

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

Septiembre 2022

UNIVERSIDAD DE MURCIA (UMU)



**Departamento de Zoología y
Antropología Física**

Grupo de Investigación EOA0-04

Zoología básica y aplicada a la gestión
y conservación.

UNIVERSIDAD DE MURCIA (UMU)

Departamento de Zoología y Antropología Física

Grupo de Investigación E0A0-04

Zoología básica y aplicada a la gestión y conservación.



Dirección y coordinación:

Dra. Mar Torralva Forero (torralva@um.es)

Dr. Francisco J. Oliva Paterna (fjoliva@um.es)

Realización:

Dra. Mar Torralva Forero

Dr. Francisco J. Oliva Paterna

Antonio Zamora López

Adrián Guerrero Gómez

Patricio López Martínez de la Plaza

José Manuel Zamora

Antonio Guillén Beltrán

Recomendación para citar el documento:

Torralva M., Zamora-López A, Guerrero-Gómez A, López-Martínez de la Plaza, Zamora-Marín JM, Guillén-Beltrán A & Oliva-Paterna FJ. 2022. *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. Septiembre 2022. Universidad de Murcia.

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

INFORME – Final 2022

1. Resumen de antecedentes y objetivos.	5
1.1. Antecedentes y justificación específica del proyecto.....	5
1.2. Descripción del objeto del proyecto.	10
2. Equipo de trabajo.	14
3. Selección de red de monitoreo y diseño de seguimiento.....	15
3.1. Marco de seguimiento de comunidades ictiológicas de áreas someras.	15
3.1.1. Periodicidad de muestreo.	18
3.1.2. Localidades de muestreo: tareas de campo.	18
3.1.3. Evaluación de la comunidad de peces de pequeña talla.	19
3.1.4. Evaluación de variables abióticas y bióticas: Tipificación de hábitat.	21
3.1.5. Metodología de laboratorio y análisis de datos.	23
3.1.6. Metodología de evaluación de cambios en la comunidad de peces.	26
3.1.7. Análisis estadístico.....	38
3.2. Marco de seguimiento de <i>Callinectes sapidus</i> Rathbun (1896) en la Encañiza del Mar Menor	45
3.2.1. Periodicidad de muestreo.	46
3.2.2. Localidades de muestreo: Tareas de campo.	46
3.2.3. Evaluación de la población de <i>Callinectes sapidus</i> en la Encañizada del Mar Menor: Métodos de captura.	47
3.2.4. Evaluación de variables abióticas y bióticas: Tipificación de hábitat.	50
3.2.5. Procesado de material y obtención de datos.	51
3.2.6. Análisis estadístico.....	53
4. Resultados del proyecto.....	54
4.1. Ejecución de las campañas de muestreo de ictiofauna en el marco del proyecto.	54

4.2. Evolución temporal de parámetros o métricas descriptoras de la comunidad ictícola de las áreas someras.....	59
4.3. Estructura y composición de la comunidad.....	66
4.4. Evolución temporal de taxones representativos y descriptores de cambios en la comunidad ictícola de las áreas someras.	73
4.5. Comparación del efecto sobre la comunidad de peces de áreas someras de los eventos de mortandad masiva de 2019 y 2021.	127
4.5.1. Resultados de análisis a corto plazo.....	127
4.5.2. Resultados de análisis a medio plazo	137
4.6. Resultados de la evaluación poblacional de <i>Callinectes sapidus</i> en la Encañizada.	153
5. Conclusiones.....	161
6. Bibliografía.....	164
ANEXO I. Bibliografía <i>Callinectes sapidus</i>	173

1. Resumen de antecedentes y objetivos.

1.1. Antecedentes y justificación específica del proyecto.

- En el estudio **FAUNA DEL MAR MENOR Y DIRECTRICES PARA SU MANEJO Y CONSERVACIÓN (Contrato II-123/02) adjudicado** en 2002 y finalizado en 2004, por la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia al Departamento de Zoología y Antropología de la Universidad de Murcia, se caracterizó la comunidad de peces presente en las áreas someras y humedales del entorno de la laguna. Además, se estableció el estado de conservación de estas áreas en función de dicha comunidad.
- Las zonas someras de la laguna se mostraron muy importantes como áreas de reclutamiento y de refugio para estados juveniles de diversas especies. La comunidad de peces detectada en las zonas litorales del Mar Menor mostró una alta diversidad con presencia de 45 especies (19 familias). Más del 50% de éstas se encuentran entre las especies objetivo de las pesquerías o son especies legalmente protegidas. Las zonas someras, por lo tanto, tienen un importante papel 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 amenazadas.**
- Esto refleja la **importancia máxima de estas áreas someras 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 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 ictícolas 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, recalando 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 MORTANDEDES POR FENÓMENOS DE ANOXIA**, desarrollado entre los meses de mayo y noviembre de 2020, se apreció cierta recuperación y **similitud entre las comunidades de las localidades afectadas por el**

fenómeno de mortandad masiva derivado de la anoxia y las no afectadas por el mismo. No obstante, la calidad ecológica del conjunto perimetral se vio mermada, fruto de un notable decremento de la abundancia de las especies residentes. Este hecho indica, una vez más, la **necesidad de continuar con el seguimiento para cuantificar la capacidad de recuperación, principalmente de aquellas especies que cierran su ciclo de vida en la laguna**, ya que las presiones de origen antrópico de las últimas décadas podrían haber reducido la resiliencia de la comunidad de peces.

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

- De forma paralela, y durante la ejecución de los comentados proyectos desarrollados entre los años 2015 y 2021, se ha constatado la presencia del crustáceo invasor *Callinectes sapidus* en estos hábitats críticos, así como un notable incremento de su densidad a partir de 2018. Derivado de ello, desde este Departamento de Zoología y Antropología Física, en abril de 2019 se presentó al grupo de trabajo “Ecología lagunar” del Comité de Asesoramiento Científico del Mar Menor el asunto **ANÁLISIS PARA LA ERRADICACIÓN DEL CANGREJO AZUL AMERICANO (*Callinectes sapidus*)**.

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 y 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 en determinados 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 acontecidos 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.

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 un factor principal promotor de cambios ecosistémicos que están sufriendo sistemas de transición en la zona mediterránea. Las principales vías de introducción de las EEI a 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 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 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 socio-económicos muy importantes.

La entrada de EEI es una causa posible de degradación socio-ambiental 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 EEI.

En este contexto es imprescindible la elaboración de una Estrategia integral de gestión y control de EEI en el Mar Menor y se deben iniciar con urgencia trabajos relativos a investigación y seguimiento, así como propuestas de medidas de gestión de EEI.

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 PROPUESTA DE ORDEN DE CORRECCIÓN POR OMISIÓN DE LA ORDEN DE 29 DE JULIO DE 2021, DE CONCESIÓN Y PAGO DE UNA SUBVENCION NOMINATIVA A OTORGAR POR CONCESIÓN DIRECTA A LA UNIVERSIDAD DE MURCIA PARA EL DESARROLLO DEL PROYECTO SOBRE 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 de fecha 29 de julio 2021.

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

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 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 de la ictiofauna de las áreas someras tras los sucesivos episodios de estrés ambiental y mortandad.
- Evaluar el estatus poblacional del cangrejo azul (*Callinectes sapidus*) en la Encañizada del Mar Menor y la efectividad de diferentes tipologías de trampas para su captura.

A continuación, se especifica el listado de tareas desarrolladas en el proyecto (Tabla 1.1) y el cronograma de ejecución de las mismas (Tabla 1.2). 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 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, actualización y preparación de bases de datos durante todo el proyecto.
T2	Diseño de muestreo del seguimiento. Selección actualizada de puntos de muestreo para la red de monitoreo.
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 las tareas desarrolladas en el proyecto.

Tareas	2021					2022								
	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP
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

El muestreo a escala de red de monitoreo ha englobado las siguientes actividades:

- 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 de *Callinectes sapidus* de forma bimensual durante el periodo de actividad del proyecto.
- Procesado y análisis de los datos obtenidos (campo y laboratorio).

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

Los datos recabados han sido 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 fueron contrastados y analizados con la información recabada en los últimos años. Se ha estudiado 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 han permitido evaluar el grado de invasión de la especie en este hábitat crítico, así como registrar parámetros biológicos y ecológicos de la especie en el área de estudio. A su vez, ha permitido determinar la idoneidad de los diferentes métodos de captura, teniendo en cuenta ventajas e inconvenientes de cada uno de ellos. Los resultados obtenidos ofrecen información relevante que 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 (abril 2022).** Resultados e información relativa a las campañas de muestreos realizadas hasta la fecha.
- **Informe final (septiembre 2022).** Información completa relativa a trabajos, resultados y conclusiones obtenidas en el presente proyecto.

2. Equipo de trabajo.

El **equipo responsable** de la ejecución (Laboratorio de *Biología y Conservación de Vertebrados Acuáticos*) ha estado 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, manipulación de individuos, alteraciones sobre el hábitat, así como la utilización de métodos alternativos para el trabajo con la comunidad objeto de seguimiento.

El Laboratorio de *Biología y Conservación de Vertebrados Acuáticos* del Departamento de Zoología y Antropología Física (UMU) cuenta con las instalaciones y gran parte del material instrumental necesario para la realización de las campañas de muestreo, trabajo de laboratorio y análisis de datos. Cabe destacar, que para la ejecución de los muestreos de la especie invasora *Callinectes sapidus* en las Encañizadas del Mar Menor se ha adquirido material específico, con el objetivo de testar la eficacia de captura de diferentes tipologías de trampas.

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. De forma previa a cada una de las campañas de muestreo, se emplearon **2 jornadas de campo** destinadas a evaluar de forma visual el estado de la orilla litoral del Mar Menor, para asegurar la viabilidad logística del muestreo y diseñar así una correcta red de monitoreo que permitiera cumplir con los objetivos del presente proyecto.

La red de monitoreo comprende un total de 18 sectores de muestreo distribuidos a lo largo del perímetro lagunar (Tabla 3.1), establecidos inicialmente en función de variables de macrohábitats integradoras, principalmente la estructura de orilla en base al grado de influencia antrópica. De forma generalizada y, siempre y cuando la superficie del sector lo ha permitido, en cada uno de los sectores establecidos se seleccionaron dos localidades de muestreo, siendo estas prospectadas de forma alterna a lo largo de las estaciones del ciclo anual (Fig. 3.1.). Esta distribución de las zonas de muestreo permitirá 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:

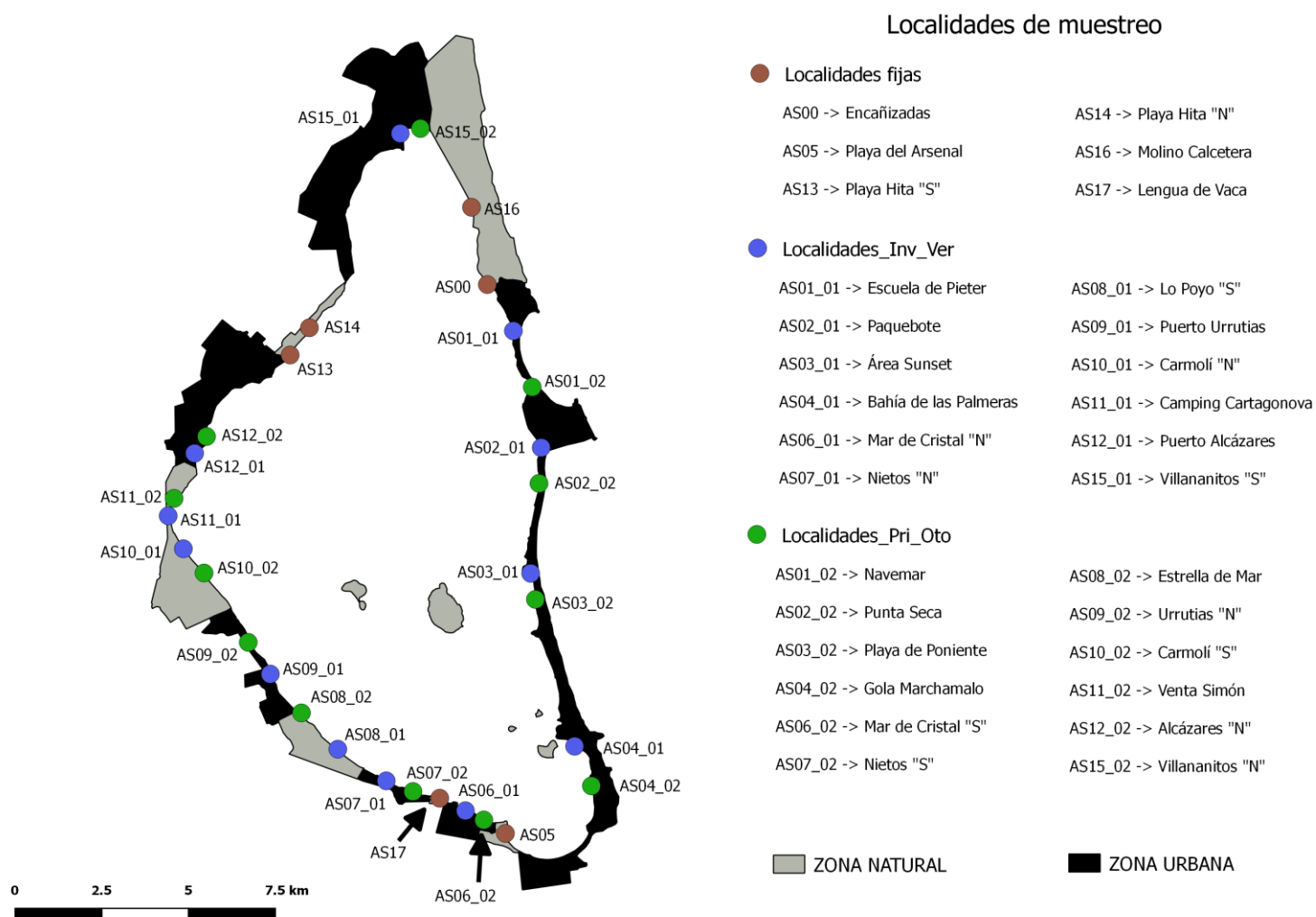


Figura 3.1. Sectorización y periodicidad de muestreo de las áreas someras objeto de seguimiento en el presente proyecto.

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. En total, **han sido ejecutadas con éxito las campañas de muestreo correspondientes al periodo otoñal de 2021, e invierno, primavera y verano de 2022** (Ver apartado 4.1). Estos muestreos han abarcado en su conjunto cuatro réplicas estacionales de las 18 localidades que componen la red de monitoreo establecida, cerrando así un ciclo anual de seguimiento.

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 comparación con la información ya existente recabada en estudios previos.

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

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

- (1) Evaluación (Inventario) de la Comunidad de peces de pequeña talla: Realización de muestreos cuantitativos (estandarizados según esfuerzo superficial) + 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.

El equipo de investigación de la Línea de *Biología y Conservación de Vertebrados Acuáticos* de la Universidad de Murcia cuenta con un oxímetro (Hach HQ30d) utilizado en este proyecto para la evaluación, a reducida escala espacial, del papel que pueda tener la disponibilidad de oxígeno disuelto en agua en el mantenimiento de las comunidades de peces, pudiendo éste marcar un papel clave en la distribución de algunos taxones.

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 la cantidad, calidad y distribución geográfica de la comunidad objeto de estudio. 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 superficial) 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 Muestreos cuantitativos + 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 m² (20x8 m) x 3 = 480 m² de arrastre / Localidad Resultados: Capturas por Unidad de Esfuerzo (CPUEs) y Biomasa por Unidad de Esfuerzo (BPUEs): CPUEs = nº individuos / 160 m² (= nº individuos / Arrastre) BPUEs = g de individuos / 160 m² (= 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, pero fijo en tiempo total. 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 con 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, por tanto, la pérdida de 2m efectivos. 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.

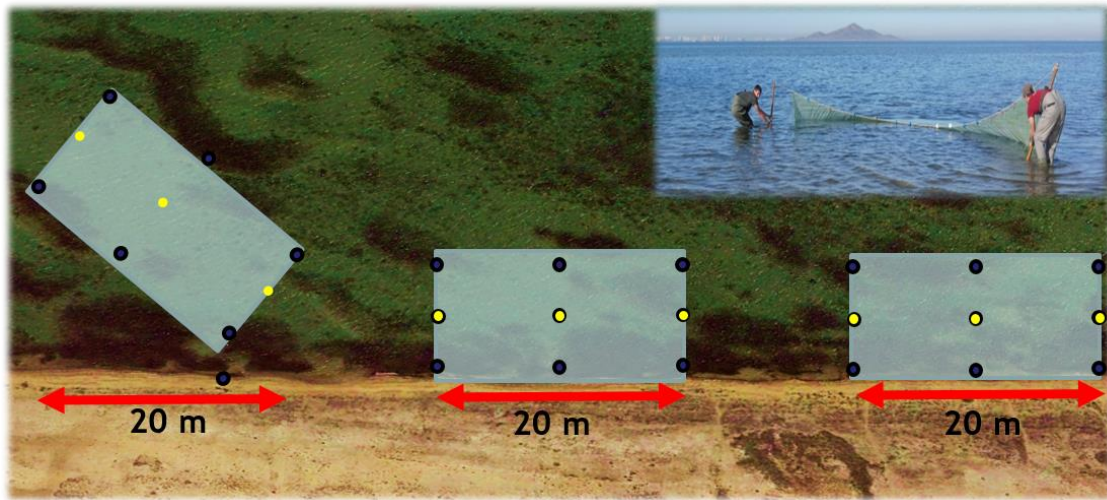


Figura 3.2. Diseño y ubicación de arrastres en una hipotética localidad de muestreo. Los puntos amarillos indican las zonas de medida de parámetros físico-químicos. El conjunto de puntos azules y amarillos reflejan las medidas de profundidad.

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

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

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

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

Tabla 3.3. Variables de hábitat evaluadas en los muestreos.

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

3.1.5. Metodología de laboratorio y análisis de datos.

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 mismo.

Material de estudio

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



Figura 3.3. Izq.: Batea con las capturas de un arrastre. Dcha.: Investigadores recogiendo y procesando las capturas realizadas.

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 (*sensu* Kendall et al. 1984).

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

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

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

Nivel de Análisis = Comunidad		
Variables	Metodología	Resultados de Análisis
Determinación de especies	Claves de determinación de especies ícticas	Riqueza específica (S)
Nº total de individuos		Índice de Diversidad (H')
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		
Variables	Metodología	Resultados de Análisis
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

Claves de identificación ictiológica de mayor frecuencia de uso:

- Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.L., Hureau, J.C., J. Nielsen y E. Tortonese. 1984. **Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean. Volume I, II y III.** UNESCO, París. 1443 pp.
- Arias, A.M. y P. Drake. 1990. **Estados juveniles de la Ictiofauna de los caños de las Salinas de la Bahía de Cádiz.** Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. 163 pp.
- Bauchot, M.L. y A. Pras. 1993. **Guía de los Peces de Mar de España y de Europa.** Ediciones Omega, S.A. Barcelona. 432 pp.

- Corbera, J., A. Sabatés y A. García Rubies. 1996. **Peces de Mar de la Península Ibérica. Editorial Planeta, S.A. Barcelona. 312 pp.**
- Fernández-Delgado, C., Drake, P. Arias, A.M. y D. García. 2000. **Peces de Doñana y su entorno. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 272 pp.**

Colección Ictiológica: Departamento de Zoología y Antropología Física.

Los ejemplares de todas las especies identificadas en el laboratorio y citadas en el presente proyecto han sido incorporados en la colección ictiológica del Departamento de Zoología y Antropología de la Universidad de Murcia (Fig. 3.4).



Figura 3.4. Izq.: Material de la colección ictiológica del Dpto. de Zoología **Dcha.:** Investigadora procesando muestras en laboratorio.

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

Parámetros descriptores de la comunidad:

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

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

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

p_i es la proporción en abundancia de la especie i (desde $i = 1$ hasta $i = S$ que es el número de especies presente). 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 (Margalef 1980; Pineda et al. 2002).

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 = nº individuos / 160 m² (= nº individuos / Arrastre perimetral)
- BPUEs = peso capturas (g.) / 160 m² (= peso capturas (g.) / Arrastre perimetral)

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

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

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

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

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

Métrica		Descripción
<i>Diversidad y composición de especies</i>		
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.
<i>Abundancia</i>		
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.
<i>Uso de las áreas someras</i>		
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.
<i>Integridad trófica</i>		
11	Riqueza de especies zoobentívoras	Proporción del nº de especies zoobentívoras detectadas respecto a esperadas.
12	Riqueza de especies piscívoras	Proporción del nº de especies piscívoras detectadas respecto a esperadas.
13	Abundancia de especies zoobentívoras	Abundancia relativa de especies zoobentívoras respecto a la abundancia total.
14	Abundancia de especies piscívoras	Abundancia relativa de especies piscívoras respecto a la abundancia total.

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

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

Especies	Categorización de abundancias teóricas			
	Invierno	Primavera	Verano	Otoño
<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
<i>Gobius paganellus</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso

Especies	Categorización de abundancias teóricas			
	Invierno	Primavera	Verano	Otoño
<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
<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>Aphanius 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 (Figs. 3.5 - 3.9). 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.

