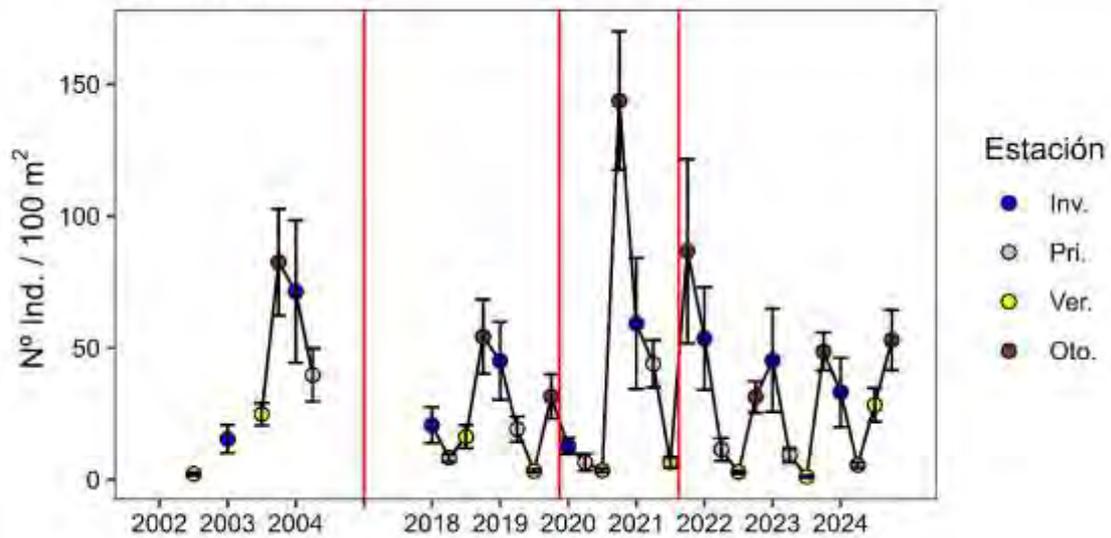




Chelon ramada

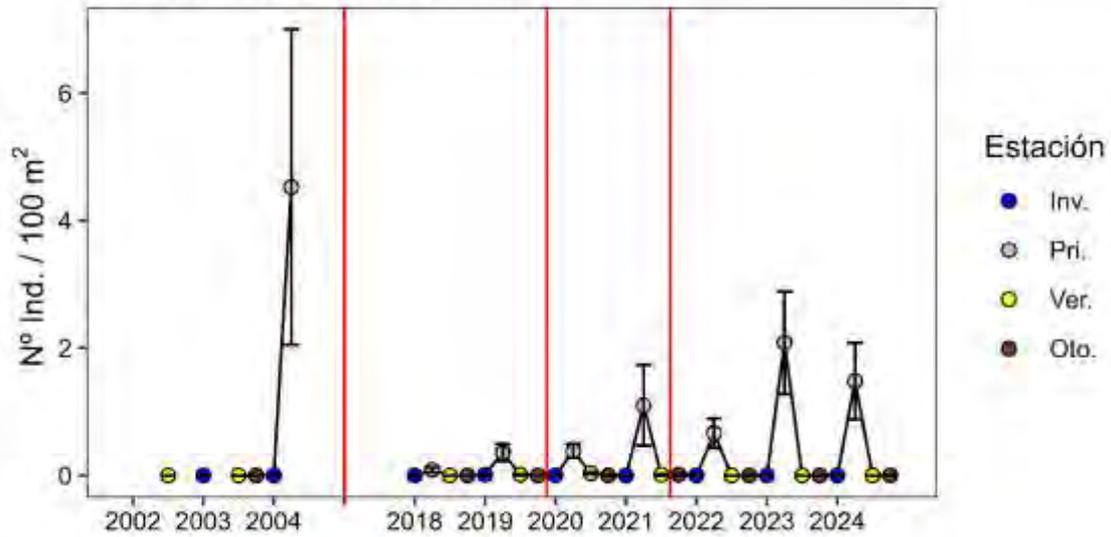


Chelon siliens

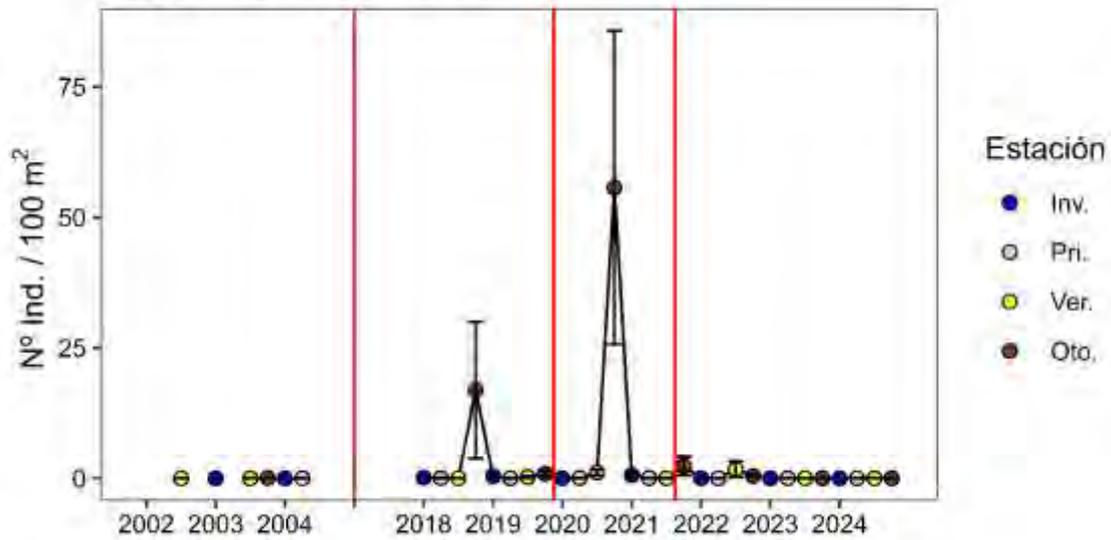


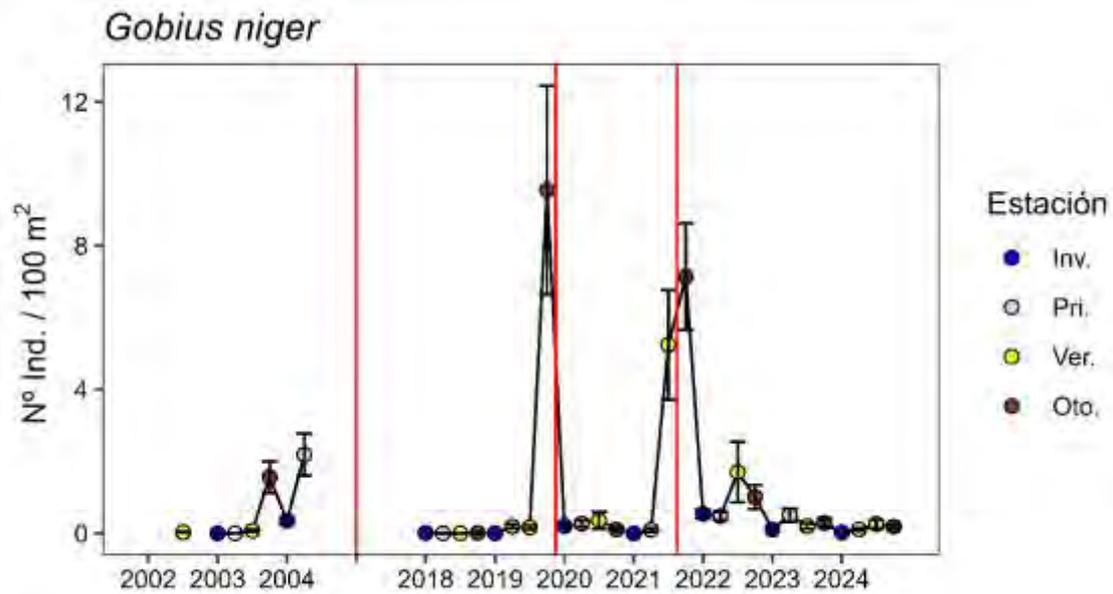
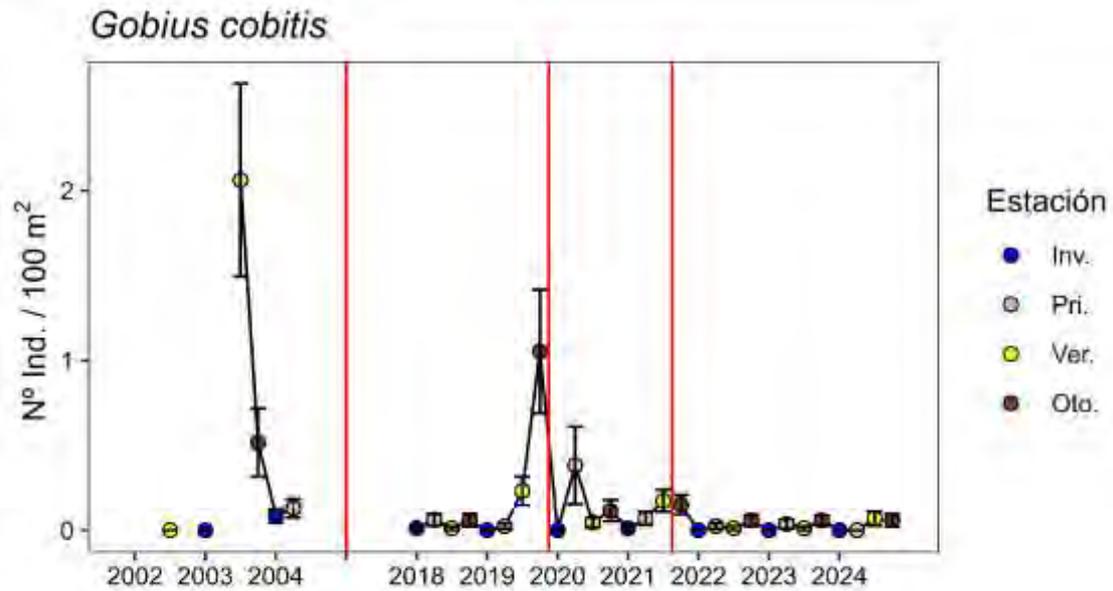