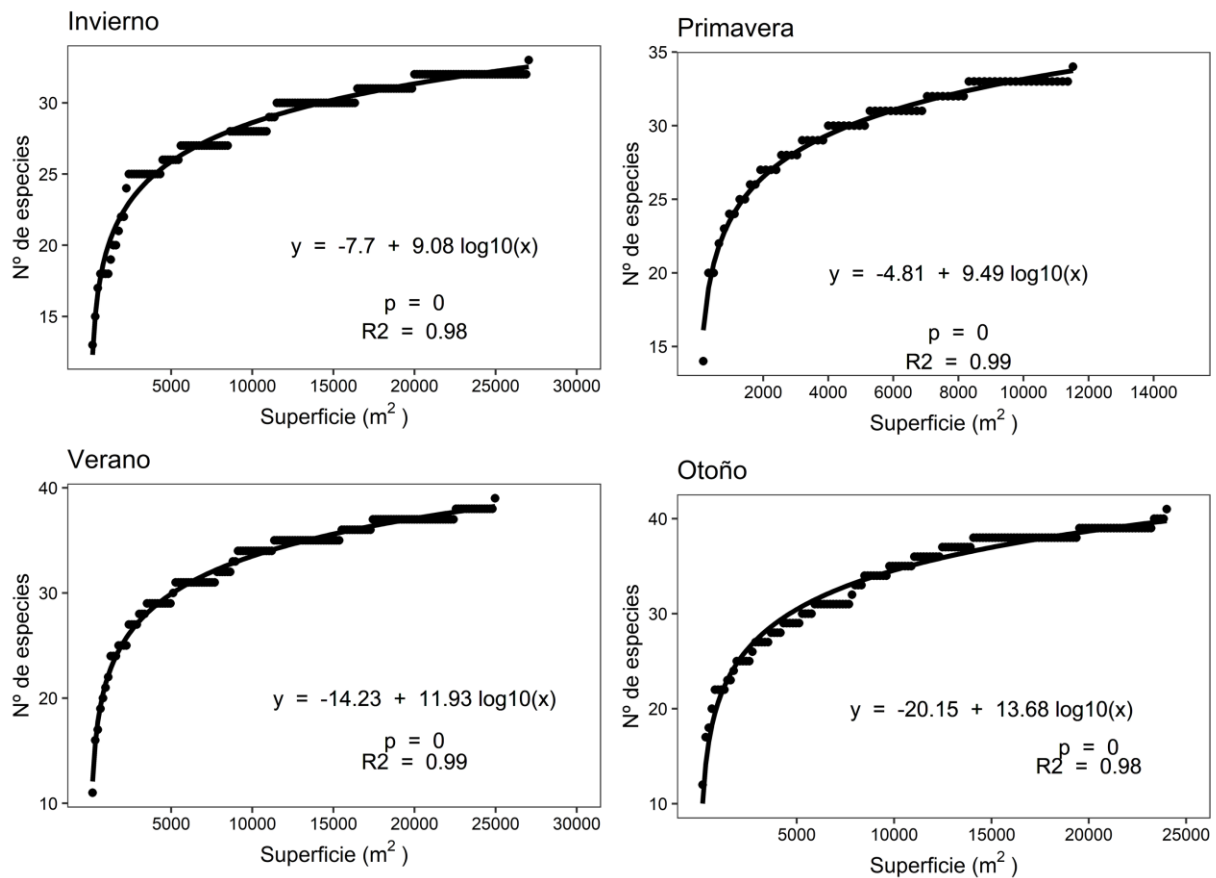


Figura 3.5. Regresiones establecidas entre la riqueza total de especies y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

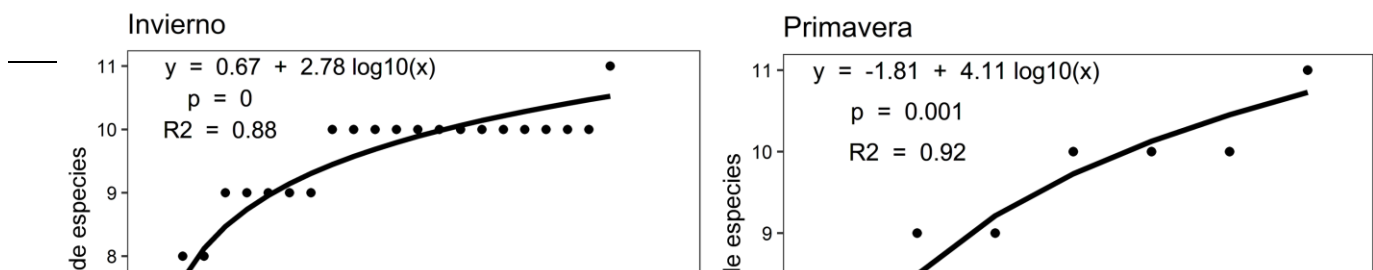


Figura 3.6. Regresiones establecidas entre la riqueza de especies residentes y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

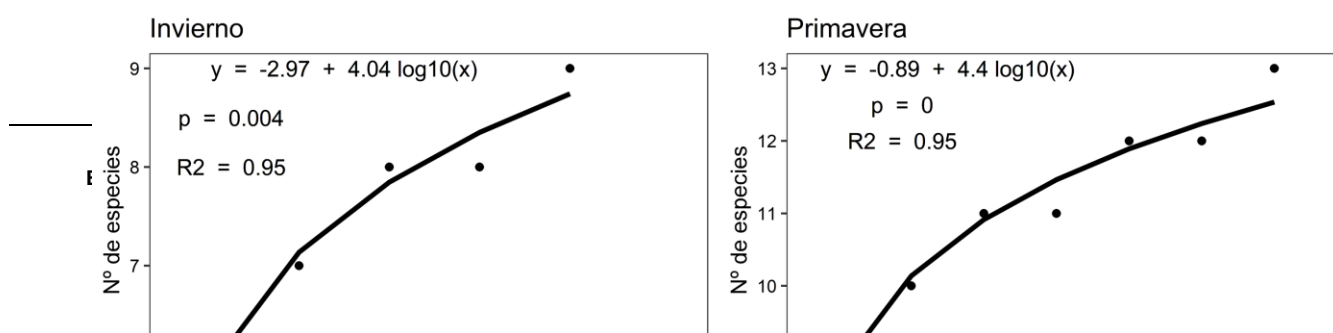


Figura 3.7. Regresiones establecidas entre la riqueza de especies migrantes y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

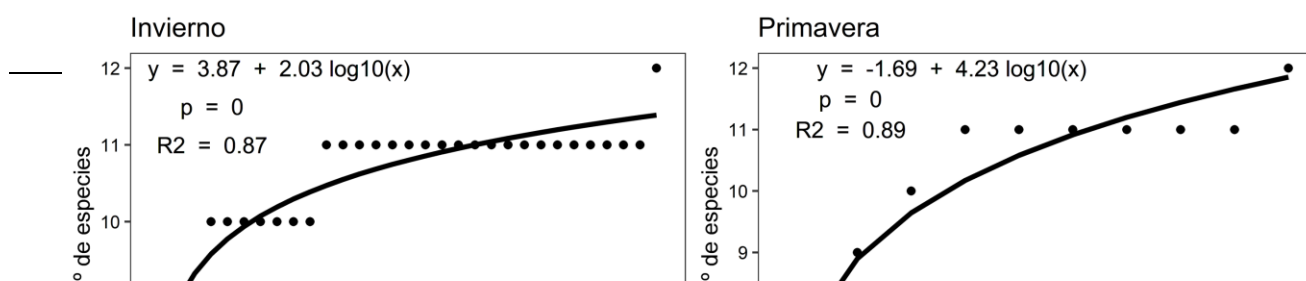


Figura 3.8. Regresiones establecidas entre la riqueza de especies zoobentívoras y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

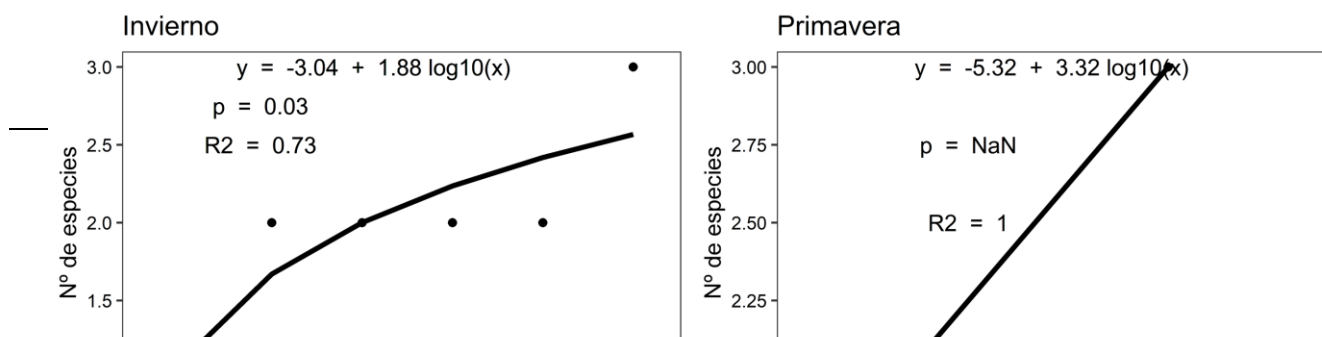


Figura 3.9. Regresiones establecidas entre la riqueza de especies piscívoras y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones del año muestreadas.

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

En relación a los test estadísticos utilizados, se realizaron análisis permutacionales de varianza (PERMANOVA) de 999 permutaciones, con la función *adonis2* del paquete *vegan* (Oksane et al. 2020). El diseño se realizó partiendo de la hipótesis de que los muestreos engloban tres 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) y, por último, un periodo afectado por las mortandades (2020-2022; obteniéndose los datos de Otoño 2021-Verano 2022 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 + Sector + 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. Además, la incorporación del sector espacial en el que se realizan los 3 arrastres evita cometer el error de pseudoreplicación. 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, indicativos de las tendencias temporales de las métricas evaluadas.

Tabla 3.10. Relación de grandes periodos, ciclos y campañas de muestreo o estación

Periodo	Ciclo	Campañas de muestreo o Estación
2002/04	Ciclo 1	Verano 2002; Invierno 2003
	Ciclo 2	Verano 2003; Otoño 2003; Invierno 2004; Primavera 2004
2018/19	Ciclo 3	Invierno 2018; Primavera 2018; Verano 2018; Otoño 2018
	Ciclo 4	Invierno 2019; Primavera 2019; Verano 2019; Otoño 2019
2020/22	Ciclo 5	Invierno 2020; Primavera 2020; Verano 2020; Otoño 2020
	Ciclo 6	Invierno 2021; Primavera 2021; Verano 2021; Otoño 2021
	Ciclo 7	Invierno 2022; Primavera 2022; Verano 2022

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. Para ello se utilizaron los datos de presencia taxonómica a nivel de sector (3 arrastres cuantitativos + arrastre cualitativo), y de abundancia y biomasa a nivel de arrastre anidado en sector. 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 biomosas (especies con más de 1000 g en el conjunto de datos). El test se realizó incluyendo la estación, así como el año/ciclo anidado en 3 periodos definidos.

Por otro lado, **para evaluar la respuesta y evolución temporal de las especies o taxones en las áreas someras**, se estudió su frecuencia de aparición (nº muestreos con presencia / nº total de muestreos), abundancia y estructura de tallas. Para la selección de los taxones a evaluar, se tuvo 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*, *Aphanius iberus*, *Dicentrarchus labrax*, *Engraulis encrasicolus*, *Pomatoschistus marmoratus*, *Gobius niger*, *Gobius cobitis*, *Salaria pavo*, *Syngnathus abaster*, *Syngnathus typhle*, *Hippocampus guttulatus*, *Symphodus cinereus* y Familias Sparidae y Mugilidae.

Finalmente, **con el objetivo de evaluar los cambios acontecidos en la comunidad de peces fruto del impacto de las mortandades masivas acontecidas en la laguna durante octubre de 2019 y agosto de 2021** se desarrolló un diseño BACI (before-after control-impact), basado en la interacción estadística del factor espacial (localidades control e impactadas) y temporal (antes y después del impacto) (Underwood, 1991; 1992; 1994). Los parámetros evaluados fueron EMFI (Estuarine Multimetric Fish Index), la abundancia de taxones migrantes y residentes, la riqueza de especies, el índice de Shannon-Wiener, así como la estructura y composición de la comunidad con NMDS (escalado multidimensional no métrico) en base a las distancias de Bray-Curtis de la abundancia de las especies. La inferencia

estadística se realizó con el paquete *vegan* (Oksanen et al. 2019) del software R (R Core Team, 2020) mediante un análisis permutacional de varianza (PERMANOVA) de 5999 permutaciones sobre las distancias euclídeas de las métricas univariantes, y sobre las de Bray-Curtis en el caso de la estructura y composición de la comunidad (Anderson, 2017). En éste se incluyó la réplica temporal anidada en el factor periodo (antes vs después de la mortandad), así como el sector de muestreo anidado en la localidad (impactadas vs control). La relevancia del análisis se centró principalmente en la significancia estadística de la **“interacción espaciotemporal”, que confirma diferencias entre las localidades control e impactadas tras el fenómeno de mortandad**, confirmando que dicho suceso ha modulado de manera distinta estas agrupaciones espaciales. Por último, se realizó un análisis de especies indicadoras con el paquete *labdsv* (Roberts, 2012) para detectar qué especies muestran los cambios en la estructura y composición de la comunidad tras los eventos de mortandad (especies con mayor Valor Indicador (IV)). Esto se realizó para las dos mortandades en dos escalas temporales diferentes, a **corto plazo (<3 meses)** y a **medio plazo (3-12 meses)**, con un diseño espaciotemporal que se detalla a continuación.

Análisis de respuesta de la comunidad ante mortandades: Corto plazo

Para la aproximación en el corto plazo se seleccionaron exclusivamente 6 localidades (3 control y 3 impactadas) (Fig. 3.11), en las que se realizaron réplicas con una temporalidad inferior a la estacional (<3 meses). En la **mortandad de octubre de 2019** estas fueron: AS00 (Encañizadas), AS15 (Villananitos) y AS16 (Molino de la Calcetera) como **impactadas**, y AS02 (Punta Seca), AS05 (Playa del Arsenal) y AS09 (Puerto de los Urrutias) como **control**. Éstas se muestrearon **previamente al impacto: en julio y la primera mitad de octubre**, y **posteriormente** al mismo: durante la **segunda quincena de octubre, el mes de noviembre y diciembre**.

Mortandad 2019
Análisis Corto plazo

Loc. IMPACTADAS

Loc. CONTROL

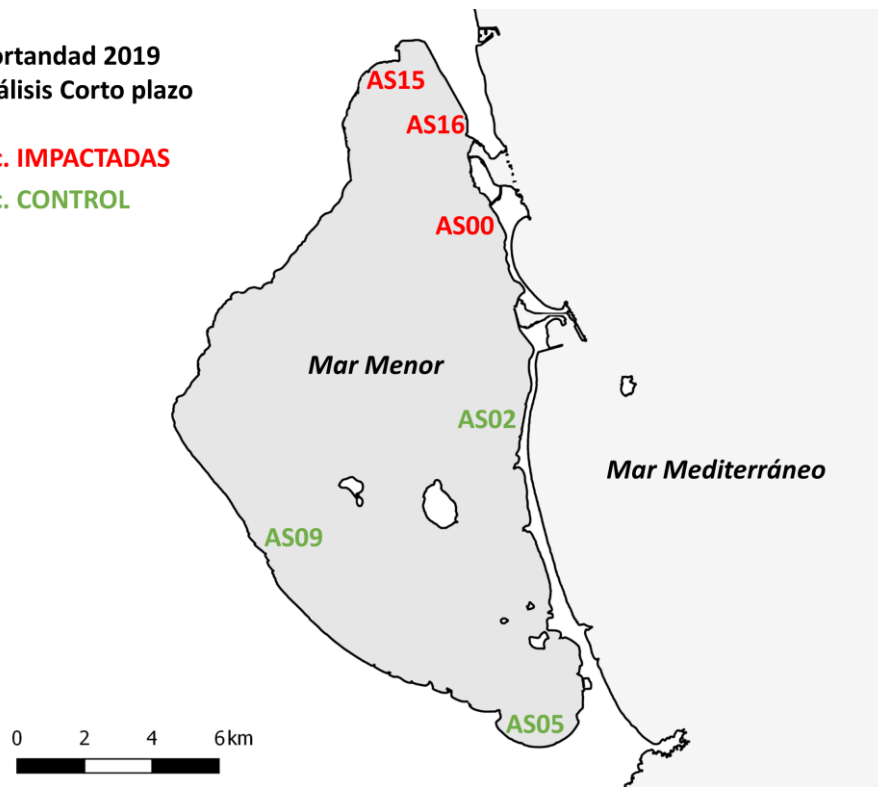


Figura 3.11. Localidades seleccionadas como Control e Impactadas para el análisis con diseño BACI del impacto generado (a corto plazo) por la mortandad de 2019 sobre las comunidades de peces de las áreas someras.

Respecto a la **mortandad de agosto de 2021**, se seleccionaron: AS01 (Escuela de Pieter), AS04 (Bahía de las Palmeras) y AS06 (Mar de Cristal) como **impactadas** y; AS08 (lo Poyo), AS12 (los Alcázares) y AS16 (Molino de la Calcetera) como **control** (Fig. 3.12). **Los muestreos previos al impacto fueron los relativos a abril y julio**, siendo los **posteriores en septiembre y octubre**.

Mortandad 2021
Análisis Corto plazo

Loc. IMPACTADAS
Loc. CONTROL

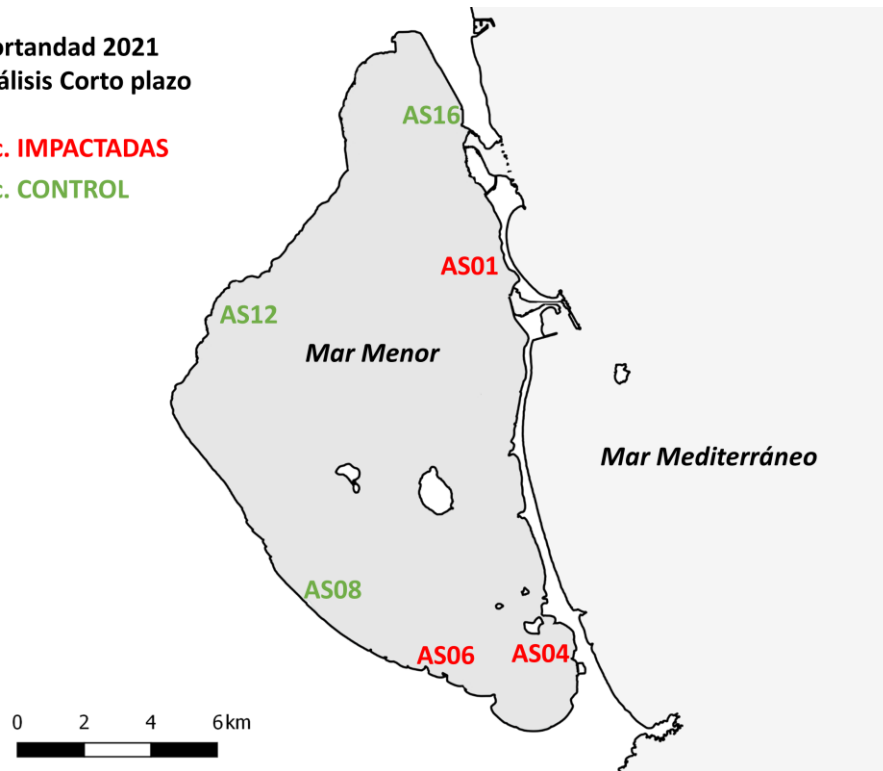


Figura 3.12. Localidades seleccionadas como Control e Impactadas para el análisis con diseño BACI del impacto generado (a corto plazo) por la mortandad de 2021 sobre las comunidades de peces de las áreas someras.

Análisis de respuesta de la comunidad ante mortandades: Medio plazo

Para la aproximación en el medio plazo, se utilizaron todas las localidades con los muestreos estacionales del año previo a cada mortandad, es decir, de invierno de 2019 a Otoño de 2020 en el episodio de 2019, y desde Otoño de 2020 a de Verano de 2022 en el del año 2021. Para la mortandad de octubre de 2019 se definieron como localidades control todas excepto AS00 (Encañizadas), AS15 (Villananitos) y AS16 (Molino de la Calcetera), ya que estas tres fueron impactadas (Fig. 3.13).

Mortandad 2019
Análisis Medio plazo

Loc. IMPACTADAS

Loc. CONTROL

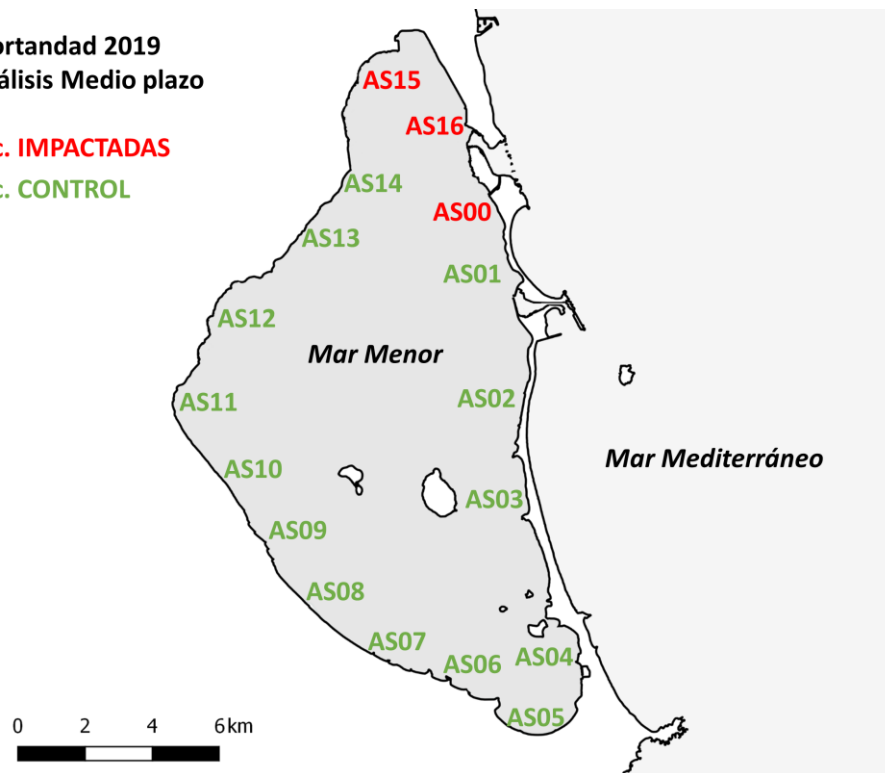


Figura 3.13. Localidades seleccionadas como Control e Impactadas para el análisis con diseño BACI del impacto generado (a medio plazo) por la mortandad de 2019 sobre las comunidades de peces de las áreas someras.

Sin embargo, para la mortandad de agosto de 2021, se consideraron como impactadas AS06 (Mar de Cristal), AS05 (Playa del Arsenal), AS04 (Bahía de las Palmeras), AS03 (Restaurante el Molino), AS02 (Punta Seca), AS01 (Escuela de Pieter) y AS00 (Encañizadas), actuando como control las restantes (Fig. 3.14). Fruto de la marcada estacionalidad existente en la comunidad de peces de las áreas someras del Mar Menor, los resultados relativos a la estructura y composición de la comunidad se evaluaron para cada una de las 4 estaciones.

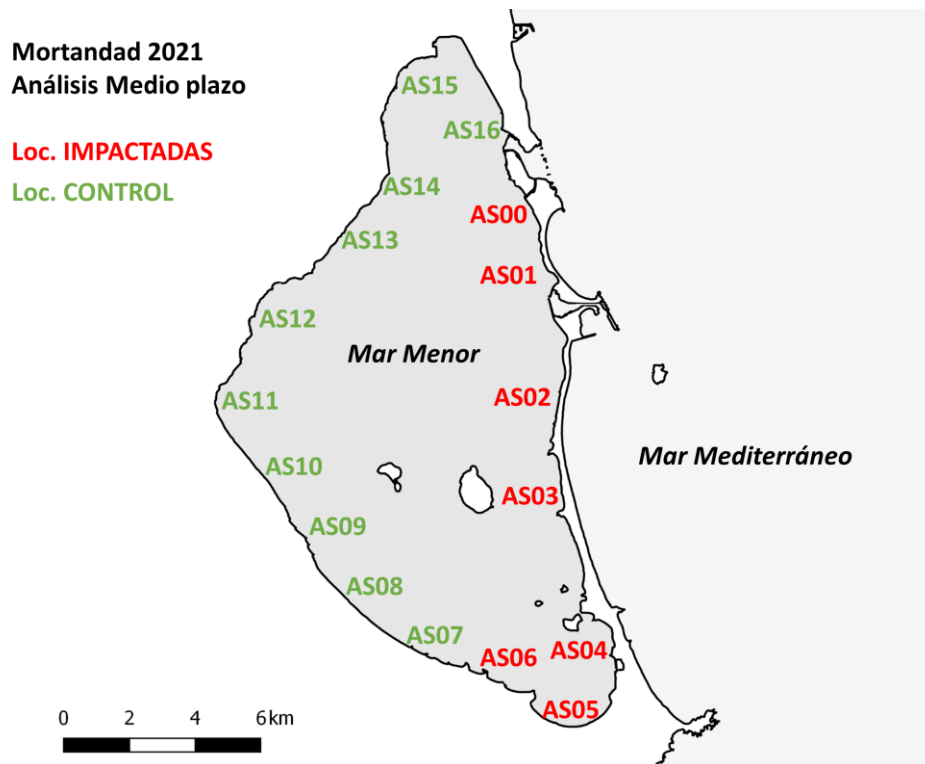


Figura 3.14. Localidades seleccionadas como Control e Impactadas para el análisis con diseño BACI del impacto generado (a medio plazo) por la mortandad de 2021 sobre las comunidades de peces de las áreas someras.

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

En el presente apartado se describe las actuaciones realizadas en el marco de la red de monitoreo predefinida para el estudio de las poblaciones de cangrejo azul en la Encañizada del Mar Menor. En dicha área de estudio se establecieron dos sectores bien diferenciados: el primero de ellos con elevada influencia del Mar Menor, situado en la proximidad de las salinas de San Pedro del Pinatar (Sector Norte), y un sector con influencia mediterránea situado en la zona sur de la Encañizada, colindante con el extremo norte de La Manga (Sector Sur) (Fig.3.15). Dentro de cada uno de estos sectores se definieron tres hábitats de muestreo bien representados en esta zona intermareal: 1) Praderas marinas de *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson (1870); 2) Praderas marinas

monoespecíficas de *Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V.Lamouroux, (1809); 3) Fondos fango-arenosos desprovistos de vegetación.

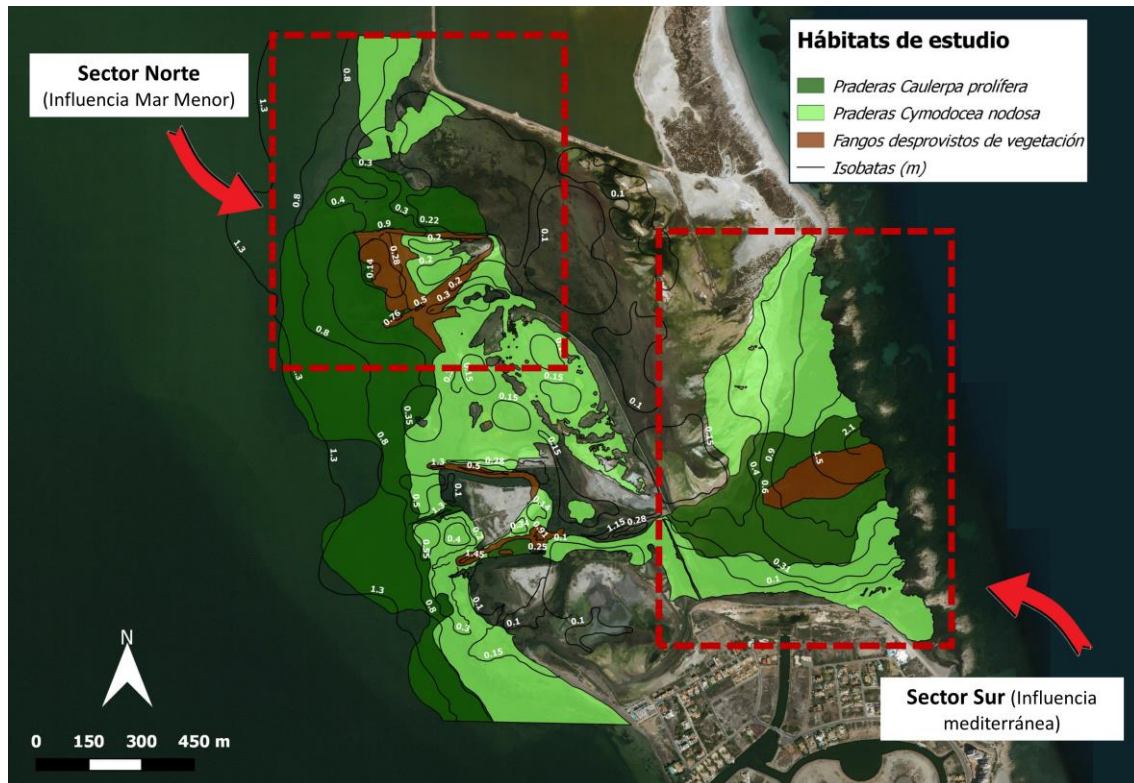


Figura 3.15. Sectorización y distribución de hábitats objetivo de muestreo de *Callinectes sapidus* en la Encañizada del Mar Menor. Fuente: Elaboración propia a partir de revisión y actualización de Belando et al. (2014).

3.2.1. Periodicidad de muestreo.

Los muestreos de cangrejo azul se han realizado con una periodicidad bimensual, realizando a lo largo del periodo de ejecución del presente proyecto un total de 6 muestreos, emplazados en el mes de noviembre de 2021 y enero, marzo, mayo, julio y septiembre de 2022.

3.2.2. Localidades de muestreo: Tareas de campo.

Las tareas de campo a desarrollar se centraron en el muestreo de la especie objetivo mediante el uso de diferentes técnicas de capturas en los hábitats seleccionados de cada uno de los sectores predefinidos. Los datos obtenidos nos han permitido obtener información relativa a la efectividad de cada una de las trampas empleadas, siendo ésta de gran utilidad para el diseño de futuras

estrategias de control de esta especie invasora en el área de estudio o en ambientes de características similares.

La variación intermareal de este espacio natural asociada al ciclo anual y a la dirección de los vientos predominantes, modifica las condiciones del sistema y, por tanto, la viabilidad de los muestreos. Por ello, fue necesaria de forma previa a cada muestreo la prospección para identificar las características de los diferentes sectores. En total, para el desarrollo de cada una de las campañas de muestreo fue necesaria la implicación de tres investigadores, durante 6 días, divididos estos por sector en: Día 1) supervisión de sectores de forma previa al muestreo; Día 2) colocación de trampas; Día 3) revisión y retirada de trampas.

Las tareas de campo que se han realizado 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 físico-química y biótica): Tipificación específica a nivel de unidades de muestreo (trampa).

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

Las diferentes tipologías de trampas empleadas en los muestreos de *Callinectes sapidus* (Fig. 3.16; Tabla 3.11) nos han permitido 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 las mismas (Ingram & Marler, 1998).

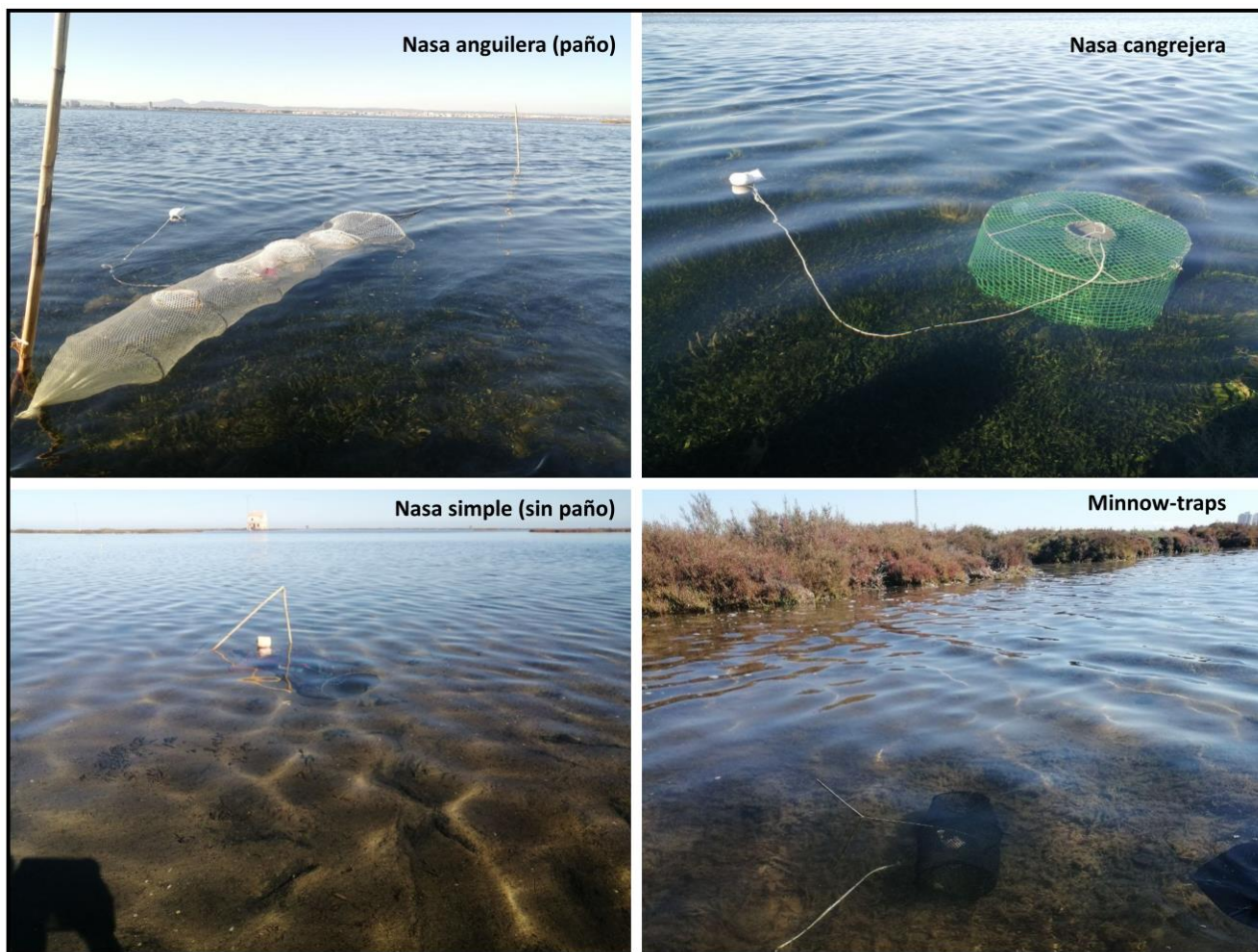


Figura 3.16. Tipologías de trampas utilizadas en el seguimiento de *Callinectes sapidus* en la Encañizada del Mar Menor.

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

ESFUERZO DE MUESTREO POR HÁBITAT DE SECTOR
Metodología: Nasa cangrejera: (70 cm diámetro x 25 cm altura), 20 mm Luz de malla. Nasa simple (sin paño): (80 cm longitud x 35 cm altura), 15 mm Luz de malla. Nasa anguilera (con paño): (120 cm longitud x 40 cm altura // Longitud paño: 200 cm), 20 mm Luz de malla. <i>Minnow-traps</i>: (23 cm diámetro x 20 cm altura), 10 mm Luz de malla. Esfuerzo de Muestreo: 4 Nasas cangrejas x hábitat / Sector 4 Nasas simples x hábitat / Sector 4 Nasas anguileras x hábitat / Sector 4 <i>Minnow-traps</i> x hábitat / Sector Resultados: Capturas por Unidad de Esfuerzo (CPUEs = nº individuos / 24h. de actividad)

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

Se registraron variables de hábitat a nivel de trampa, permitiendo obtener información respecto a la selección de microhábitats y 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 físico-químicas	Unidad de medida
Profundidad	cm
Oxígeno disuelto	mg/l
Saturación oxígeno	%
Temperatura	°C
Ph	-
Conductividad	µS-mS/cm ²
Salinidad	‰
Granulometría Sustrato	Escala ordinal (1-4) 1= Limos 2= Arenas 3= Gravas/Conchas 4= Cantos/Guijarros (Modificado de: Bain, 1999)
Heterogeneidad Sustrato	Desviación estándar de la Granulometría (Bain y Stevenson, 1999)
Variables bióticas	
Vegetación acuática. (Recubrimiento a nivel de especie)	% / m ²
Volumen/densidad	Escala ordinal (1-5)

3.2.5. Procesado de material y obtención de datos.

Material de estudio

Los ejemplares de *Callinectes sapidus* capturados en cada una de las localidades de muestreo fueron procesados *in situ*. Dada la complejidad logística de los muestreos de cangrejo azul en la zona intermareal de la Encañizada, el procesado de los ejemplares capturados se realizó utilizando una embarcación de poco calado tipo kayak (Fig. 3.17). Los ejemplares fueron medidos con la ayuda de un Pie de rey. También se determinó el sexo de los individuos en base a la morfología del Pleón (abdomen), registrando además la presencia o ausencia de puestas de huevos en las hembras. Estos datos nos han permitido obtener información relativa a la estructura de tallas de la población y a la fenología reproductiva de la especie en el área de estudio. De forma complementaria, con el objetivo de indagar en posibles patrones de movimiento y selección de hábitats de los ejemplares a lo largo del ciclo anual, éstos fueron marcados con la ayuda de una lima en su caparazón, asignado a cada ejemplar un código numérico único. No obstante, el equipo del proyecto es consciente de que la individualización de los ejemplares con esta técnica se encuentra supeditada al periodo de muda de la especie.

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

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

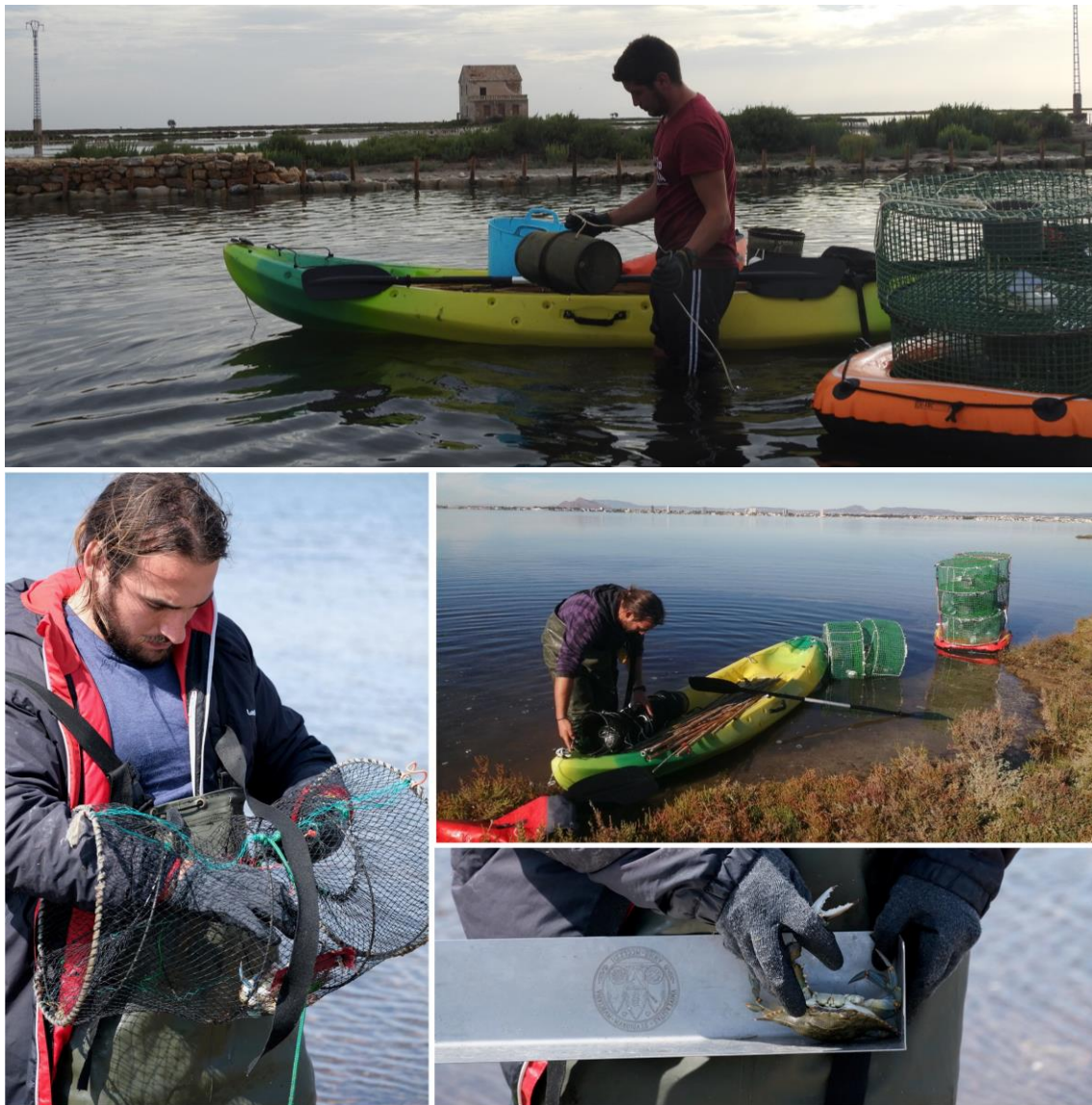


Figura 3.17. Detalle de las técnicas y zonas de muestreo enmarcadas en el seguimiento de *Callinectes sapidus* en la Encañizada del Mar Menor.

3.2.6. Análisis estadístico

Los resultados preliminares relativos a la EEI *Callinectes sapidus* se representaron mediante diagramas de barras del promedio de capturas (CPUEs estandarizadas en 24 horas) junto al error estándar. En primer lugar, se analizaron las capturas segregadas por sexos a nivel de sectores (Sector Norte o San Pedro del Pinatar y Sector Sur o La Manga), interaccionando los factores mes, sexo y localidad. Posteriormente, se evaluó la selección de hábitat, la eficacia de las trampas y la fenología, interaccionando la localidad, el mes y el tipo de trampa.

Seguidamente se realizó un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de las variables ambientales transformadas logarítmicamente: profundidad, temperatura, salinidad volumen de *C. nodosa*, volumen de *C. prolifera*, oxígeno disuelto, porcentaje de limos en sustrato y porcentaje de vegetación muerta para establecer la relación de la especie con estas métricas, así como para evaluar las diferencias entre las localidades establecidas. Para ello se analizaron los factores mes, tipo de trampa y localidad. Estos análisis se realizaron mediante un PERMANOVA sobre las distancias euclídeas de cada métrica uni/multivariante, que interaccionó el mes de las capturas con la tipología de trampa y la tipología de hábitat muestreado.

Finalmente, para explorar en mayor detalle la selección de hábitat de la especie, se realizó una correlación no paramétrica de Spearman de las CPUEs con las variables ambientales. Además, entre todos los modelos lineales generalizados posibles se seleccionó el mejor en base al criterio de información de Akaike corregido (AICc), incluyendo junto a las variables ambientales, los factores categóricos establecidos (mes, localidad y tipo de trampa).

4. Resultados del proyecto.

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

Otoño 2021

Programa de seguimiento a escala de red de monitoreo:

Días de trabajo en campo (octubre): 8 días totales [1 (prospección) + 7 (muestreo)]

Localidades prospectadas (octubre): 18 Localidades pertenecientes al programa de seguimiento predefinido (Tabla 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.

Invierno 2022

Programa de seguimiento a escala de red de monitoreo:

Días de trabajo en campo (octubre): 8 días totales [1 (prospección) + 7 (muestreo)]

Localidades prospectadas (octubre): 18 Localidades pertenecientes al programa de seguimiento predefinido (Tabla 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.

Primavera 2022

Programa de seguimiento a escala de red de monitoreo:

Días de trabajo en campo (octubre): 9 días totales [2 (prospección) + 7 (muestreo)]

Localidades prospectadas (octubre): 17 Localidades pertenecientes al programa de seguimiento predefinido (Tabla 4.1). Dado el crecimiento masivo de algas flotantes, resultó inviable logísticamente desarrollar los muestreos en la localidad AS05 “Playa del Arsenal” (Fig. 4.1).

Unidades de muestreo de comunidad de peces: 51 arrastres cuantitativos + 11 arrastres cualitativos.

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



Figura 4.1. Explosión de algas flotantes en la localidad “Playa del Arsenal” (AS05) que imposibilitó realizar con éxito el muestreo de primavera.

Verano 2022

Programa de seguimiento a escala de red de monitoreo:

Días de trabajo en campo (octubre): 9 días totales [2 (prospección) + 7 (muestreo)]

Localidades prospectadas (octubre): 17 Localidades pertenecientes al programa de seguimiento predefinido (Tabla 4.1). Dado el crecimiento masivo de algas flotantes, resultó inviable logísticamente desarrollar los muestreos en la localidad AS05 “Playa del Arsenal” (Fig. 4.2).

Unidades de muestreo de comunidad de peces: 51 arrastres cuantitativos + 11 arrastres cualitativos.

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



Figura 4.2. Explosión de algas flotantes en la localidad “Playa del Arsenal” (AS05) que imposibilitó realizar con éxito el muestreo de verano.

Tabla 4.1. Muestreos de ictiofauna realizados en el marco del Proyecto. (*) Localidad no muestreada por inviabilidad logística.

Sector	Localidad	Coord. XX	Coord. YY	Fecha Otoño	Fecha Invierno	Fecha Primavera	Fecha Verano
AS00	Las Encañizadas	37°46'44.8"N	0°45'23.1"W	06/10/2021	03/02/2022	05/05/2022	07/07/2022
AS01	Escuela de Pieter	37°46'05.0"N	0°44'54.6"W		19/01/2022		06/07/2022
AS01	Navemar	37°45'11.4"N	0°44'31.5"W	06/10/2021		05/05/2022	
AS02	Paquebote	37°44'15.3"N	0°44'21.2"W		03/02/2022		04/07/2022
AS02	Punta Seca	37°43'42.4"N	0°44'23.7"W	06/10/2021		05/05/2022	
AS03	Área Sunset	37°42'20.7"N	0°44'34.2"W		19/01/2022		06/07/2022
AS03	Rte. El Molino	37°41'57.2"N	0°44'28.4"W	08/10/2021		26/04/2022	
AS04	Bahía de las Palmeras	37°39'40.3"N	0°43'42.5"W		19/01/2022		04/07/2022
AS04	Gola de Marchamalo Sur	37°39'02.2"N	0°43'21.9"W	08/10/2021		26/04/2022	
AS05	El Arsenal	37°38'18.9"N	0°45'05.5"W	05/10/2021	02/02/2022	*	*
AS06	Mar de Cristal Norte	37°38'40.4"N	0°45'52.8"W		02/02/2022		05/07/2022
AS06	Mar de Cristal Sur	37°38'29.9"N	0°45'26.8"W	08/10/2021		17/05/2022	
AS07	Los Nietos Sur	37°38'57.4"N	0°46'53.2"W		02/02/2022		05/07/2022
AS07	Los Nietos Norte	37°39'05.5"N	0°47'17.6"W	13/10/2021		17/05/2022	
AS08	Lo Poyo Sur	37°39'24.8"N	0°48'01.3"W		31/01/2022		14/07/2022
AS08	Estrella de Mar	37°40'13.7"N	0°49'10.7"W	13/10/2021		26/04/2022	
AS09	Los Urrutias Sur	37°40'46.5"N	0°49'39.4"W		18/01/2022		13/07/2022
AS09	Los Urrutias Norte	37°41'27.1"N	0°50'08.8"W	05/10/2021		12/05/2022	
AS10	Carmolí 1º Párking	37°42'44.8"N	0°51'23.0"W		18/01/2022		13/07/2022
AS10	Carmolí 2º Párking	37°42'19.4"N	0°50'57.1"W	05/10/2021		12/05/2022	
AS11	Camping Carthago	37°43'07.3"N	0°51'36.1"W		18/01/2022		13/07/2022
AS11	Venta Simón	37°43'16.7"N	0°51'35.6"W	15/10/2021		12/05/2022	
AS12	Los Alcázares Sur	37°44'21.1"N	0°50'54.4"W		20/01/2022		06/07/2022
AS12	Los Alcáceres Norte	37°44'31.4"N	0°50'56.3"W	21/10/2021		10/05/2022	
AS13	La Hita Sur	37°45'42"N	0°49'16.1"O	21/10/2021	31/01/2022	18/05/2022	12/07/2022
AS14	Camping Hita N	37°46'07.0"N	0°48'52.3"O	21/10/2021	31/01/2022	18/05/2022	12/07/2022
AS15	Villananitos Sur	37°49'07.9"N	0°47'02.8"W		20/01/2022		07/07/2022
AS15	Villananitos Norte	37°49'11.8"N	0°46'38.8"W	15/10/2021		16/05/2022	
AS16	Molino Calcetera	37°47'45.9"N	0°45'41.2"W	15/10/2021	20/01/2022	16/05/2022	07/07/2022
AS17	Punta Lengua de Vaca	37°38'48.7"N	0°46'16.2"W	12/10/2021	03/02/2022	17/05/2022	05/07/2022

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.