Dicentrarchus labrax



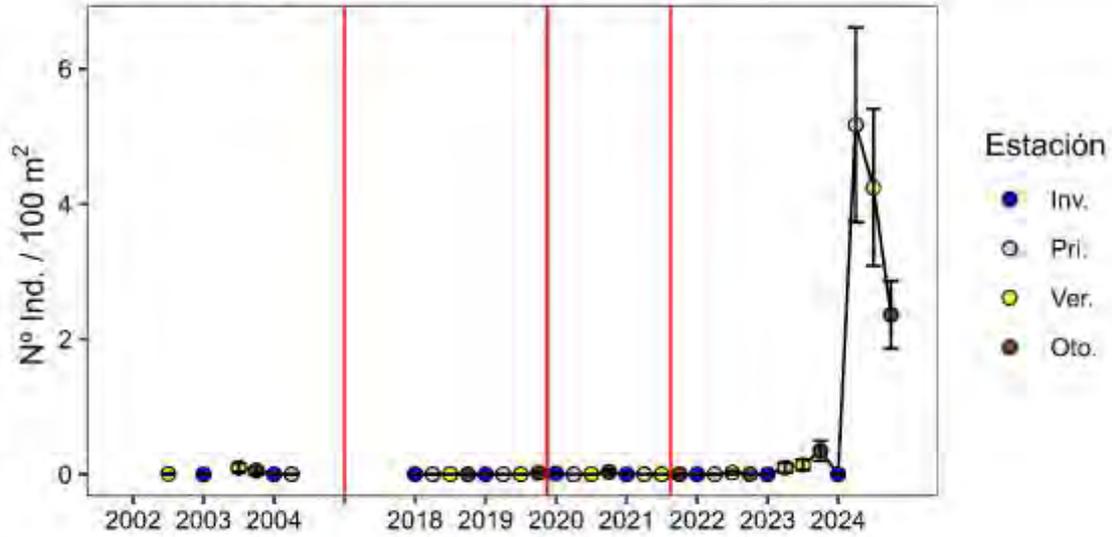
Engraulis encrasicolus



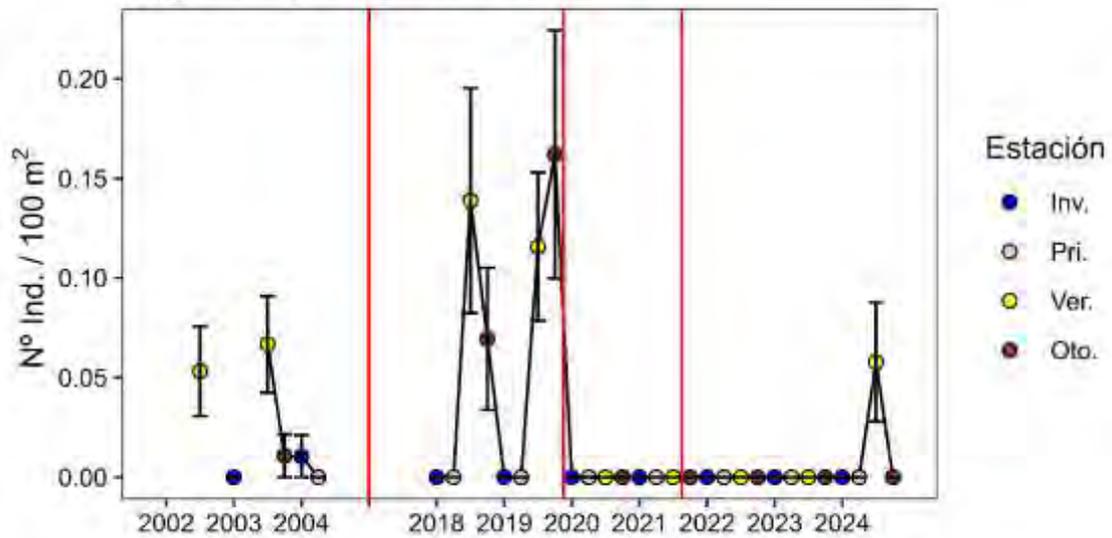




Gobius paganellus

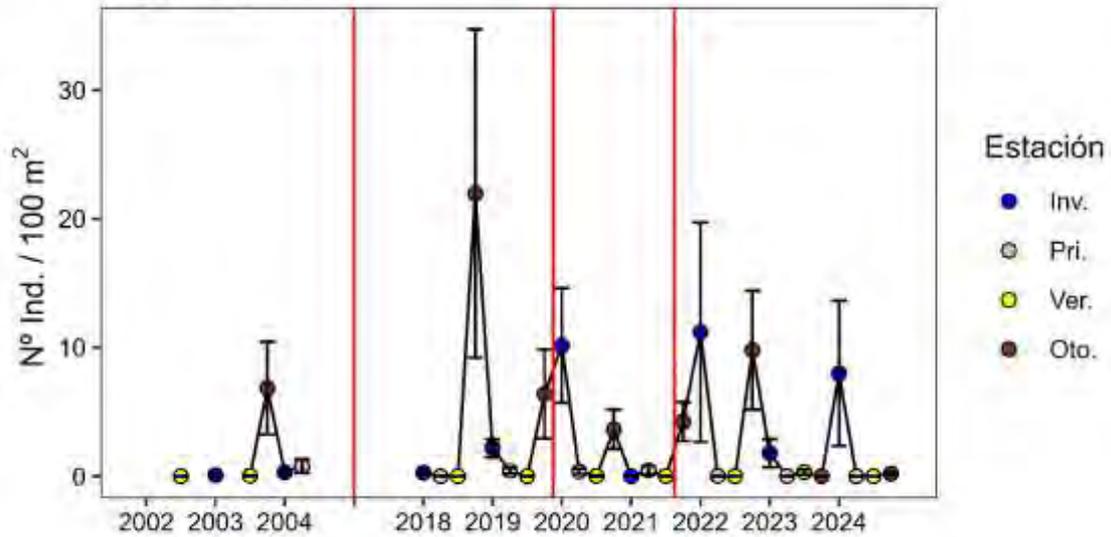


Hippocampus guttulatus

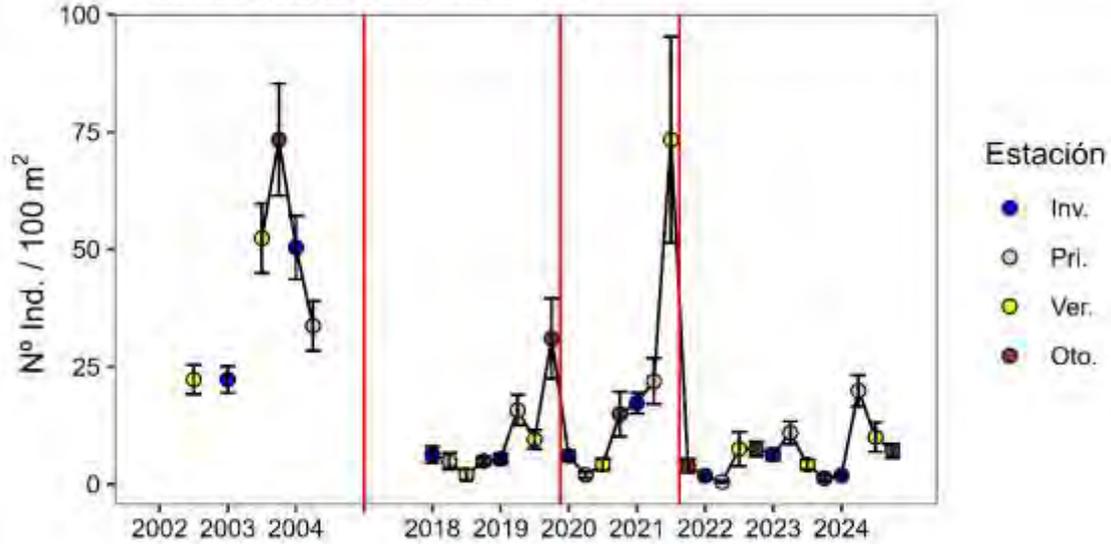




Mugil cephalus

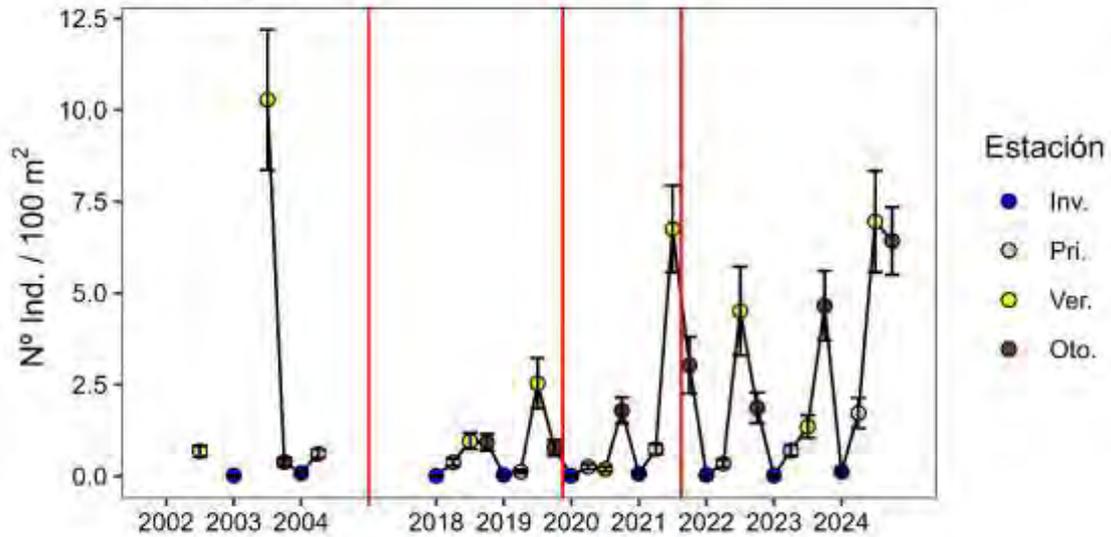


Pomatoschistus marmoratus

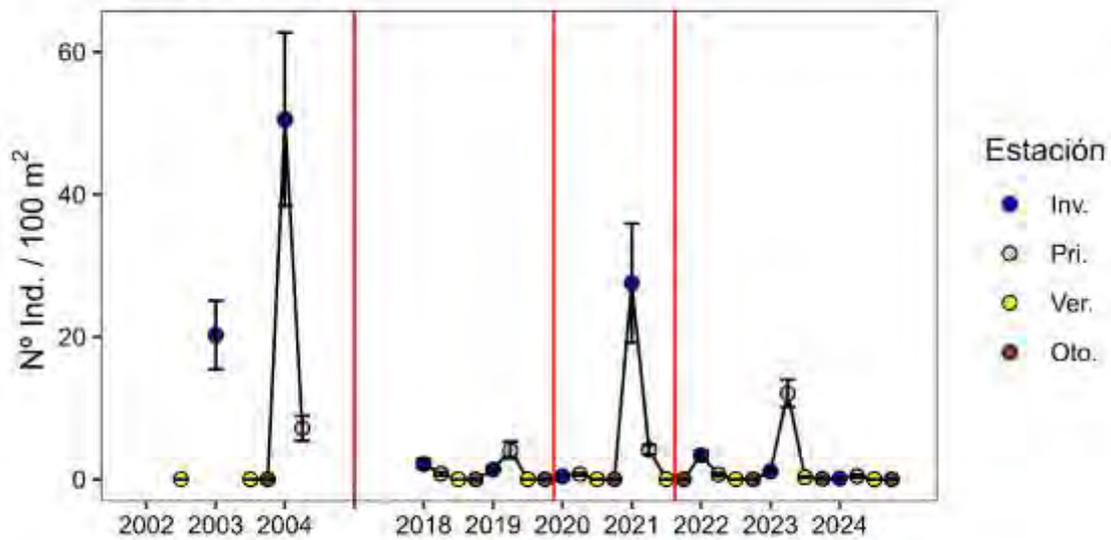




Salaria pavo