Listado de taxones detectados – INVENTARIO

Familia	Nombre científico	Otoño 2021		Invierno 2022		Primavera 2022		Verano 2022	
		CPUEs	FA	CPUEs	FA	CPUEs	FA	CPUEs	FA
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i> (L., 1758)	0	0	0	0	0	Q	0	Q
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i> Risso, 1810	13,22	0,87	1,61	0,22	60,51	0,75	11,08	0,94
Blennidae	<i>Microilopphrys dalmatinus</i> (Steindachner & Kolombatovic, 1883)	0	0	0,02	0,02	0	0	0,1	0,02
	<i>Salaria pavo</i> (Risso, 1810)	4,85	0,63	0,06	0,06	0,55	0,27	7,22	0,67
	<i>Parablennius sanguinolentus</i> (Pallas, 1814)	0,11	0,06	0	0	0	0	0,14	0,08
Belonidae	<i>Tylosurus acus</i> (Lacépède, 1803)	0	0	0	Q	0,04	0,02	0	0
Carangidae	<i>Trachinotus ovatus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0,1	0,02
Cyprinodontidae	<i>Aphanius iberus</i> (Valenciennes, 1846)	0,17	0,07	1,09	0,11	0,37	0,08	6,67	0,08
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i> (L., 1758)	3,78	0,09	0,02	0,02	0	0	2,76	0,06
Gobiidae	<i>Gobius cobitis</i> Pallas, 1814	0,24	0,15	0	0	0,04	0,04	0,02	0,02
	<i>Gobius niger</i> L. 1758	11,43	0,78	0,87	0,43	0,76	0,37	2,73	0,25
	<i>Gobius paganellus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0,04	0,02
	<i>Pomatoschistus marmoratus</i> (Risso, 1810)	6,31	0,48	2,87	0,46	0,78	0,27	11,98	0,45
Labridae	<i>Symphodus cinereus</i> (Bonnaterre, 1788)	61,3	0,93	6,02	0,7	3,31	0,47	2,45	0,43
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i> (L., 1758)	0,02	0,02	0	0	1,06	0,29	0	0
Mugilidae	<i>Chelon auratus</i> (Risso, 1810)	1,69	0,15	38,26	0,81	23,96	0,84	1,45	0,45
	<i>Chelon labrosus</i> (Risso, 1827)	0	0	0	0	0	0	0,02	0,02
	<i>Chelon ramada</i> (Risso, 1827)	0,02	0,02	1,54	0,13	0,1	0,02	0	0
	<i>Chelon saliens</i> (Risso, 1810)	138,74	0,93	85,67	0,8	18,29	0,75	4,65	0,71
	<i>Mugil cephalus</i> L., 1758	6,8	0,39	17,91	0,15	0,04	0,04	0,02	0,02
Mullidae	<i>Mulus barbatus</i> L., 1758	0,06	0,06	0	0	0	0	0,04	0,04
Soleidae	<i>Solea senegalensis</i> Kaup, 1858	0	0	0	0	0,02	0,02	0,04	0,04
	<i>Solea</i> (L., 1758)	0	0	0,09	0,02	0	0	0	0
Sparidae	<i>Diplodus annularis</i> (L., 1758)	0,15	0,11	0	0	0	0	0	0

Listado de taxones detectados – INVENTARIO

Familia	Nombre científico	Otoño 2021		Invierno 2022		Primavera 2022		Verano 2022	
		CPUEs	FA	CPUEs	FA	CPUEs	FA	CPUEs	FA
	<i>Diplodus puntazzo</i> (Walbaum, 1792)	0,02	0,02	1,37	0,26	0,22	0,1	0	0
	<i>Diplodus sargus</i> (L., 1758)	0	0	0	0	0,76	0,27	0,04	0,04
	<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	0	0	0	0	0,14	0,06	0	0
	<i>Lithognathus mormirus</i> (L., 1758)	0,2	0,13	0	0	0,02	0,02	0,08	0,06
	<i>Sarpa salpa</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0,1	0,04	0,02	0,02
	<i>Sparus aurata</i> L., 1758	0	0	5,43	0,72	1,08	0,29	0	0
Sphyraenidae	<i>Sphyraena viridensis</i> Cuvier, 1829	0	0	0	0	0	0	0,02	0,02
Syngnathidae	<i>Nerophis ophidion</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	Q	0	0
	<i>Syngnathus abaster</i> Risso, 1827	5,41	0,56	0,87	0,5	1,45	0,37	20,47	0,59
	<i>Syngnathus acus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0,02	0,02
	<i>Syngnathus typhle</i> L., 1758	0,39	0,22	0,07	0,07	0,73	0,25	1,37	0,39

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

Abundancia y biomasa total de capturas

En relación a la abundancia total de capturas, todos los parámetros evaluados (estación; sector; periodo y año anidado al periodo) se mostraron significativos, reflejando por tanto cambios entre periodos y a nivel interanual y estacional. Así el periodo de referencia (2002-2004) mostró valores de abundancia significativamente más altos, debido principalmente a la mayor abundancia de espáridos (representados mayoritariamente por *Sparus aurata* (dorada)) y de *Pomatoschistus marmoratus* (gobio de arena), especies con decrementos muy notables en los periodos restantes sometidos a la presión de elevados niveles eutróficos (2018-2019; 2020-2022). Además, se observó una elevada abundancia total de la comunidad de peces en otoño de 2020 que se corresponde con un pico en las capturas de *Engraulis encrasicolus* (boquerón) en las áreas someras, especie que suele mostrar movimientos irruptivos en la laguna como consecuencia de *booms* en la disponibilidad de alimento en el

sistema incentivados por la llegada masiva de agua y nutrientes durante episodios de luvias torrenciales (Fig. 4.3). La abundancia total de capturas detectada durante la ejecución del presente proyecto (desde otoño 2021 hasta verano 2022) ha mostrado valores estacionales similares a los observados en otoño 2019 y verano 2020, siendo por el contrario el número de capturas en primavera inferior al detectado en el resto de años considerados.

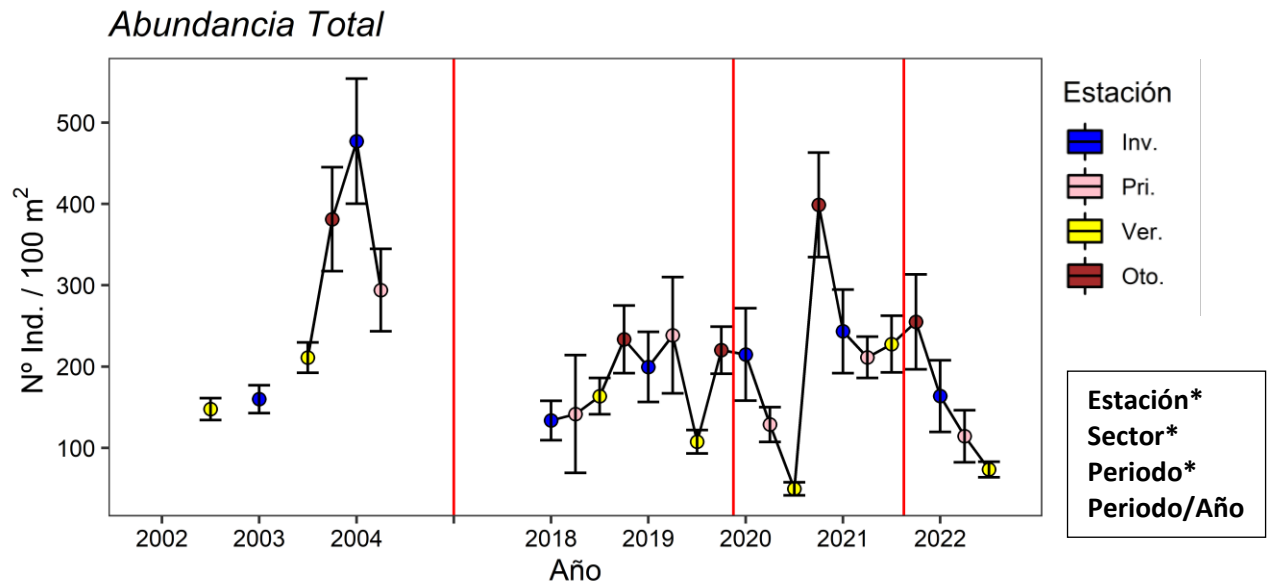


Figura 4.3. Evolución temporal del promedio de la abundancia total de capturas junto al error estándar. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación + Sector + Período/Año*. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

En lo relativo a la biomasa total de capturas, solo fue significativo el factor estación del año, presentando la primavera los valores más altos de biomasa entre los años muestreados. Esto se debe principalmente al incremento de la talla de espáridos y mugílidos cuyo reclutamiento empieza en el invierno previo (Fig. 4.4). Por su lado, la elevada variación interanual y entre los periodos establecidos se asocia principalmente a fluctuaciones en la reproducción de especies migrantes en la laguna, determinando así la magnitud del reclutamiento de sus estadios juveniles en las áreas someras.

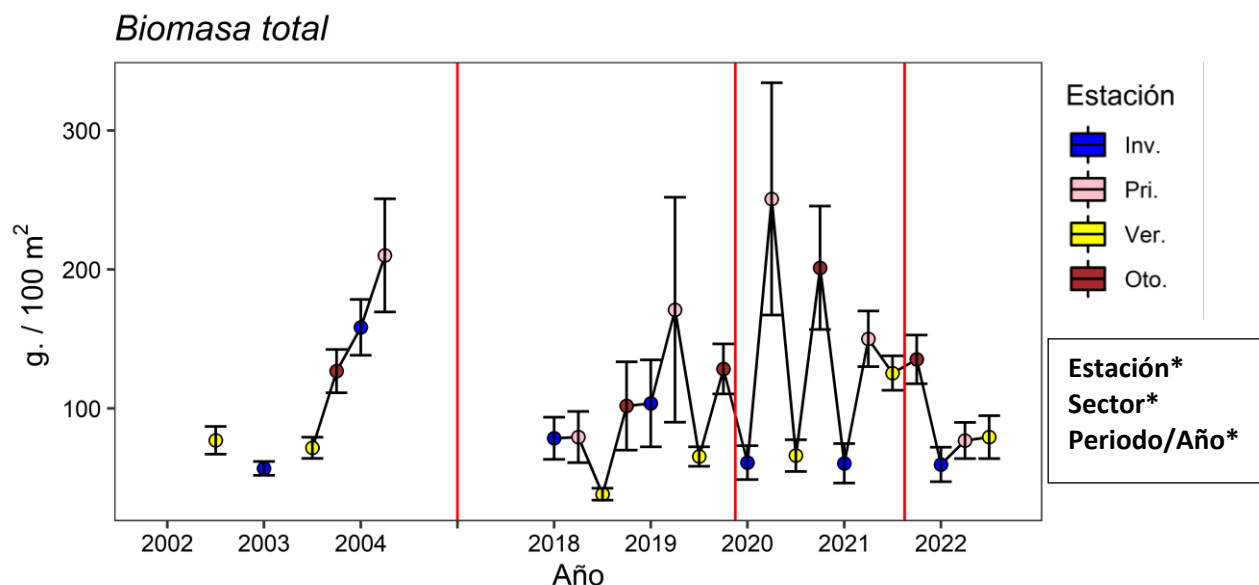


Figura 4.4. Evolución temporal del promedio de la biomasa total de capturas junto al error estándar. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación + Sector + Periodo/Año*. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

Riqueza e índice de Shannon-Wiener

El análisis de cambios en el número de especies (Riqueza) detectadas en las campañas y periodos de muestreo reflejó diferencias estadísticas asociadas a los factores estación, sector y año anidado al periodo. Solamente se encontraron diferencia entre los diferentes años que constituyen un periodo, a pesar de la ausencia de diferencias entre los distintos periodos estudiados. La riqueza de especies en las estaciones de primavera e invierno es dependiente del reclutamiento de especies migrantes, principalmente mugílidos y espáridos, taxones afectados en menor medida por las mortandades acontecidas, y que muestran marcadas fluctuaciones interanuales definidas por la fenología de sus eventos reproductivos.

Cabe destacar que los picos de riqueza obtenidos en las estaciones de verano y otoño de los dos últimos periodos (2018-2019; 2020-2022) tienen lugar en momentos en los que los parámetros de calidad del agua reflejan un notable proceso de degradación (otoño 2019, verano y otoño 2021). En estas situaciones incrementa notablemente la frecuencia de aparición de *Symphodus cinereus* y *Gobius. niger*, y aparecen nuevas especies como *Lithognatus mormirus* o *Mullus barbatus*, incrementando notablemente la riqueza específica en áreas someras, fruto de la búsqueda de zonas oxigenadas por parte de

estos ejemplares provenientes de zonas más profundas de la laguna. La riqueza taxonómica de verano de 2022 resulta similar a la detectada en dichas situaciones críticas, manteniendo además una comunidad taxonómica muy semejante.

Por otro lado, destacar el escaso número de especies detectadas en verano de 2020, en el que los parámetros del fondo no reflejaban situaciones críticas, pero cuyo evento de mortandad previo (octubre de 2019) había mermado la frecuencia de aparición de las especies residentes, que teóricamente deberían dominar la comunidad durante el periodo estival (Fig. 4.5). Un ejemplo de ello es la desaparición desde dicha mortandad de la especie bandera *Hippocampus guttulatus*, que no volvió a ser detectada en el marco de este seguimiento

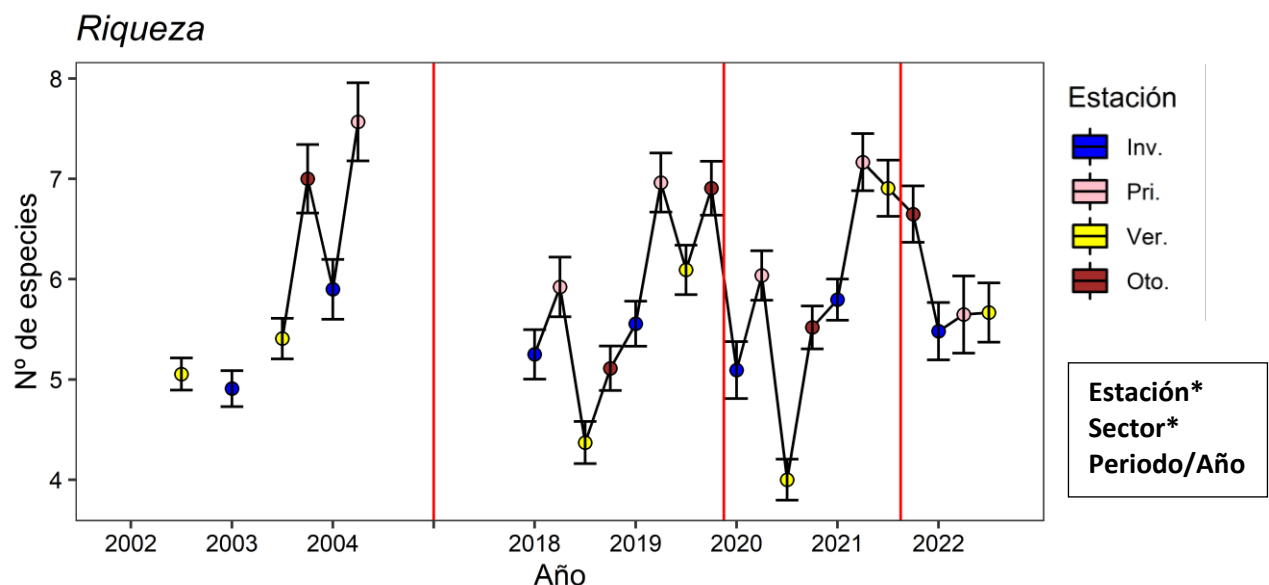


Figura 4.5. Evolución temporal del promedio de la riqueza específica junto al error estándar. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación + Sector + Período/Año*. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

Respecto a la Diversidad de la comunidad, evaluada mediante el índice de Shannon-Wiener, ésta fluctuó significativamente en base a todos los factores evaluados (estación, sector, periodo y año anidado al periodo). En este sentido, en términos generales, el periodo previo a las mortandades (2018-2019), mostró valores superiores al resto (2002-2004; 2020-2022). Este hecho se encuentra relacionado con la disminución de las capturas de espáridos durante 2018-2019, fenómeno que puede estar relacionado con variables de la laguna no consideradas o propias del Mediterráneo (temperaturas, disponibilidad de alimento, etc.). La abundancia de espáridos se equiparó a los valores de abundancia de otros taxones que son menos representativos en las estaciones

de invierno y primavera, teniendo como resultado final una comunidad más equitativa y un aumento de los valores del índice de Shannon-Wiener. Además, a esta situación se suma que tras el deterioro lagunar y las mortandades sufridas, durante el periodo 2020-22 disminuyó la abundancia y frecuencia de aparición de especies residentes típicas, balanceando la comunidad de peces hacia especies migrantes y/o especies de áreas más profundas de la laguna (Fig. 4.6), desencadenando ello en una nueva reducción de los valores de diversidad. Los últimos valores de diversidad, correspondientes a verano de 2022, son relativamente altos, siendo solo comparables con los observados en 2019 y 2021, en sendas ocasiones de forma previa a eventos de mortandad.

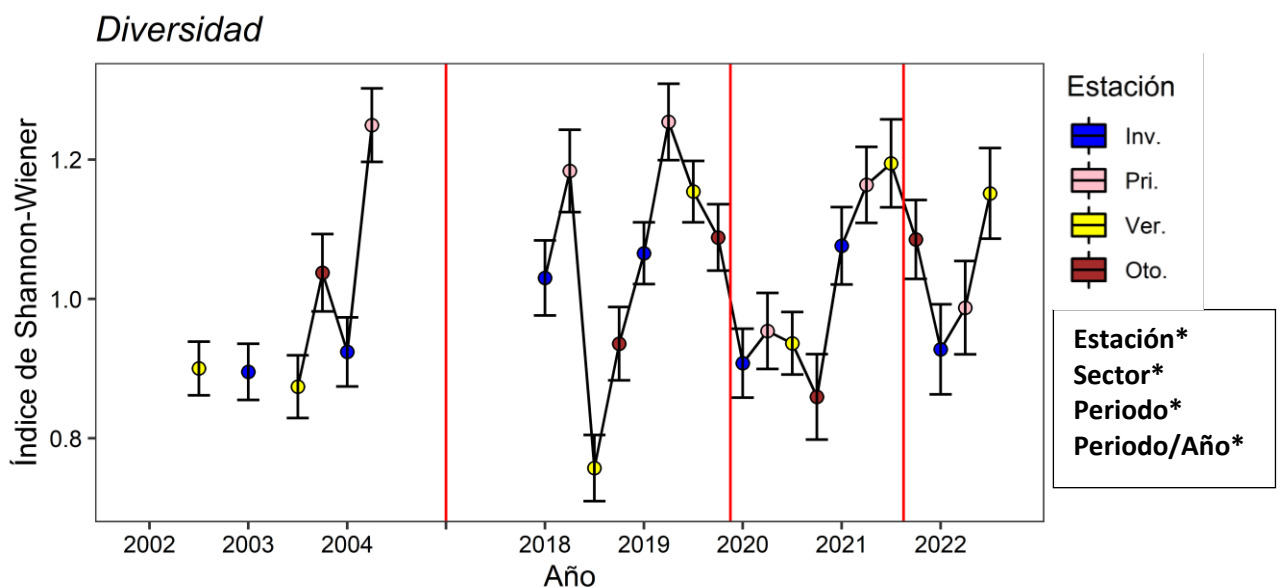


Figura 4.6. Evolución temporal del promedio del índice de Shannon junto al error estándar. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación + Sector + Período/Año*. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

Estuarine Multimetric Fish Index (EMFI) modificado

El estudio de la calidad ecológica de las áreas someras del Mar Menor se ha centrado en la aplicación del indicador EMFI y la interpretación de sus resultados. La calidad ecológica mostró significancia estadística para la estación, el periodo y el año anidado al periodo. De esta forma, en el periodo de referencia (2002-2004) y el periodo previo a la mortandad (2018-2019) se obtuvieron para este índice valores superiores respecto a los alcanzados en el de mortandades (2020-2022). Pese a las variaciones observadas en las métricas anteriormente descritas, la calidad ecológica de las áreas someras mostró una elevada resiliencia durante el periodo 2018-2019, no mostrando cambios significativos. Sin embargo, la situación crítica acontecida en el periodo 2020-2022 desencadenó una merma significativa de los valores de EMFI, aunque sin llegar a considerarse alarmantes.

Teniendo en cuenta las fluctuaciones interanuales (año anidado en periodo), el año con mayores valores de EMFI del periodo de mortandades (2021) es similar al de valores más bajos del periodo previo a las mortandades (2018). Los valores de EMFI obtenidos durante la ejecución del presente proyecto han variado notablemente respecto a los valores estacionales observados previamente. En este sentido, la baja puntuación obtenida en invierno de 2022 contrasta con una marcada subida del indicador en el verano de este año, obteniendo en esta ocasión valores similares a los observados en 2019 y 2021, momentos previos a eventos de mortandad. Esto permite dilucidar que el efecto refugio que describen ciertos taxones en momentos de crisis ambiental, también se traduce en elevados valores de calidad ecológica, según este índice, hecho que puede enmascarar los problemas reales a los que se enfrentan las comunidades típicas de estos ambientes someros (Fig. 4.7).

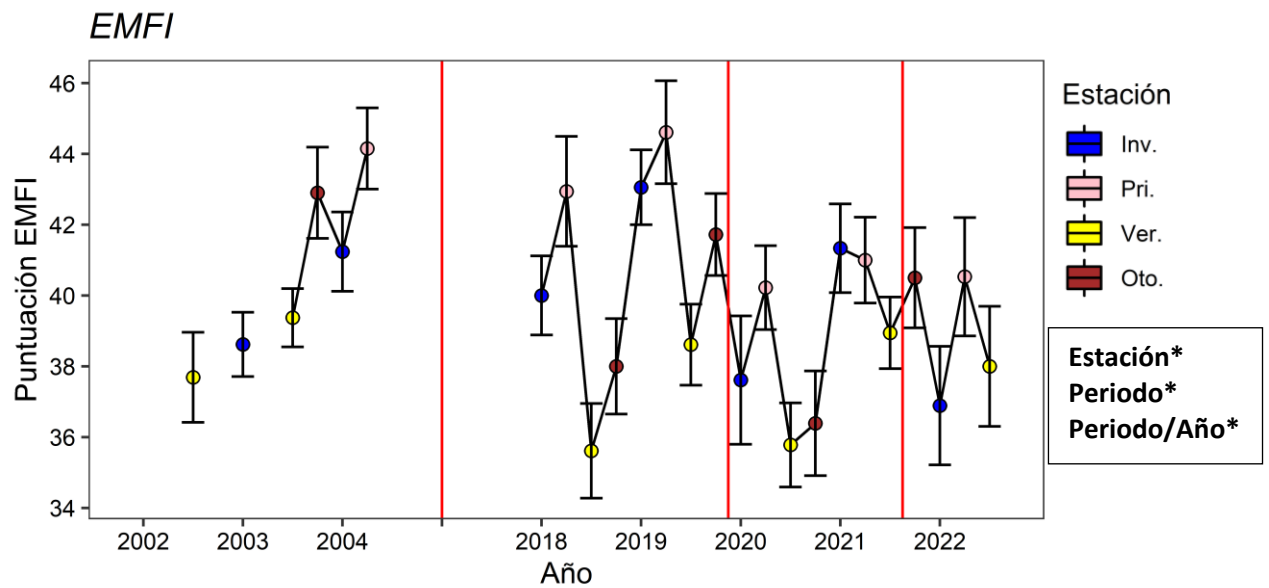


Figura 4.7. Evolución temporal del promedio del EMFI modificado junto al error estándar. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación + Período/Año*. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

4.3. Estructura y composición de la comunidad

Los cambios en la estructura y composición de la comunidad mostraron patrones muy similares en términos de abundancia y biomasa, siendo significativos todos los factores evaluados para ambos parámetros de la comunidad. Las diferencias observadas entre los tres grandes periodos abordados (Figs. 4.8 y 4.9) fueron definidas en base al análisis de especies indicadoras, asociando a 2002-2004 la biomasa y abundancia principalmente de *Pomatoschistus marmoratus*, *Sparus aurata* y *Aphanius iberus*, (Tablas 4.3 y 4.4), especies que han reducido sus valores en dichas métricas en los últimos años.

En el periodo 2018-2019 aparecen como indicadores de cambio, para abundancia y biomasa, *S. abaster*, *A. boyeri*, *C. ramada* y *E. encrasicolus*. Sin embargo, es la biomasa de *C. saliens* la que destaca. Es posible que este hecho se deba a cambios interanuales en su fenología que posibilitaron la captura de tallas más grandes. A su vez, *C. ramada* y *E. encrasicolus* pudieron verse atraídos por la elevada pluviometría otoñal de este periodo, ya que las entradas de agua dulce en dicha fecha pueden tener este efecto. Por otro lado, *S. abaster* muestra un incremento notable en estas métricas durante este periodo, asociado a un incremento en la superficie vegetada de las áreas someras, y también a un posible refugio ante la pérdida de praderas de zonas más profundas de la laguna en 2016.

En el periodo 2020-2022, aparecen los mugílidos *C. saliens* y *C. auratus* como indicadores en abundancia, y solo *C. auratus* en biomasa, aspecto principalmente relacionado con las tallas de las capturas. Además, aparecen en estas métricas especies como *S. cinereus* y *G. niger*, que normalmente están asociadas a áreas más profundas, que fruto de la degradación en el centro lagunar se ven obligadas a buscar refugio en ambientes someros.

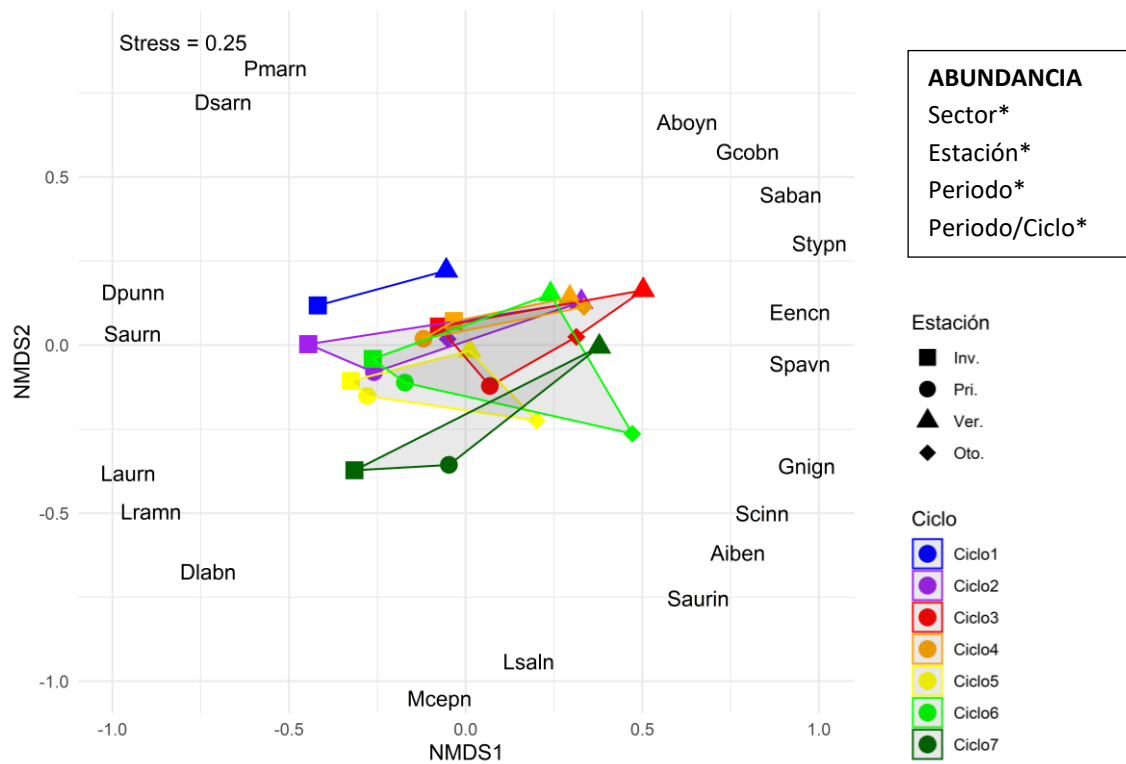


Figura 4.8. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de las distancias de Bray-Curtis de la abundancia de las especies (transformadas a raíz cuarta) a nivel de arrastre en las diferentes campañas o estaciones de muestreo. En el recuadro SE muestran los factores significativos en el PERMANOVA.

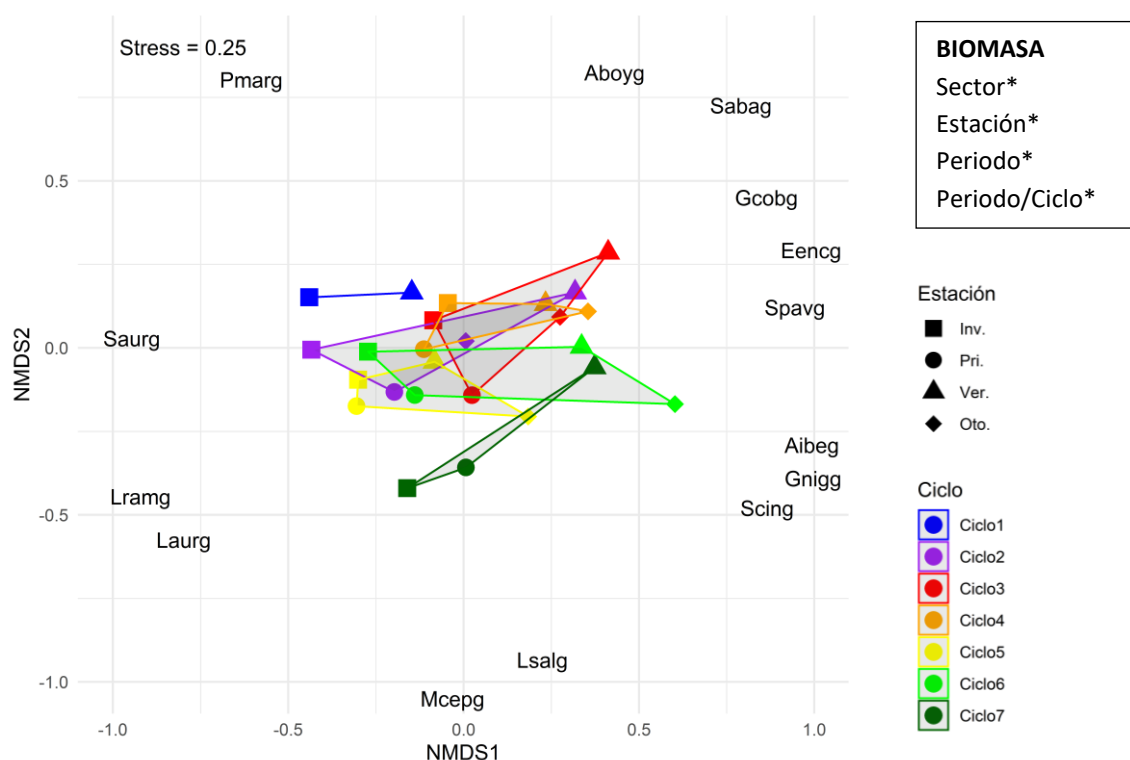


Figura 4.9. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de las distancias de Bray-Curtis de la biomasa de las especies (transformadas a raíz cuarta) a nivel de arrastre en las diferentes campañas o estaciones de muestreo. En el recuadro SE muestran los factores significativos en el PERMANOVA.

Tabla 4.3. Resultados del análisis de especies indicadoras para los grandes periodos establecidos en base a la abundancia. El valor indicador (IV) y su p asociado indican que especies contribuyen a separar los grandes periodos.

Periodo	Especie	IV	P
2002-2004	<i>Pomatoschistus marmoratus</i>	0,420	< 0.001
	<i>Sparus aurata</i>	0,168	< 0.001
	<i>Aphanius iberus</i>	0,121	< 0.001
	<i>Gobius cobitis</i>	0,078	< 0.001
	<i>Diplodus puntazzo</i>	0,067	< 0.001
2018-2019	<i>Syngnathus abaster</i>	0,425	< 0.001
	<i>Atherina boyeri</i>	0,354	< 0.001

Periodo	Especie	IV	P
2020-2022	<i>Chelon ramada</i>	0,121	< 0.001
	<i>Belone belone</i>	0,058	< 0.001
	<i>Engraulis encrasicolus</i>	0,040	0,005
	<i>Chelon labrosus</i>	0,021	0,002
	<i>Chelon auratus</i>	0,297	< 0.001
	<i>Chelon saliens</i>	0,295	< 0.001
	<i>Symphodus cinereus</i>	0,275	< 0.001
	<i>Gobius niger</i>	0,156	< 0.001
	<i>Syngnathus typhle</i>	0,068	0,001
	<i>Dicentrarchus labrax</i>	0,057	< 0.001

Tabla 4.4. Resultados del análisis de especies indicadoras para los grandes periodos establecidos en base a la biomasa. El valor indicador (IV) y su *p* asociado indican que especies contribuyen a separar los grandes periodos.

Periodo	Especie	IV	P
2002-2004	<i>Pomatoschistus marmoratus</i>	0,433	< 0.001
	<i>Sparus aurata</i>	0,165	< 0.001
	<i>Aphanius iberus</i>	0,118	< 0.001
	<i>Gobius cobitis</i>	0,070	< 0.001
2018-2019	<i>Syngnathus abaster</i>	0,427	< 0.001
	<i>Atherina boyeri</i>	0,365	< 0.001
	<i>Chelon saliens</i>	0,281	< 0.004
	<i>Chelon ramada</i>	0,125	0.005
	<i>Engraulis encrasicolus</i>	0,040	0,005
2020-2022	<i>Chelon auratus</i>	0,287	< 0.001
	<i>Symphodus cinereus</i>	0,269	< 0.001
	<i>Gobius niger</i>	0,146	< 0.001

Teniendo en cuenta el análisis relacionado con las presencias de las distintas especies, nuevamente todos los factores fueron significativos, confirmando los cambios en la comunidad asociados a los tres grandes periodos predefinidos (2002-04, 2018-19, 2020-22) (Fig. 4.10). En esta ocasión, el análisis de especies indicadoras añadió especies con abundancias muy bajas, pero cuyas presencias se asocian exclusivamente al periodo de referencia (2002-04), como es el caso de *C. pusillus* y *D. punctatus*. Además, también aparecieron especies relativamente frecuentes en dicho periodo, pero que actualmente se consideran anecdóticas, como es el caso de *S. solea* y *M. dalmatinus* (Tabla 4.5).

Cabe destacar la selección de mesohábitats arenosos y desprovistos de vegetación por parte de *C. pusillus* y *S. solea*, pudiendo estar relacionada la reducción de su presencia con el incremento de sustrato limoso y la expansión de la vegetación en las áreas someras.

Por otro lado, en 2018-2019 se incluyen *H. guttulatus* y *P. saltator*. La primera asociada, seguramente, a una búsqueda de refugio fruto del deterioro del fondo antes de que sus poblaciones llegaran a mínimos tras la mortandad de octubre de 2019; sin embargo, el segundo, como especie marina ocasional, podría estar relacionado con factores ajenos a la dinámica lagunar. Por último, en el periodo 2020-2022 se capturan especies como *P. sanguinolentus* y *L. mormirus* que son menos abundantes que *G. niger* y *S. cinereus*, pero que también están ligadas a ambientes de mayor profundidad en la laguna, y que se ven forzadas a ocupar estos ambientes someros fruto de los procesos de degradación del centro de la laguna.

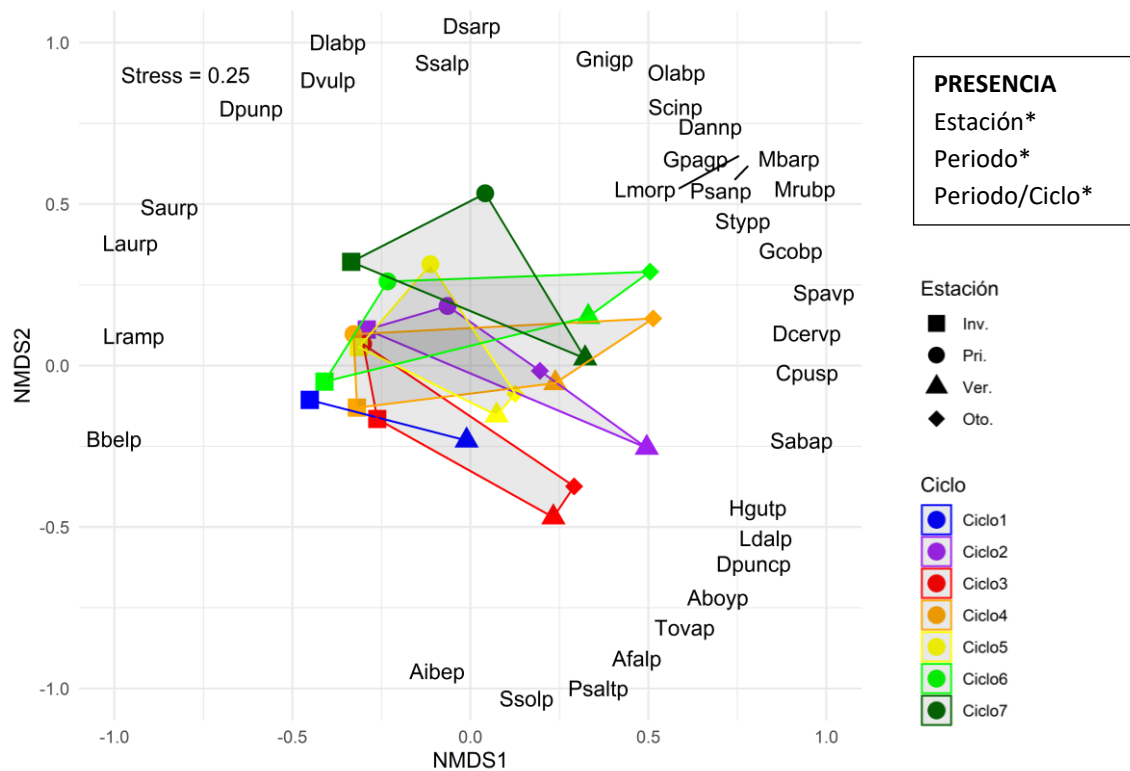


Figura 4.10. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de las distancias de Jaccard de la presencia a nivel de localidad de las especies en las diferentes campañas de muestreo realizadas. En el recuadro se muestran los factores significativos en el PERMANOVA.

Tabla 4.5. Resultados del análisis de especies indicadoras para los grandes periodos establecidos en base a la presencia. El valor indicador (IV) y su p asociado indican que especies contribuyen a separar los grandes periodos.

Periodo	Especie	IV	P
2002-2004	<i>Pomatoschistus marmoratus</i>	0,344	< 0.001
	<i>Aphanius iberus</i>	0,311	< 0.001
	<i>Microlipophrys dalmatinus</i>	0,168	< 0.001
	<i>Diplodus puntazo</i>	0,136	< 0.001
	<i>Callionymus pusillus</i>	0.086	< 0.001
	<i>Solea solea</i>	0.077	< 0.001
	<i>Dicentrarchus punctatus</i>	0.037	0.002
2018-2019	<i>Syngnathus abaster</i>	0,362	< 0.001
	<i>Atherina boyeri</i>	0,345	0.003
	<i>Chelon ramada</i>	0,237	< 0.001
	<i>Hippocampus guttulatus</i>	0.131	< 0.001
	<i>Belone belone</i>	0.103	< 0.001
	<i>Engraulis encrasicolus</i>	0.096	0,003
	<i>Chelon labrosus</i>	0,053	0.014
2020-2022	<i>Pomatomus saltator</i>	0.030	0.025
	<i>Chelon auratus</i>	0,334	< 0.001
	<i>Symphodus cinereus</i>	0,317	< 0.001
	<i>Gobius niger</i>	0,249	< 0.001
	<i>Dicentrarchus labrax</i>	0.129	< 0.001
	<i>Parablennius sanguinolentus</i>	0.092	< 0.001
	<i>Lithognatus mormirus</i>	0.041	0.012

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

En este apartado se describe la evolución temporal de la frecuencia de aparición (unidad de muestreo = arrastre), abundancia y estructura de tallas de los taxones más abundantes y representativos de las áreas someras del Mar Menor. A su vez, también se recoge el análisis temporal de estas variables para los taxones que durante el seguimiento se han mostrado como descriptores de cambios en la comunidad ictícola (P.ej.: *Symphodus cinereus* y *Gobius niger*).

Atherina boyeri (Chirrete)

Atherina boyeri es una especie con un ciclo de vida corto (< 4 años), pelágica, eurihalina, zoobentívora -que se alimenta de pequeños invertebrados-, que además hace un uso muy significativo de las áreas someras de la laguna. Aunque gran parte de su población se considera residente, existen migraciones de ejemplares marinos, principalmente para realizar la puesta durante el periodo reproductor, que abarca teóricamente los meses comprendidos entre marzo y julio (Maugé 1990; Andreu-Soler et al. 2006). Se trata de una especie que muestra una alta plasticidad fenotípica, que le permite adaptarse a multitud de ambientes, aunque sus poblaciones se ven mermadas en ambientes donde la calidad del agua disminuye, así como la disponibilidad de oxígeno (Maugé 1990; Maci & Basset, 2010).

La frecuencia de aparición de *A. boyeri* en las áreas someras del Mar Menor se mantiene elevada en todos los años y estaciones evaluadas, apareciendo normalmente en más del 70% de los muestreos realizados (Fig. 4.11). Las fluctuaciones estacionales en su frecuencia de aparición son mínimas, si bien es cierto que en las campañas de muestreo de invierno posteriores a los eventos de mortandad (2020 y 2022) la especie disminuyó su presencia en las áreas someras.

En relación a su abundancia, la especie mostró cambios asociados a la estación, el sector y los periodos definidos. Sus valores máximos de abundancia se observan en el periodo previo a los eventos de mortandad masiva (2018-2019), seguramente fruto de su plasticidad trófica, que le permite aprovechar como fuente de alimento las explosiones de fitoplancton características de los episodios eutróficos. Sin embargo, su patente

sensibilidad a condiciones de hipoxia podría tener relación con el decremento en abundancia detectado en el periodo 2020-2022. Un hecho que apoya esta hipótesis es el registro de sus valores de abundancia más bajos de la serie temporal en invierno de 2022 (< 1 ind./100 m²), meses después de la segunda mortandad masiva (agosto de 2021), reflejando así su alta sensibilidad a estos procesos de degradación lagunar (Fig. 4.12). Recurrentes eventos de hipoxia podrían tener un grave impacto sobre la dinámica de esta especie, la cual destaca por su estatus como componente ictiológico característico de las áreas someras del Mar Menor y por su elevado interés comercial.