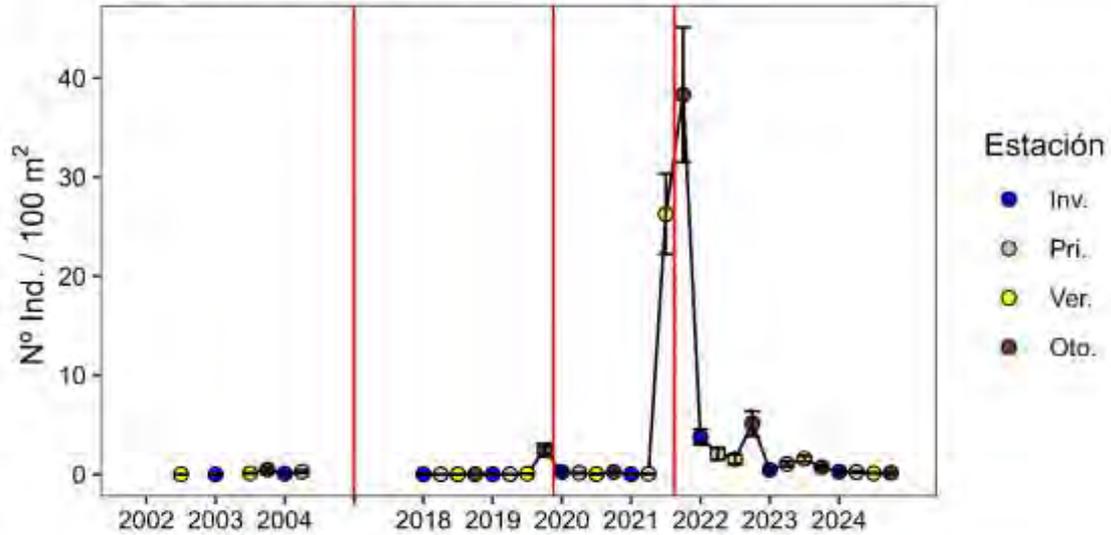


Sparus aurata

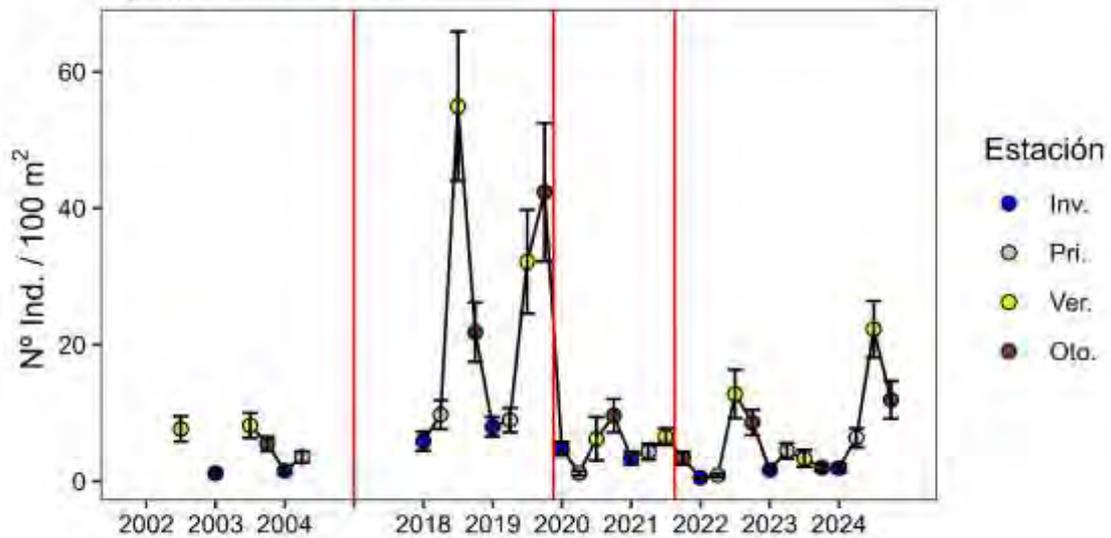




Symphodus cinereus

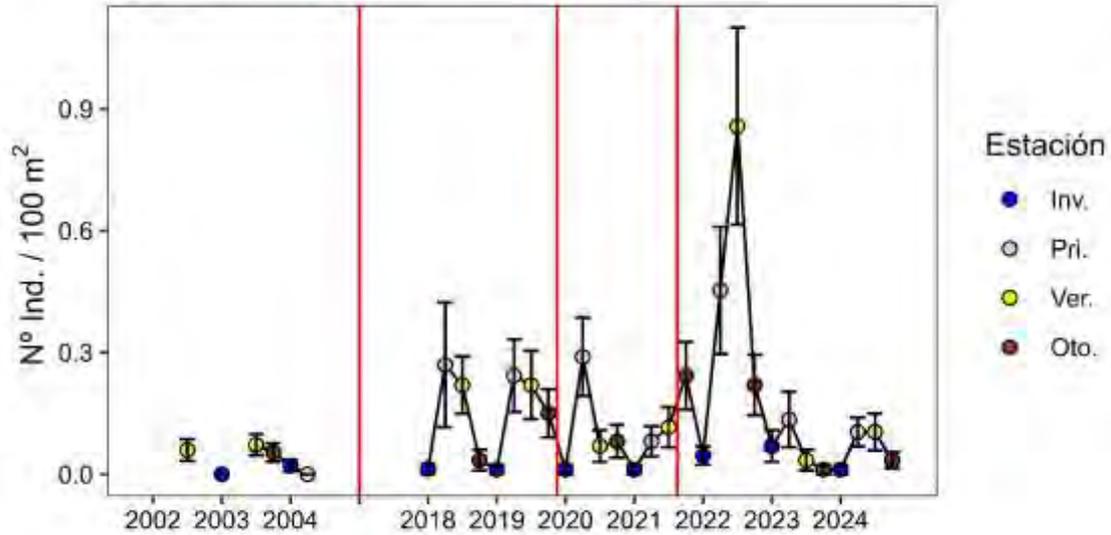


Syngnathus abaster

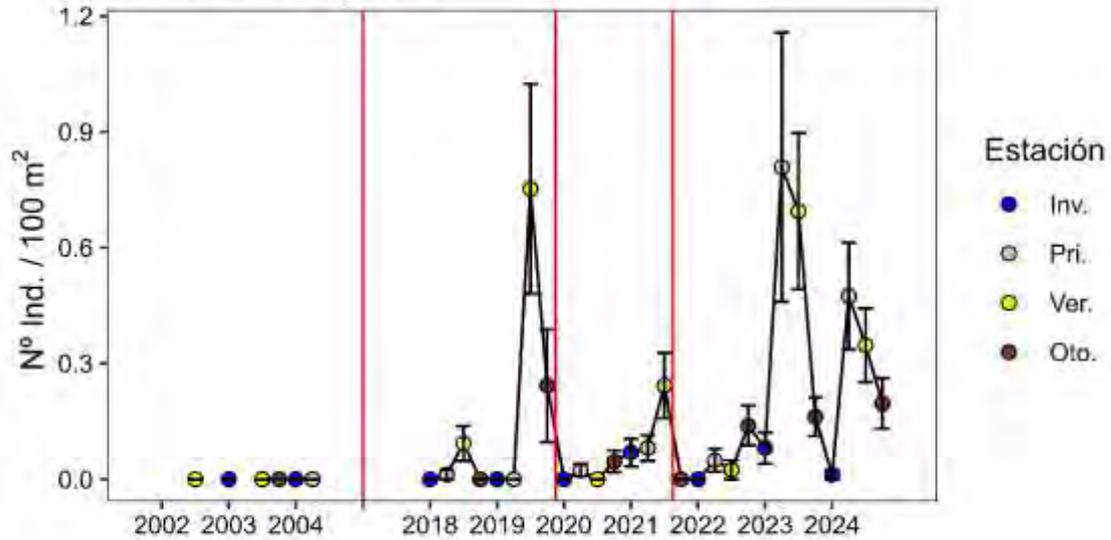




Syngnathus typhle



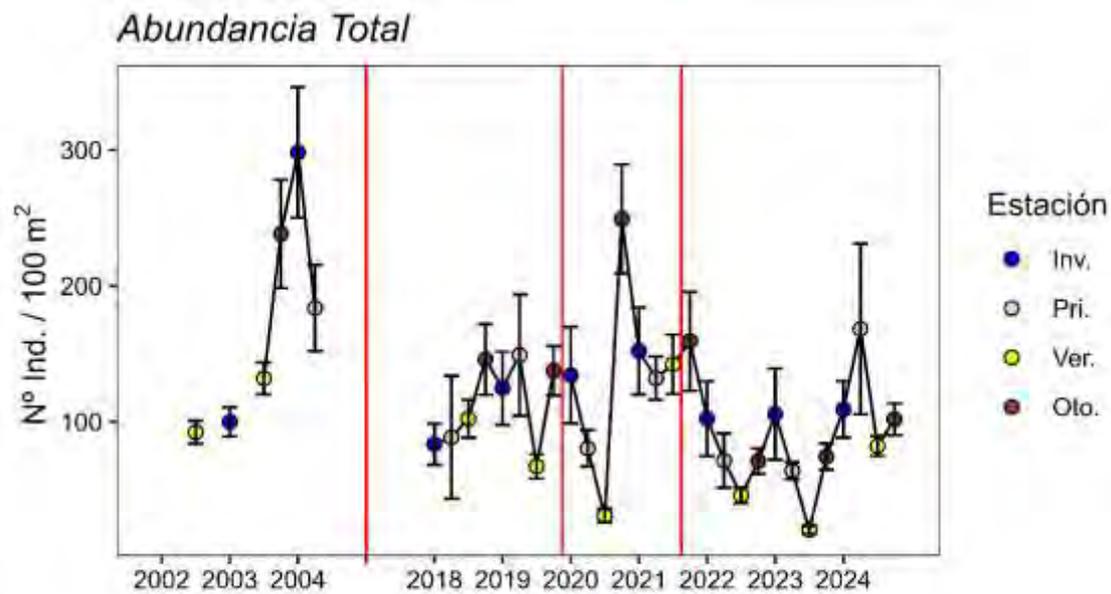
Callinectes sapidus





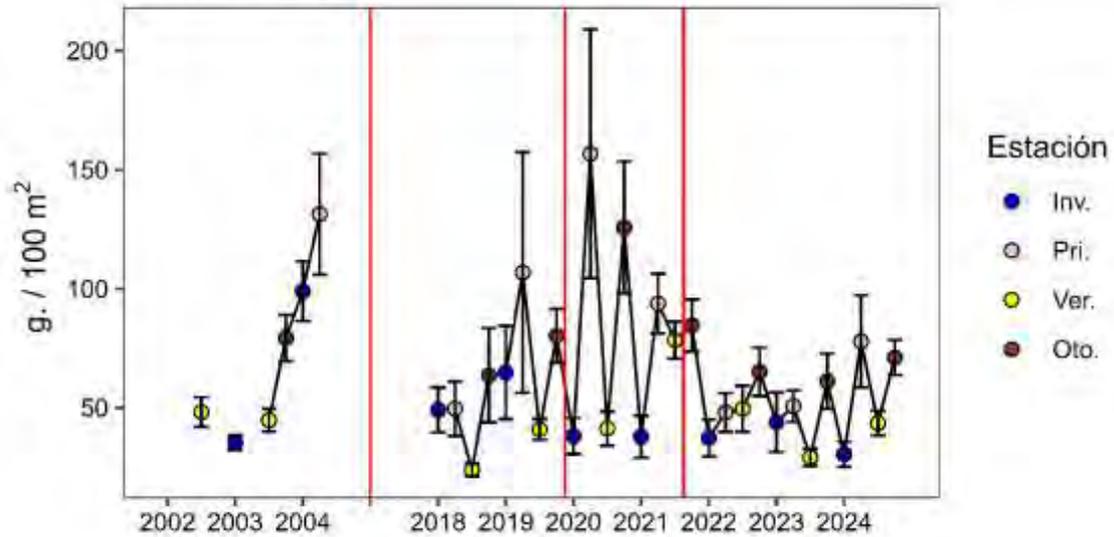
ANEXO IV. Evolución temporal de las métricas descriptoras de la comunidad

A continuación, se presentan los resultados de las métricas descriptoras de la comunidad en función de las distintas campañas de muestreo realizadas en las áreas someras.