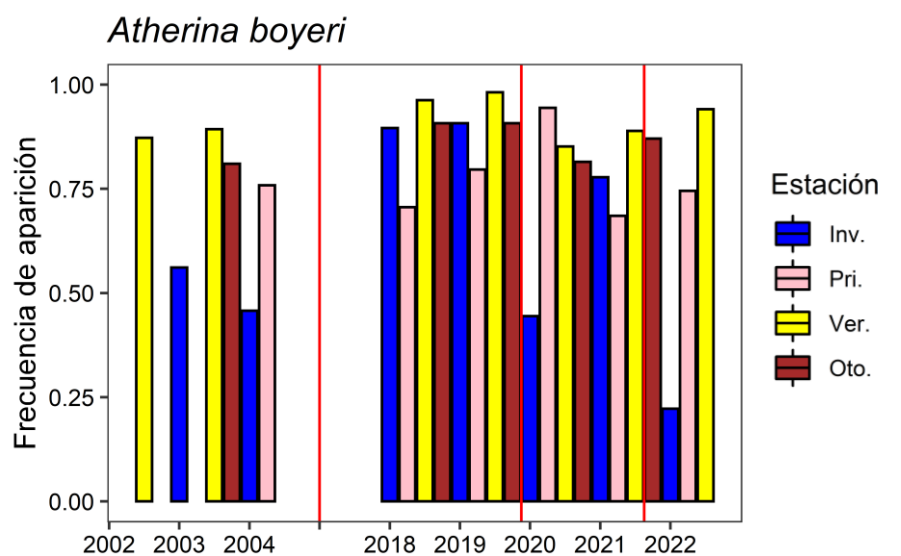


Figura 4.11. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *A. boyeri* en las áreas someras del Mar Menor. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

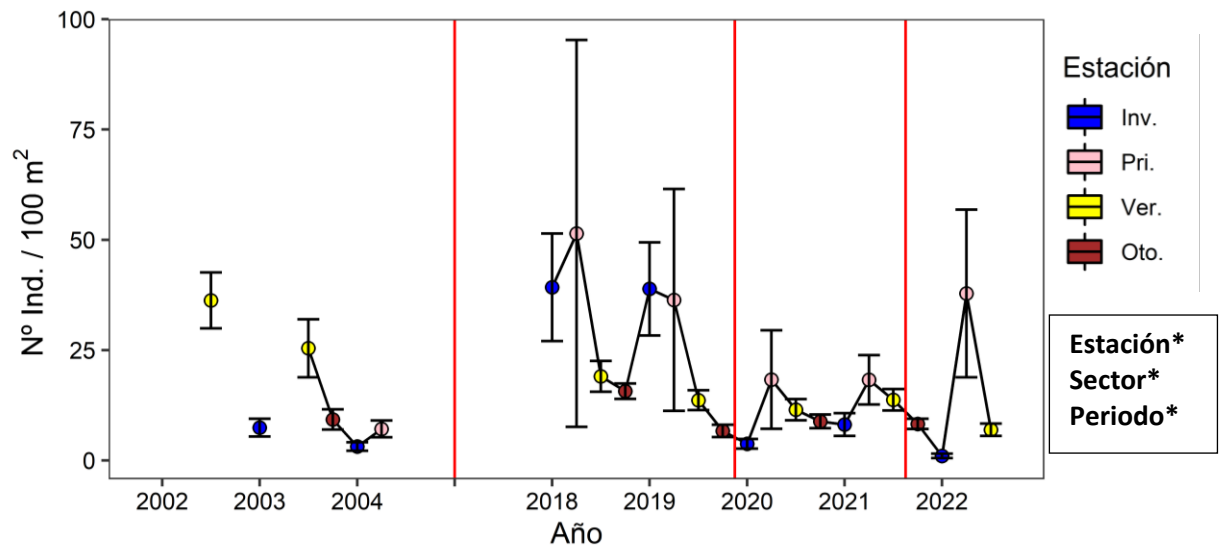


Figura 4.12. Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *A. boyeri*. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación + Sector + Período/Año*. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

El estudio de la dinámica de la estructura de tallas de *A. boyeri* muestra cierta plasticidad fenológica (Fig. 4.13), hecho que podría estar asociado a cambios en las condiciones ambientales. En este sentido, se observan fluctuaciones interanuales y estacionales en las estructuras de tallas. Cabe resaltar en los inviernos de 2018 y 2019 la marcada dominancia de ejemplares de tamaño superior a 40mm respecto a grupos de edad inferiores, pudiendo ello estar relacionado con la persistencia en las áreas someras de bancos de ejemplares adultos atraídos por una mayor disponibilidad de alimento u otros aspectos favorables en el medio. Por otro lado, durante la estación de verano la población de *A. boyeri* se encuentra principalmente conformada por individuos juveniles (0+) de pequeño tamaño.

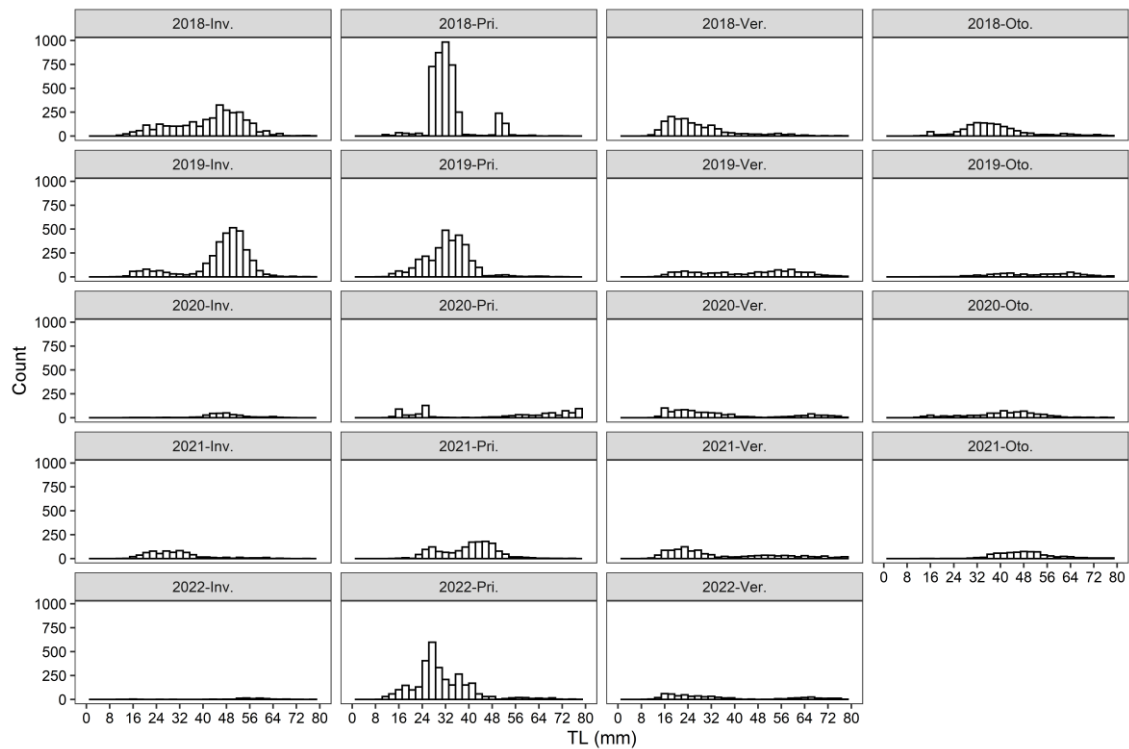


Figura 4.13. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *A. boyeri* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2022.

Aphanius iberus (Fartet)

Aphanius iberus es el único ciprinodóntido presente en la laguna. Se trata de una especie eurihalina y zoobentívora -que se alimenta de pequeños invertebrados-, que ocupa criptohumedales, salinas litorales y áreas someras de bajo hidrodinamismo en el Mar Menor. Sus poblaciones pueden experimentar grandes fluctuaciones interanuales en abundancia, fruto de su capacidad de colonizar y aprovechar ambientes muy fluctuantes (P. ej. criptohumedales temporales). Además, posee un ciclo de vida corto (1-3 años), que les permite a los ejemplares nacidos al inicio del periodo reproductor (primavera) incorporarse como ejemplares reproductores al final del mismo (otoño). Esta serie de atributos le permiten generar procesos de colonización-extinción entre criptohumedales y áreas someras, actuando los primeros como zona fuente. No obstante, pese a su plasticidad, se trata de una especie muy sensible a la competencia con otros taxones, de mayor tamaño y/o agresividad (P. ej. *Gambusia holbrooki*), que repercuten negativamente en el estado de sus poblaciones. Este hecho hace que las mejores poblaciones se encuentren en ambientes salinos e hipersalinos, donde las invasiones biológicas están menos extendidas, siendo el Mar Menor y su entorno un área prioritaria para su conservación (Oliva-Paterna et al. 2009; Ruiz-Navarro & Oliva-Paterna, 2017).

La especie ha disminuido de forma paulatina su presencia en las áreas someras de la laguna, como así confirma el análisis de su frecuencia de aparición (Fig. 4.14). Como puede observarse en la figura 4.15, el fartet ha pasado de estar presente en casi el 75% de las localidades de muestreo a quedar relicto a menos del 25% de las mismas. No obstante, los resultados relativos a la campaña de verano del presente proyecto parecen indicar un incremento notable en la presencia de *A. iberus*, posiblemente relacionado con la mayor disponibilidad de hábitats óptimos durante su periodo reproductor como consecuencia de la explosión de vegetación flotante observada por todo el perímetro del Mar Menor.

La abundancia de *A. iberus* mostró cambios significativos derivados del sector, la estación y el periodo (Fig. 4.16). Si bien, el periodo que comprende 2018-2019 muestra valores similares a 2002-2004, queda reflejado un decremento en su abundancia poblacional durante el periodo en el que tienen lugar las mortandades masivas de peces (2020-22), acorde a lo observado en el análisis de su frecuencia de aparición. La elevada presión anóxica sobre la cubeta sur que, además, en agosto de 2021 desencadenó en una mortandad masiva, podría haber mermado las subpoblaciones de la especie de dicha extensión, principalmente en la Playa del Arsenal y Bahía de las Palmeras-Isla del Ciervo. A su vez, el incremento en abundancia de otras especies bentónicas y

zoobentívoras de mayor tamaño en las áreas someras (P. ej.: *S. cinereus* y *G. niger*) fruto de la búsqueda de zonas oxigenadas, podría incidir negativamente por competencia y depredación de huevos y alevines sobre esta especie, especialmente sensible a dichas interacciones. Cabe destacar, que el incremento descrito anteriormente en la presencia de fartet durante la campaña de verano de 2022 se ve reforzado por un aumento notable de su abundancia respecto a periodos previos.

Estos resultados ponen de manifiesto 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. Por otro lado, estos humedales no reúnen los requerimientos de hábitats mínimos para poder ser colonizados por especies bentónicas de mayor tamaño procedentes del fondo lagunar, garantizando así la conservación de este ciprinodóntido amenazado en el entorno del Mar Menor.

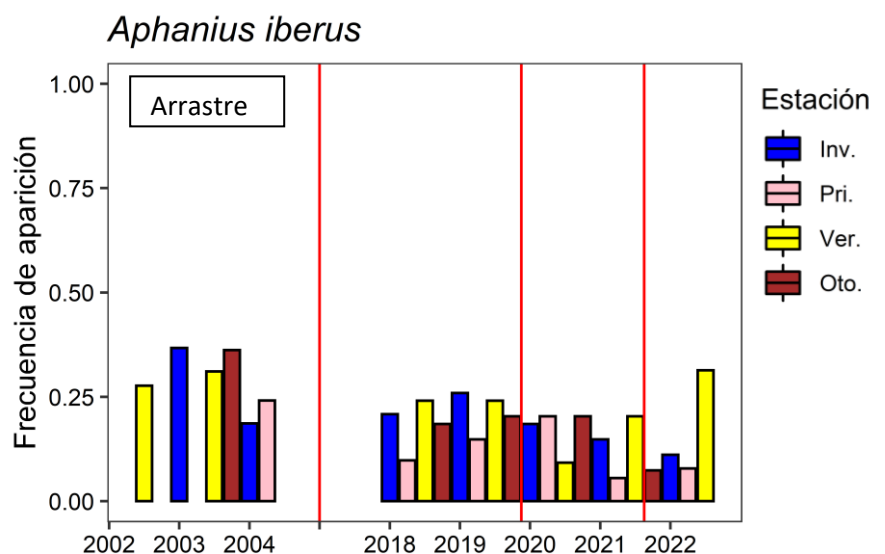


Figura 4.14. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *A. iberus* en las áreas someras del Mar Menor. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

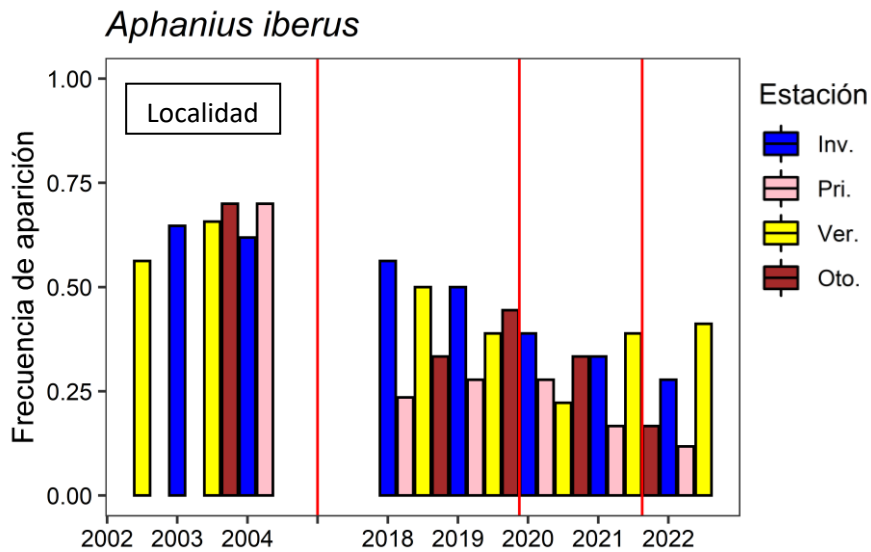


Figura 4.15. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por localidad de *A. iberus* en las áreas someras del Mar Menor. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

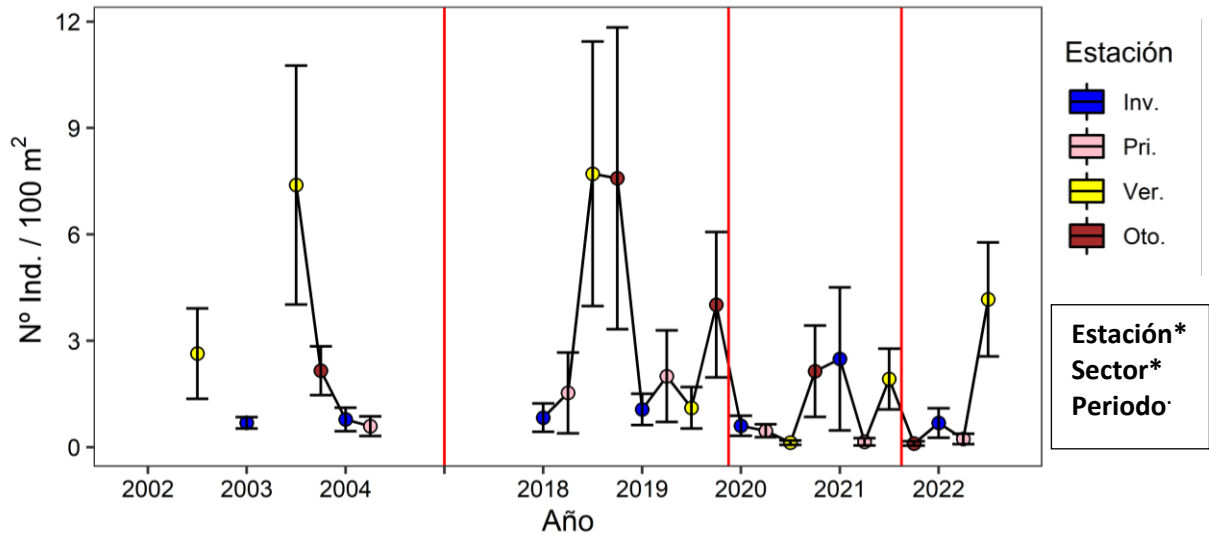


Figura 4.16. Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *A. iberus*. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación + Sector + Periodo/Año*. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

El inicio de los picos reproductivos de *A. iberus* en los meses de primavera condiciona la aparición en las estaciones de verano de una estructura de tallas bimodal, representando la presencia de una cohorte juvenil (0+) y una cohorte adulta reproductora (Fig. 4.17). Resaltan los cambios observados en la estructura de tallas en otoño de 2019 y 2021, donde la concentración de especies bentónicas en las áreas someras desencadenada por las situaciones de anoxia en el centro de la laguna pudo ejercer una elevada presión sobre los individuos de menor tamaño. No obstante, la densodependencia de la especie y/o variaciones en el hábitat podrían explicar también estos cambios observados en la estructura de tallas respecto a los otoños de 2018 y 2020.

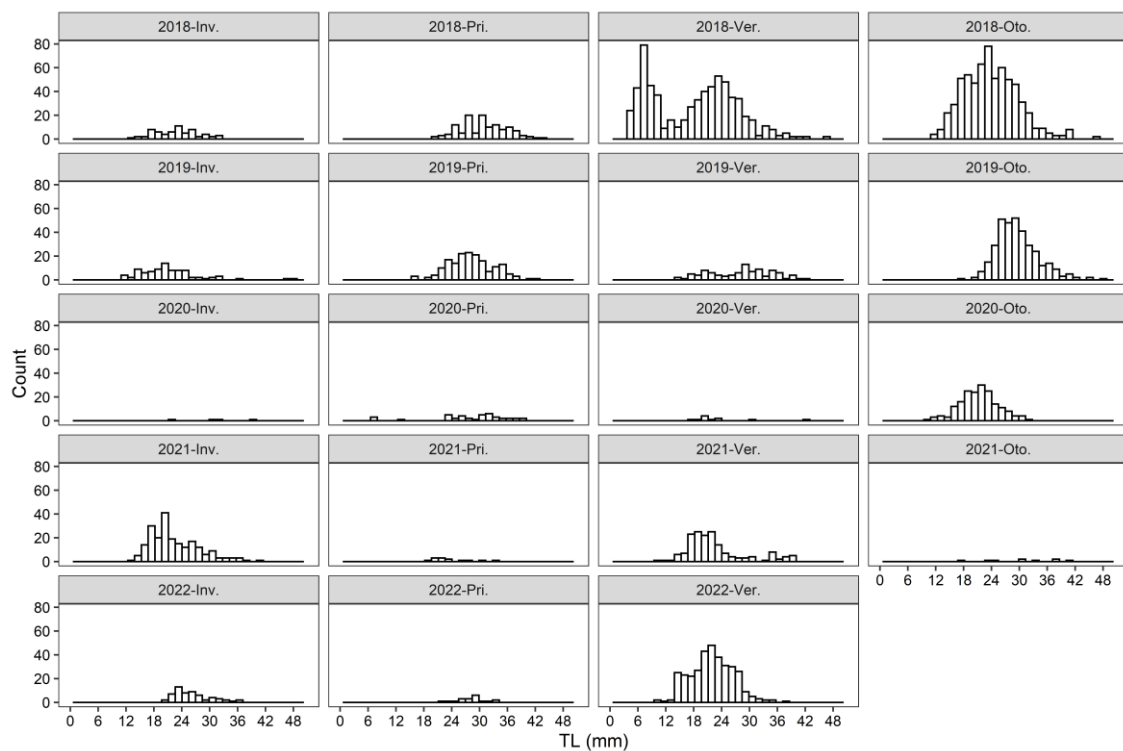


Figura 4.17. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *A. iberus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2022.

Dicentrarchus labrax (Lubina)

Los ejemplares adultos de esta especie muestran por lo general un comportamiento demersal (puede alcanzar profundidades de hasta 100m en el Mar Mediterráneo) aunque se considera una especie más abundante en aguas relativamente someras. Se encuentra asociada a estuarios, lagunas costeras y ocasionalmente puede estar presente en tramos bajos de ríos (Lloris, 2002). Por lo general, en el Mar Menor describe un comportamiento migratorio, adentrándose en la laguna los ejemplares procedentes del Mediterráneo para realizar el desove durante los meses de invierno. Los huevos son liberados directamente en la columna de agua y dispersados por las corrientes. Tras su eclosión, los alevines desarrollan su primera etapa de vida en aguas poco profundas, donde encuentran alimento y refugio. En las áreas someras del Mar Menor, el reclutamiento de sus estadios juveniles se concentra en los meses de primavera. 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. Se considera una especie piscívora, aunque en sus fases más juveniles se alimenta principalmente de crustáceos y otros invertebrados (Smith, 1990).

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. Su frecuencia de aparición oscila por lo general entre el 25% y 50% (Fig. 4.18). Su presencia es residual en el resto de las estaciones del año. No se han observado fluctuaciones interanuales muy marcadas, si bien es cierto que durante la primavera de 2018 su presencia en las áreas someras de la laguna resultó muy inferior a la registrada en el resto de los años analizados.

En cuanto a su abundancia, *Dicentrarchus labrax* es una especie escasa en las áreas someras, con una abundancia relativa en primavera inferior a 2 ind./100m² (Fig. 4.19). No obstante, en la única réplica de primavera del periodo de referencia (2002-2004), la especie mostró una abundancia superior, aunque con valores por debajo de 5 ind./100m².

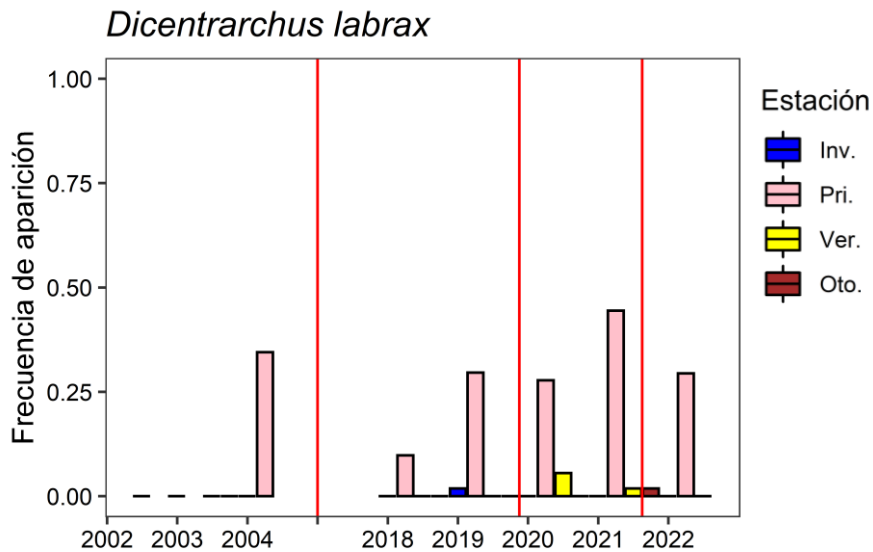


Figura 4.18. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *D. labrax* en las áreas someras del Mar Menor. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

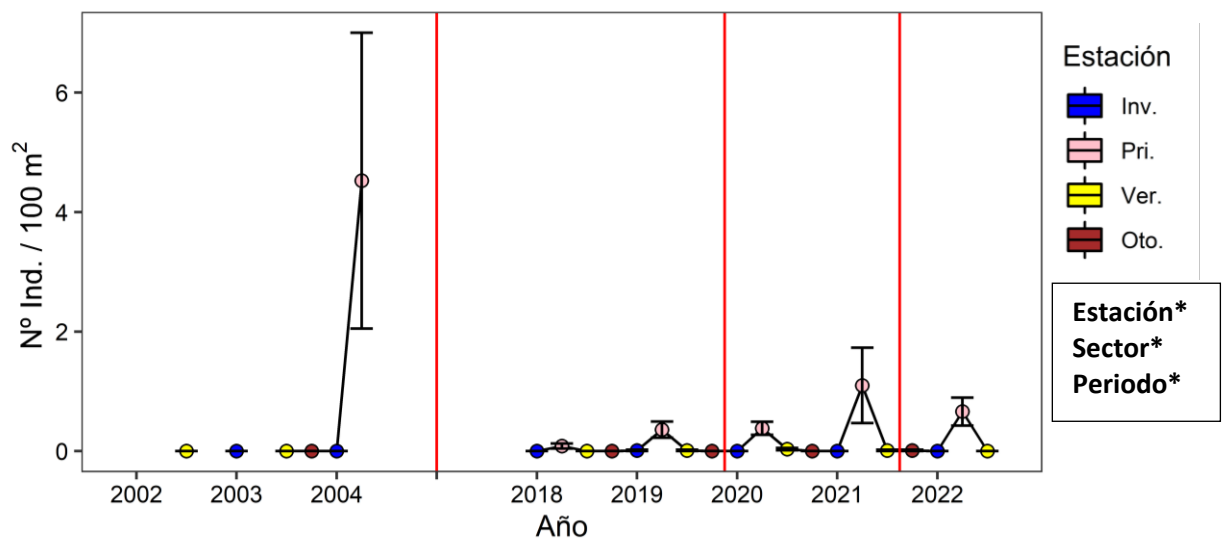


Figura 4.19. Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *D. labrax*. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación* + *Sector* + *Periodo/Año*. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

Acordea lo observado en los análisis de frecuencia de aparición y de abundancia, la especie se encuentra representada de forma casi exclusiva por individuos juveniles (0+) que se asientan en las áreas someras durante la estación primaveral (Fig. 4.20). Las tallas predominantes oscilan entre 14 y 36 milímetros de longitud total (TL). No se detectan cambios interanuales en su estructura de tallas.

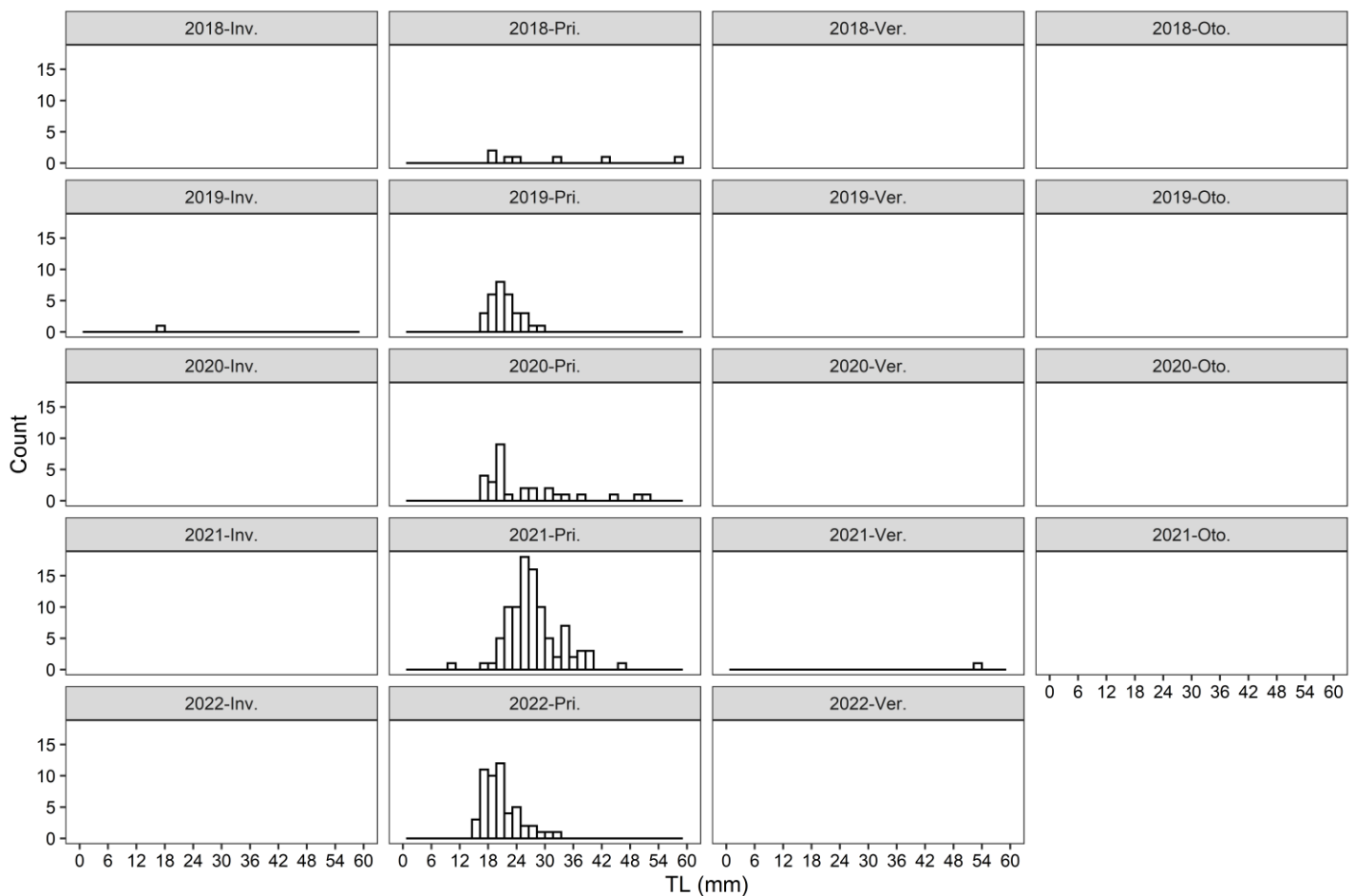


Figura 4.20. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *D. labrax* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2022.

Engraulis encrasicolus (Boquerón)

Especie gregaria que forma grandes cardúmenes principalmente en zonas marinas y oceánicas. Sin embargo, dado su carácter eurihalino es frecuente su presencia en estuarios y lagunas costeras, principalmente en fechas cercanas a su época de desove (primavera-verano) (Whitehead et al., 1988). Su desove es continuo y múltiple a lo largo del periodo reproductor. Los huevos son liberados directamente a la columna de agua, donde flotan y se dispersan a la deriva hasta su eclosión. Debido a su alimentación planctívora, esta especie se ve atraída por la alta disponibilidad de alimento en las desembocaduras de ríos y ramblas tras fenómenos de lluvias torrenciales, alcanzando elevadas densidades (Lloret et al., 2004). Dado el elevado volumen de agua rica en nutrientes que en los últimos años ha llegado a la cubeta oeste del Mar Menor, fruto del excedente de regadío, la subida del nivel freático y las lluvias torrenciales acontecidas, esta especie ha descrito marcadas irrupciones en la laguna. En ocasiones, se han detectado bancos mixtos junto a *Sardinella aurita*, especie también planctívora pero que ha mostrado densidades muy inferiores.

Durante el periodo de referencia (2002-2004) la especie aparece ocasionalmente en las áreas someras del Mar Menor. Sin embargo, aunque con una baja frecuencia de aparición, la especie ha incrementado y mantenido su presencia desde 2018 en adelante, a excepción de estaciones puntuales. Este cambio en su frecuencia de aparición respecto a las condiciones de referencia, podría estar relacionado por el efecto llamada que origina la entrada de agua dulce y nutrientes en la laguna (Fig. 4.21).

Respecto a la evolución temporal de la abundancia de *Engraulis encrasicolus* se detectaron cambios derivados de la estación, el sector y el anidamiento del año en el periodo (Fig. 4.22). De esta manera, la especie no mostró cambios asociados exclusivamente a los periodos definidos, pero sí a años concretos dentro de los mismos. Los meses otoñales pertenecientes al periodo previo a las mortandades y relativos al periodo en el que tienen lugar las mismas, reflejaron elevadas abundancias de la especie, asociadas seguramente a un elevado aporte previo de agua dulce y nutrientes, que actuaron atrayendo este taxón migrante y de carácter planctívoro. Futuros análisis que relacionen parámetros de la especie con variables de la cuenca vertiente tales, como el volumen de agua superficial y subterráneo mensual recibido, así como el volumen y naturaleza de nutrientes, podrían ayudar a entender con mayor precisión qué modula el éxito del reclutamiento de esta especie de interés comercial.

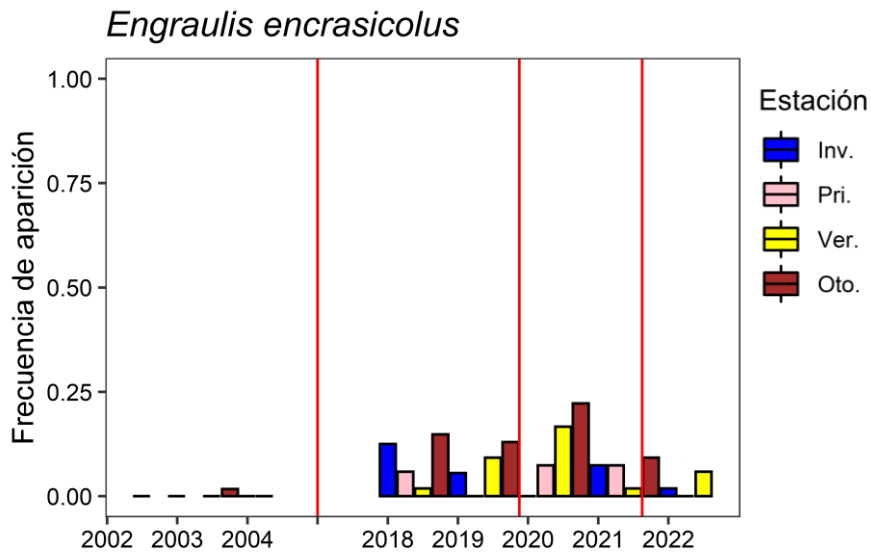


Figura 4.21. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *E. encrasicolus* en las áreas someras del Mar Menor. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

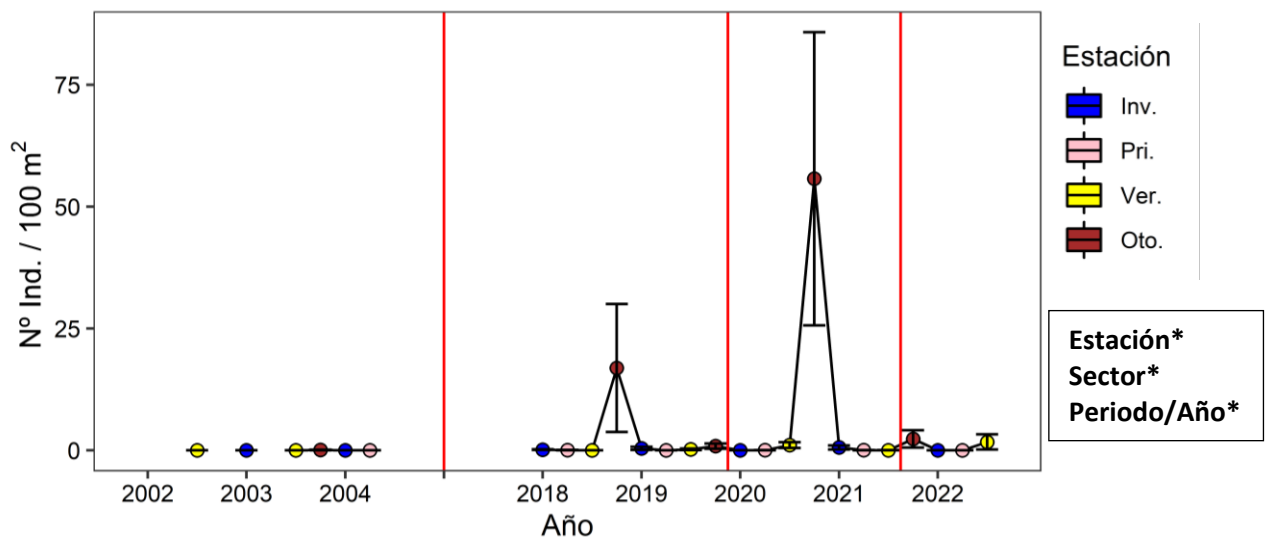


Figura 4.22. Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *E. encrasicolus*. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación* + *Sector* + *Período/Año*. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

Dada la diferencia en los patrones de abundancia estacionales, únicamente es posible orientar el estudio de la estructura de tallas a la estación otoñal (Fig. 4.23). La población de *E. encrasicolus* muestra marcadas diferencias en los

grupos de tallas predominantes en las diferentes campañas de muestreo de otoño. En este sentido, en 2018 la población se encuentra representada casi exclusivamente por ejemplares de tamaño superior a los 60mm. Sin embargo, en 2020 se diferencia un espectro de tallas predominante, caracterizado por ejemplares de entre 30mm y 50mm de longitud. Por último, cabe destacar que en 2021 casi la totalidad de los ejemplares capturados presentaron un tamaño inferior a 30mm.

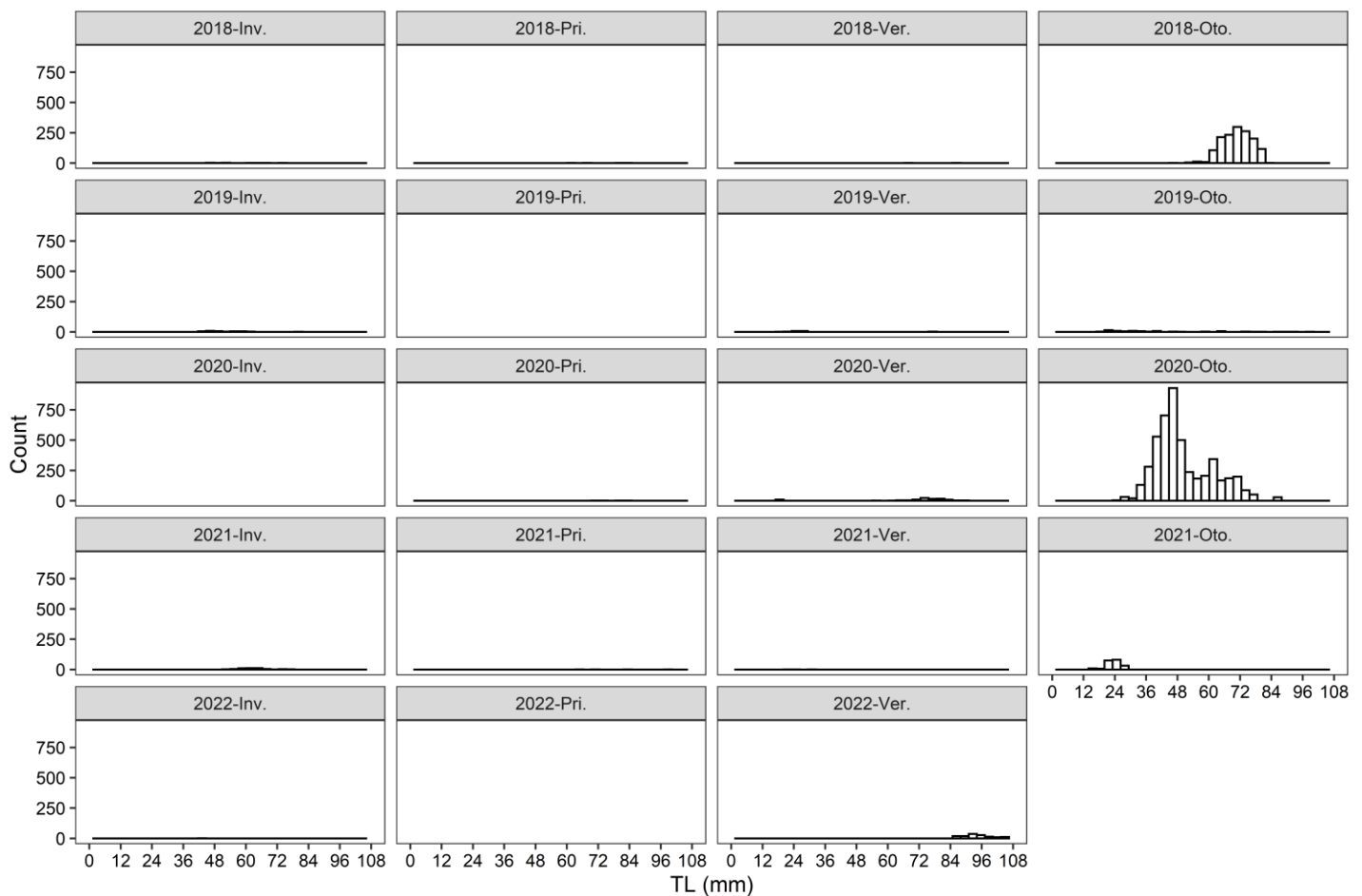


Figura 4.23. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *E. encrasicolus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2022.

Gobius cobitis (Gobio de roca)

Es uno de los gobios de mayor tamaño, pudiendo alcanzar los 27cm de longitud. Habita en zonas costeras poco profundas, generalmente inferiores a los 10m de profundidad. Se encuentra principalmente en hábitats con fondos rocosos, aunque puede ocupar charcas o humedales salabres próximos a la línea de costa (Maugé, 1986). Su presencia en las áreas someras del Mar Menor se asocia a sustratos duros o pedregosos, siendo frecuente su observación en el entorno de los cimientos de puertos deportivos o espigones. Se trata de una especie territorial y cuidadora, que adhiere sus huevos a piedras o restos de conchas de bivalvos u otros moluscos. Se alimenta principalmente de crustáceos y poliquetos, aunque en ocasiones puede hacerlo de algas verdes o larvas y juveniles de otros peces (Miller, 1986). Dado su elevado tamaño y territorialidad, puede ejercer una elevada presión de competencia sobre otras especies bentónicas residentes típicas de las orillas del Mar Menor (Verdiell-Cubedo et al. 2007).

En las áreas someras del Mar Menor la frecuencia de aparición de *Gobius cobitis* muestra una marcada estacionalidad (Fig. 4.24), siendo en términos generales más frecuente su presencia en las campañas de muestreo de verano y otoño, y más putual su ocurrencia durante el invierno y primavera. Si bien presenta marcadas fluctuaciones interanuales, la especie muestra una frecuencia de aparición inferior en el periodo de seguimiento sometido a eventos de mortandad respecto a los periodos de estudio previos.

En el análisis de cambios en la abundancia de *G. cobitis* se observó significancia estadística en todos los factores evaluados (estación, sector, periodo y año anidado en periodo) (Fig. 4.25). La especie mostraba abundancias más altas de manera general en el periodo de referencia (2002-2004), con valores superiores en el año 2003, sugiriendo la existencia de cambios interanuales en ausencia de condiciones eutróficas. En el periodo 2018-2019 la especie muestra valores inferiores, con un pico en otoño de 2019, previo a la primera mortandad. Aunque, serían esperables fluctuaciones interanuales en condiciones “normales”, este cambio parece atribuirse a una búsqueda de refugio de los ejemplares del centro de la laguna en las oxigenadas áreas someras. Posteriormente, en el periodo 2020-2022, en el que acontecen las mortandades masivas de peces, la especie muestra valores similares a los previos a otoño de 2019. Posiblemente, la afección directa por las mortandades, sumada a la pérdida de idoneidad de su hábitat de reproducción, ha tenido una repercusión sobre las poblaciones de esta especie y de otros góbidos. Este hecho podría deberse a la disminución de la disponibilidad de conchas y rocas en el fondo para la realización de las puestas de huevos. Esto sucede como consecuencia del incremento de la porción de

fango del sustrato, asociada al proceso de descomposición de restos vegetales por la mortandad de las praderas marinas del fondo lagunar.

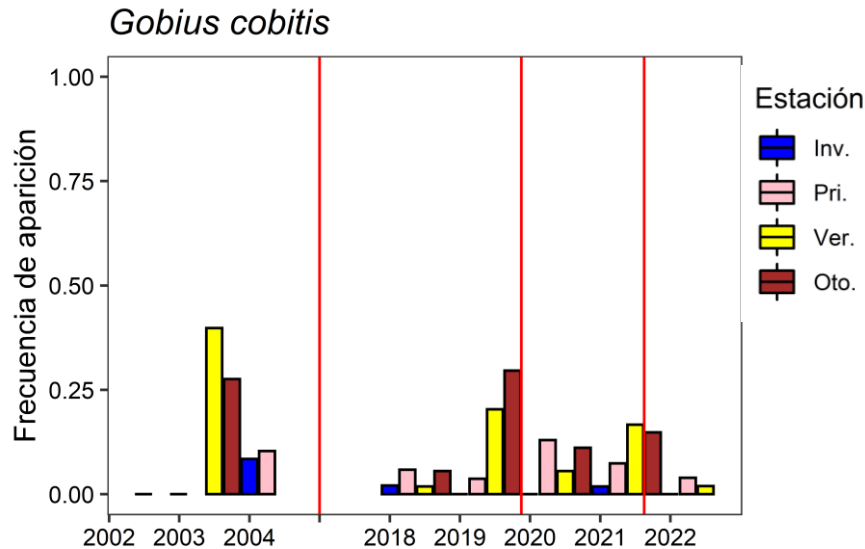


Figura 4.24. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *G. cobitis* en las áreas someras del Mar Menor. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

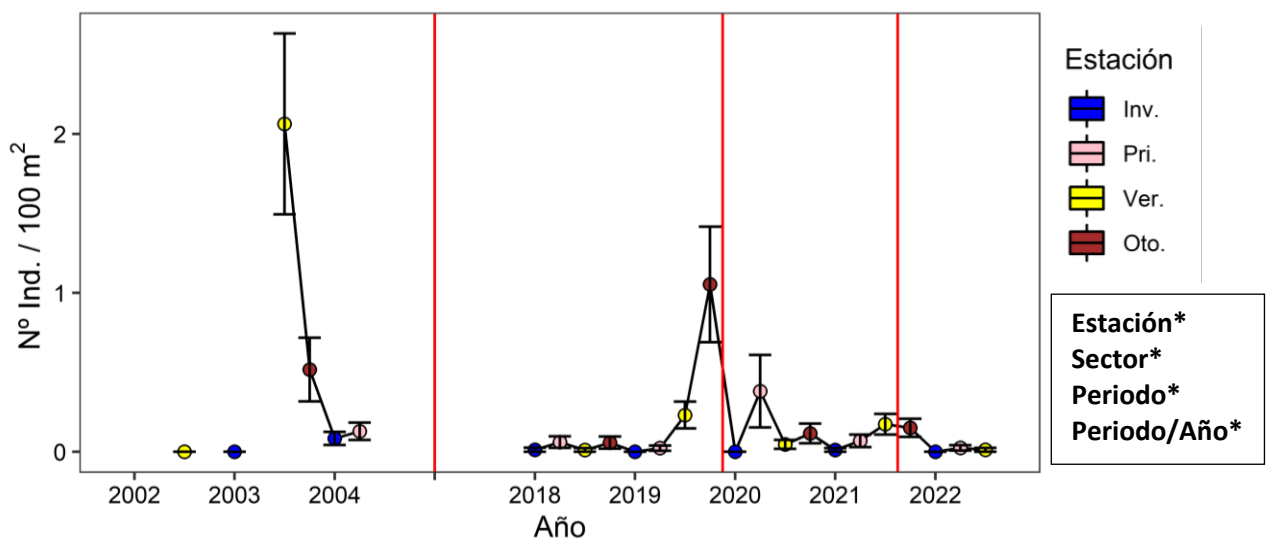


Figura 4.25. Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *G. cobitis*. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación* + *Sector* + *Período/Año*. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

El escaso número de ejemplares de esta especie capturados por campaña de muestreo dificulta la interpretación de su estructura de tallas (Fig. 4.26). No obstante, la población de esta especie en las áreas someras parece estar compuesta mayoritariamente por ejemplares superiores a 40mm de longitud total (TL). A pesar de ello, se aprecia un leve reclutamiento de ejemplares juveniles de menor tamaño en las estaciones de primavera. Por otro lado, y coincidiendo con las fechas previas al episodio de mortandad, destaca en otoño de 2019 una estructura de tallas de distribución normal, principalmente compuesta por ejemplares de entre 60mm y 100mm de longitud total.