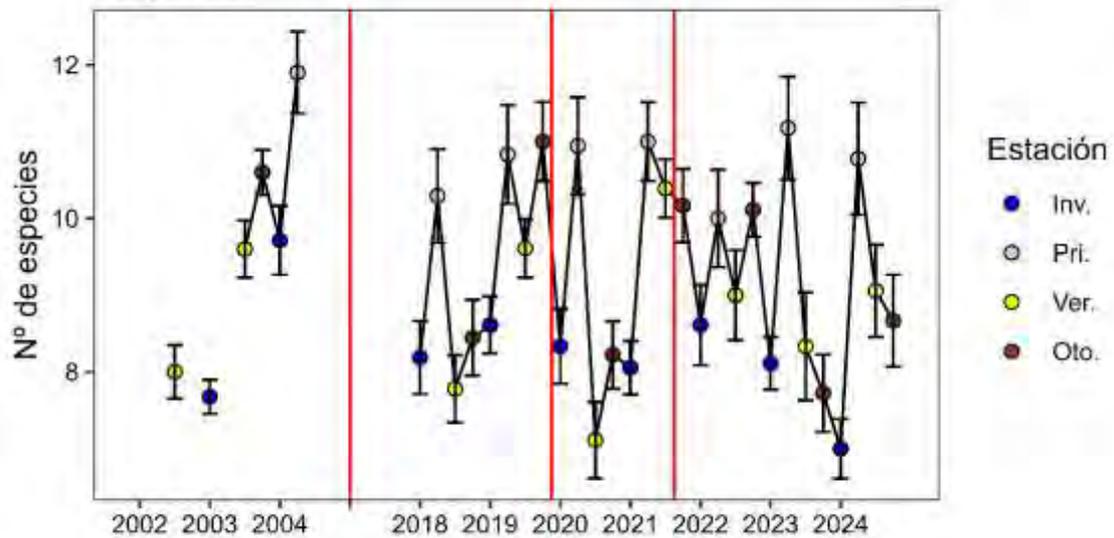


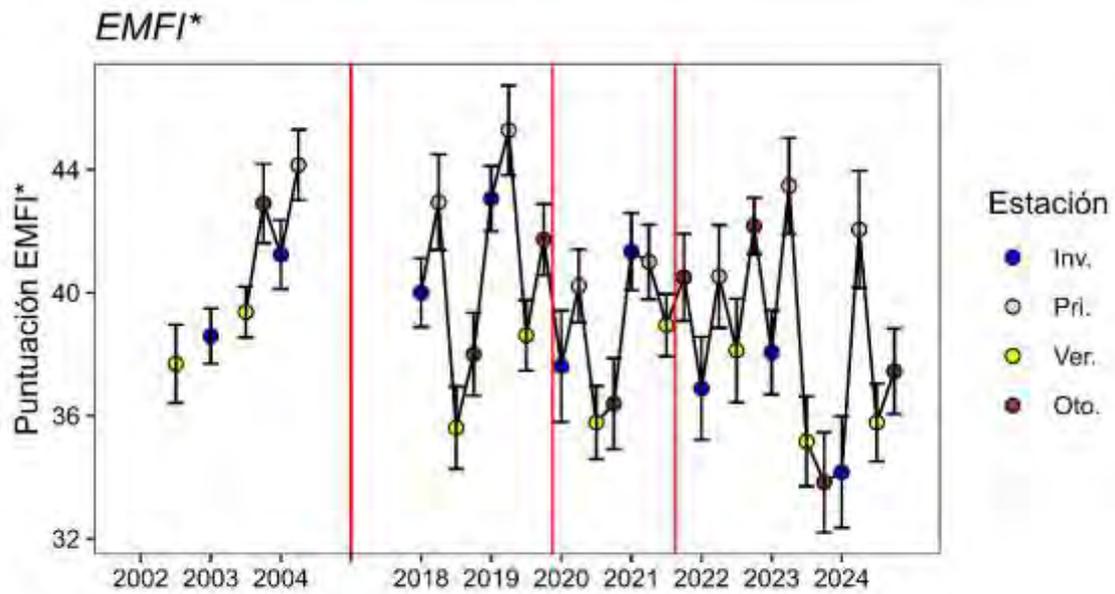
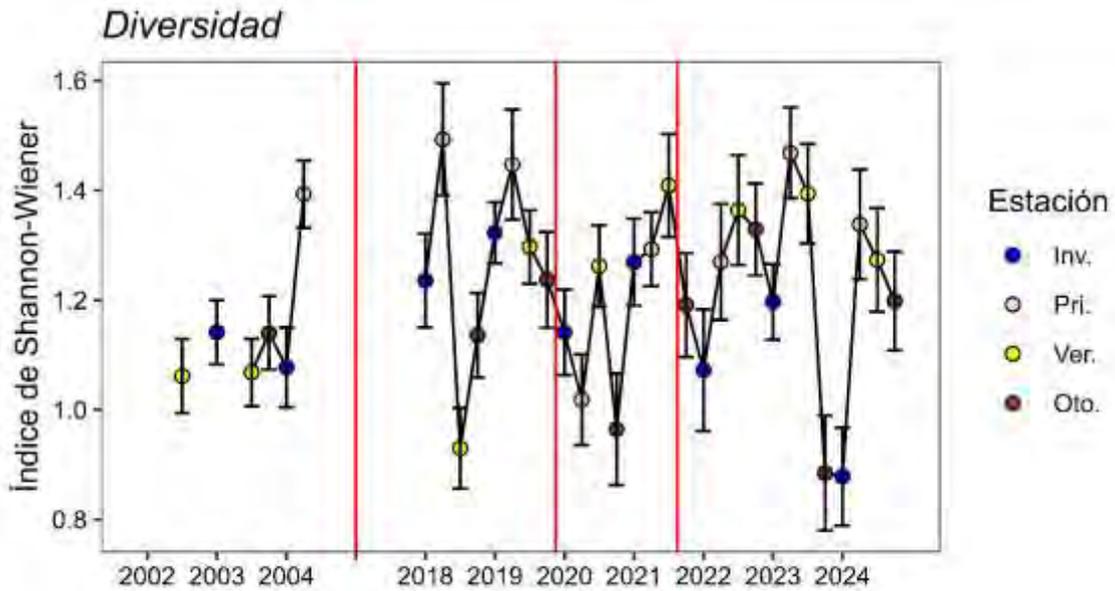


Biomasa total



Riqueza







ANEXO V. Abundancia de los taxones prioritarios por periodo de estudio y nivel de confinamiento.

A continuación, se presenta la abundancia de los taxones más relevantes agrupada en los distintos periodos de estudio y niveles de confinamiento. Dentro de cada gráfica se incluyen con “*” los factores significativos del PERMANOVA: Estación + Periodo (Año) * Confinamiento ($p < 0.05$).