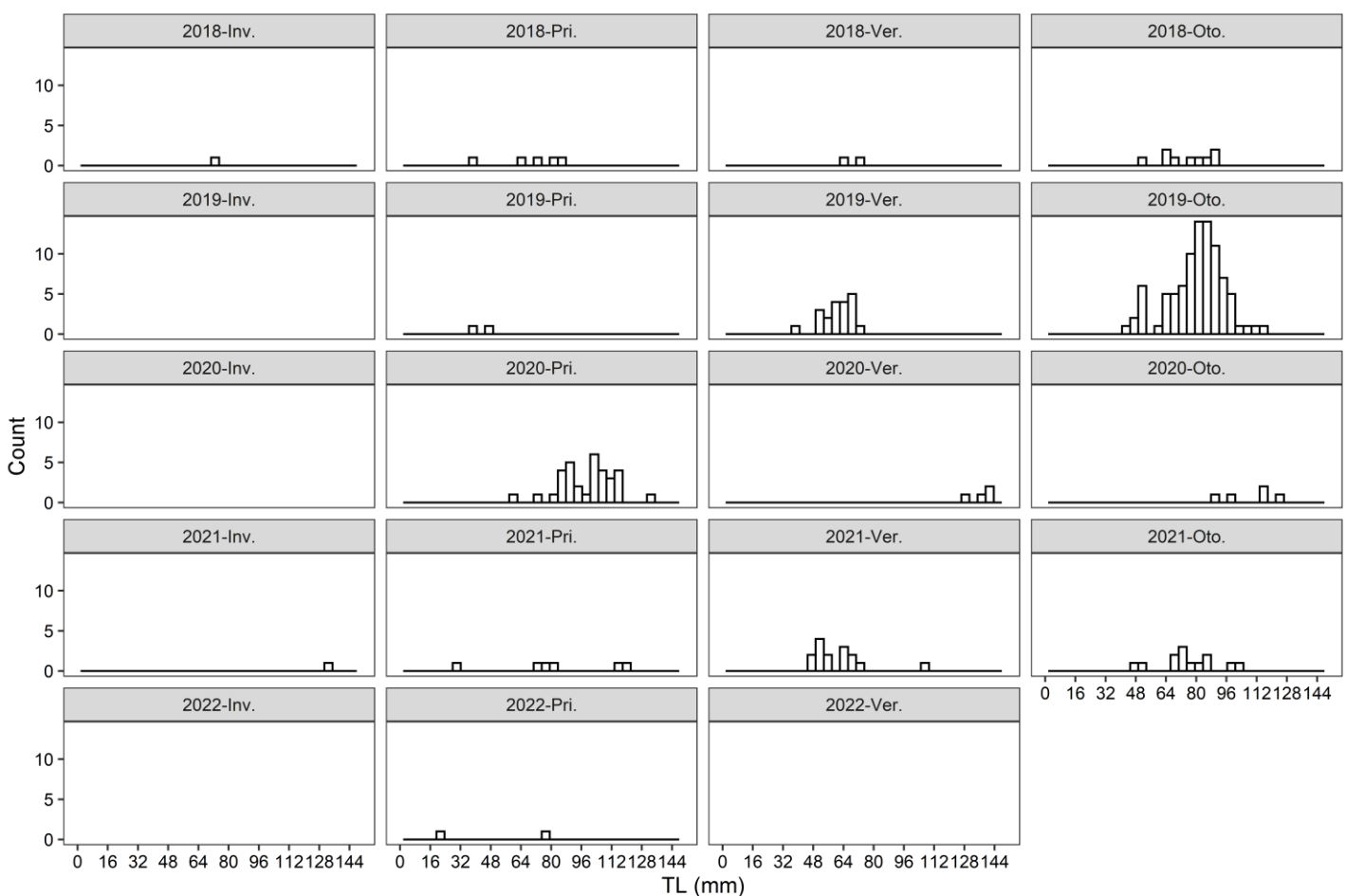


Figura 4.26. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *G. cobitis* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2022.

Gobius niger (Gobio negro; Chaparrudo)

Especie típica de lagunas, estuarios y zonas costeras, aunque puede llegar a habitar hasta 50-75 metros de profundidad. Por lo general, selecciona hábitats arenosos o con cierto contenido en fangos (Miller, 1986). En las orillas del Mar Menor se encuentra principalmente asociado a playas con cierta heterogeneidad de sustrato y con elevada granulometría, estando también presente en fondos tapizados por praderas marinas. Al igual que la mayoría de góbidos, se caracteriza por su alta territorialidad, defendiendo aquellas zonas con alta densidad de rocas y conchas donde poder esconderse o sobre las que adherir sus huevos. La reproducción de esta especie se inicia a principios de primavera con la subida de las temperaturas. Su alimentación se basa fundamentalmente en invertebrados, aunque también pueden consumir peces de pequeña talla (Miller, 1986).

La evolución temporal de la presencia de esta especie en las áreas someras del Mar Menor ha estado sujeta a marcadas fluctuaciones entre los diferentes periodos de estudio abordados (Fig. 4.27). Aunque desde otoño de 2003 se observó una alta frecuencia de aparición en el periodo de referencia (2002-2004), en los primeros muestreos de la serie temporal ésta fue inferior al 5%. Igualmente, en el periodo de eutrofia previo a las mortandades la especie mostraba una presencia meramente anecdótica, que contrasta con su marcada representatividad en las áreas someras en las estaciones enmarcadas en procesos anóxicos. Durante el periodo de ejecución del presente proyecto (otoño 2021 – verano 2022) la especie también ha mostrado una elevada frecuencia de aparición.

En el análisis de la evolución temporal de la abundancia de *Gobius niger* se detectó significancia estadística en el sector, la estación y el anidamiento del año en el periodo (Fig. 4.28). Esto indica fluctuaciones promovidas por alguno de los años que componen el periodo. Así, en otoño de 2019 se detectó un notable incremento en abundancia, con valores superiores incluso a los de 2002-2004. De nuevo, en verano y otoño de 2021 se vuelve a repetir este aumento. La situación crítica, en términos de déficit de oxígeno, del centro lagunar durante estas campañas, sugiere que los incrementos poblacionales son fruto de la búsqueda de oxígeno en el área somera. Cabe destacar, que cuando esto no sucede, los valores de abundancia de las áreas someras son más bajos que en 2002-2004, al igual que en *G. cobitis*, siendo consistente con la hipótesis de una reducción en los hábitats de puesta de góbidos expuesta anteriormente.

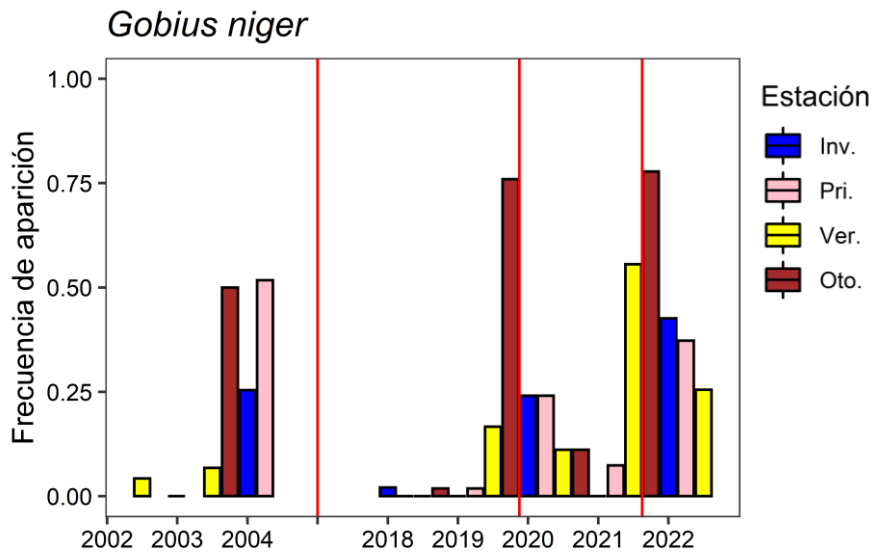


Figura 4.27. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *G. niger* en las áreas someras del Mar Menor. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

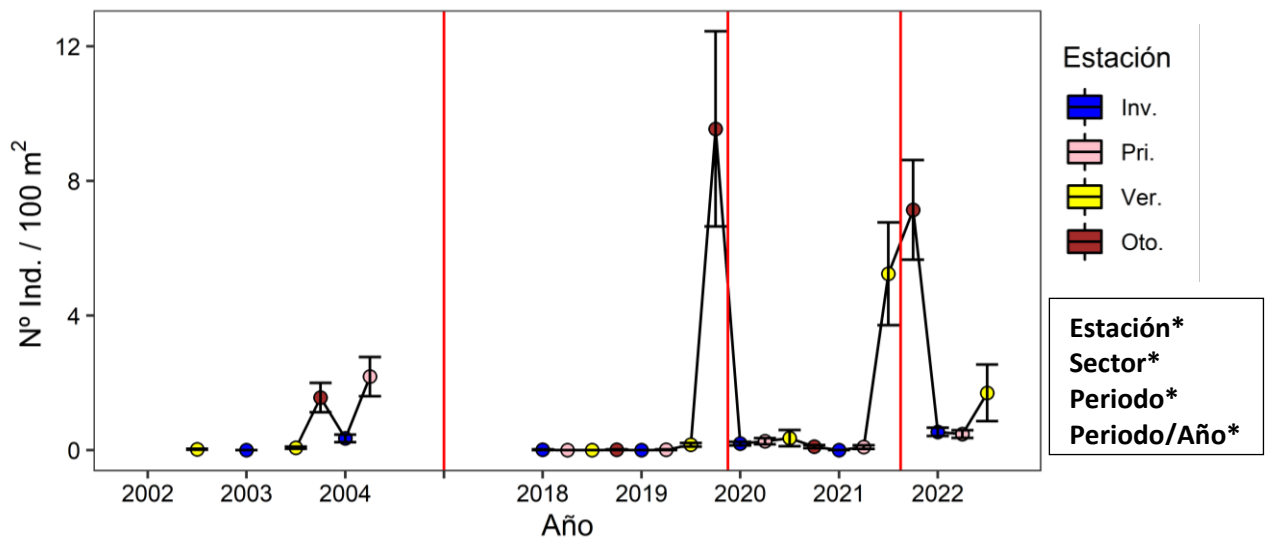


Figura 4.28. Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *G. niger*. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación* + *Sector* + *Periodo/Año*. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

El 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 el estado crítico de la laguna en los últimos años. No obstante, en verano de 2021 se aprecia una población dominada por cohortes de tallas juveniles (0+) (Fig. 4.29). Los diagramas relativos a los periodos otoñales bajo condiciones críticas de anoxia (2019 y 2021) muestran una distribución de tallas similar, en ambos casos balanceada hacia individuos de talla inferior a 50mm.

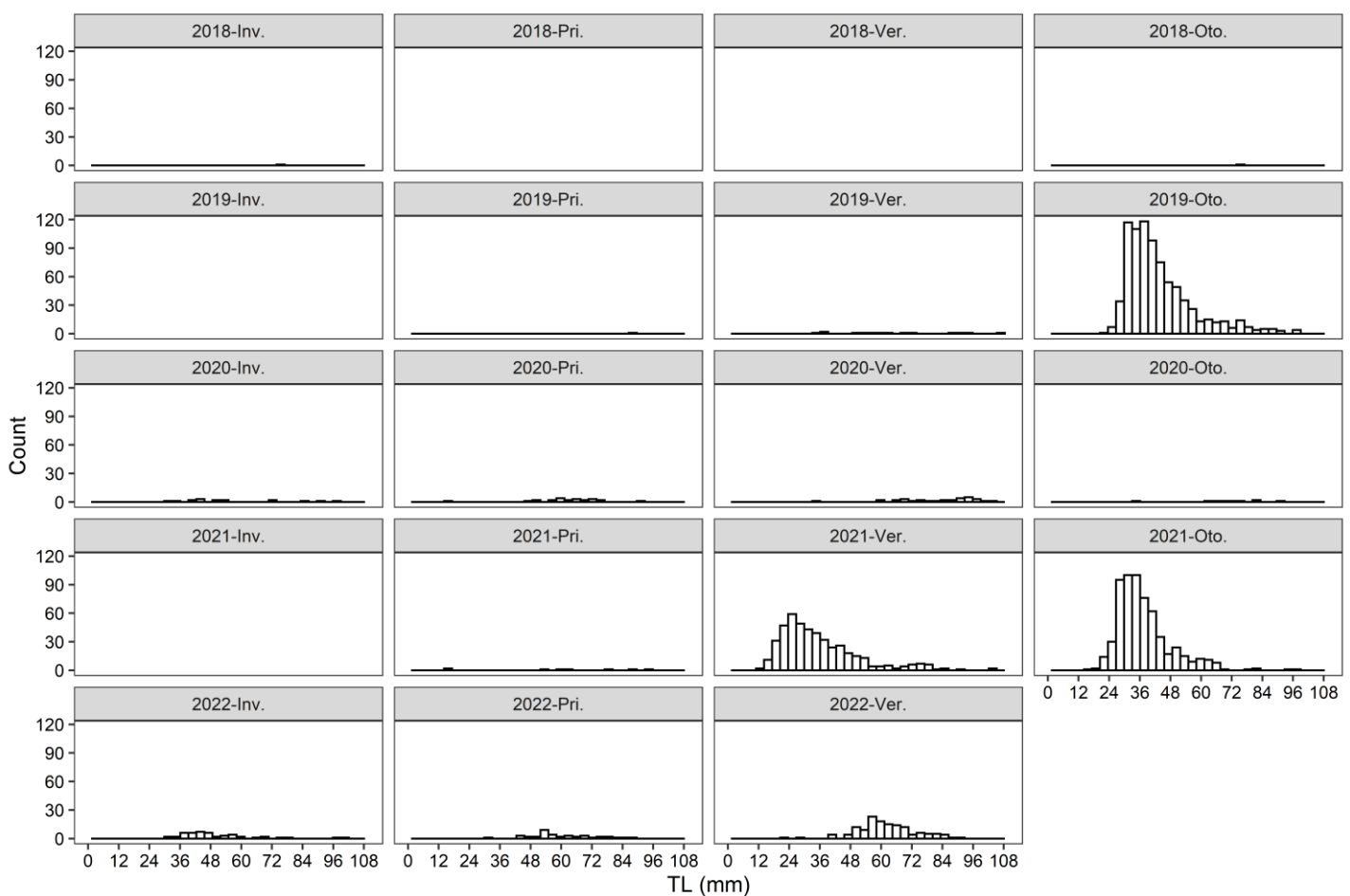


Figura 4.29. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *G. niger* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2022.

Pomatoschistus marmoratus (Zorrita, Gobio de arena)

Pomatoschistus marmoratus es una especie bentónica, eurihalina y zoobentívora -que se alimenta de pequeños invertebrados-, ampliamente extendida y con un carácter residente en los ambientes arenosos de las áreas someras del Mar Menor. Este gobio de arena muestra diferentes ciclos de vida en los ambientes de transición que habita, pudiendo desarrollar dos picos reproductivos a lo largo del mismo año, con ejemplares nacidos en el primero capaces de reproducirse en el segundo (Koutrakis et al. 2009; Fouda et al 1993; Mazzoldi & Rasotto 2001). En las áreas someras del Mar Menor, estudios previos describen el reclutamiento de nuevos alevines en la estación de verano (Verdiell-Cubedo et al. 2008). Cabe destacar también que se trata de una especie con un ciclo de vida corto (< 2 años) (Mazzoldi & Rasotto 2001) y muy sensible a la competencia con otras especies bentónicas de mayor tamaño (Verdiell-Cubedo et al. 2007).

La presencia de *Pomatoschistus marmoratus* en las áreas someras del Mar Menor se ha visto reducida respecto a los valores del periodo de referencia (2002-2004), cuando su frecuencia de aparición en los muestreos fluctuaba entre el 75% y 95% (Fig. 4.30). Sin embargo, desde el inicio del seguimiento, tras los primeros episodios de eutrofia, su ocurrencia describe variaciones estacionales e interanuales más marcadas, llegando a alcanzar mínimos próximos al 30% de frecuencia de aparición (primavera de 2022). Cabe destacar que de forma previa a los eventos de mortandad la especie incrementa su presencia en los muestreos, disminuyendo posteriormente de forma notable tras estos momentos de crisis. Esto refleja una expansión demográfica previa al cúlmén de las situaciones hipóxicas, que desencadenan la muerte de gran parte de la población y la consecuente reducción en su frecuencia de aparición.

En relación al análisis temporal de la abundancia de *P. marmoratus*, todos los factores fueron significativos (estación, sector, periodo y año anidado en periodo) (Fig. 4.31). Si bien el anidamiento del año al periodo refleja también fluctuaciones interanuales ajenas a los 3 periodos predefinidos, la especie ha sufrido un acusado descenso en comparación con el periodo de referencia (2002-04). Además, éste ha sido de mayor entidad incluso que en el resto de góbidos, ya que se trata de la especie que utiliza en mayor medida las áreas someras del Mar Menor. De nuevo, 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, podría explicar la situación actual de esta especie estrechamente relacionada con hábitats arenosos desnudos. Si bien la pradera

existente por encima de los 2 m de profundidad desapareció en 2016, la existente en las áreas someras parece incluso incrementar su representatividad, fruto de la sinergia entre una continua irradiación solar (menor incidencia de la turbidez desencadenada por la eutrofia) y el incremento en los niveles de nutrientes. Sin embargo, en determinadas campañas, como son las de otoño de 2019 y verano de 2021 (momentos previos a mortandades masivas), se ha detectado un incremento notable en la abundancia de *P. marmoratus* en las áreas someras, seguido de un acusado descenso tras los eventos críticos de mortandad. Esto refuerza la posibilidad de un efecto refugio de ejemplares procedentes del fondo lagunar, y/o un incremento en el esfuerzo reproductor, que finaliza con la muerte de gran parte de la población por la situación anóxica.

Particularmente, cabe destacar como las localidades con nivel de confinamiento 2, principalmente ubicadas en la cubeta oeste, reflejan un incremento de la abundancia de la especie previo a la mortandad de verano de 2021 más marcado que en el resto de localidades de muestreo (Fig. 4.32). Esto podría deberse a un incremento del esfuerzo reproductor derivado de su plasticidad reproductiva durante las situaciones críticas, así como a estar relacionado con un movimiento de ejemplares desde el centro de la laguna en busca de oxígeno, o a la suma o efecto sinérgico de ambos procesos. La especie ha mostrado en verano de 2022 valores similares a los observados en dicha estación en 2018, 2019 y 2020, quedando muy lejos de los reflejados en el periodo de referencia, fruto de la elevada sensibilidad que la especie ha mostrado ante los fenómenos de mortandad masiva. En cualquier caso, esta especie típica de las áreas someras del Mar Menor, y propuesta como **Vulnerable** en Robledano et al. (2006), se encuentra en una situación crítica en la actualidad.

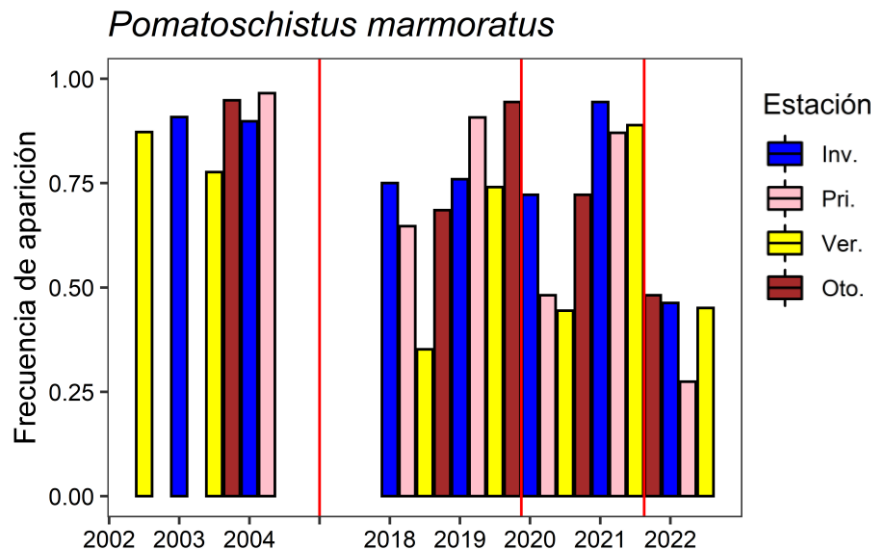


Figura 4.30. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *P. marmoratus* en las áreas someras del Mar Menor. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

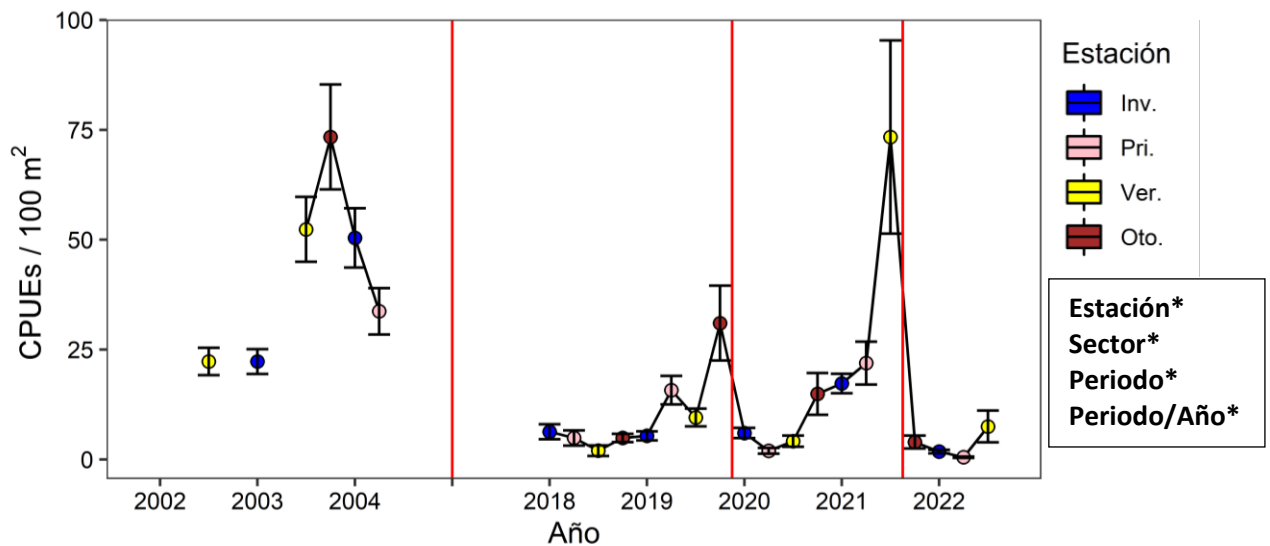


Figura 4.31. Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *P. marmoratus*. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación* + *Sector* + *Período*/Año. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

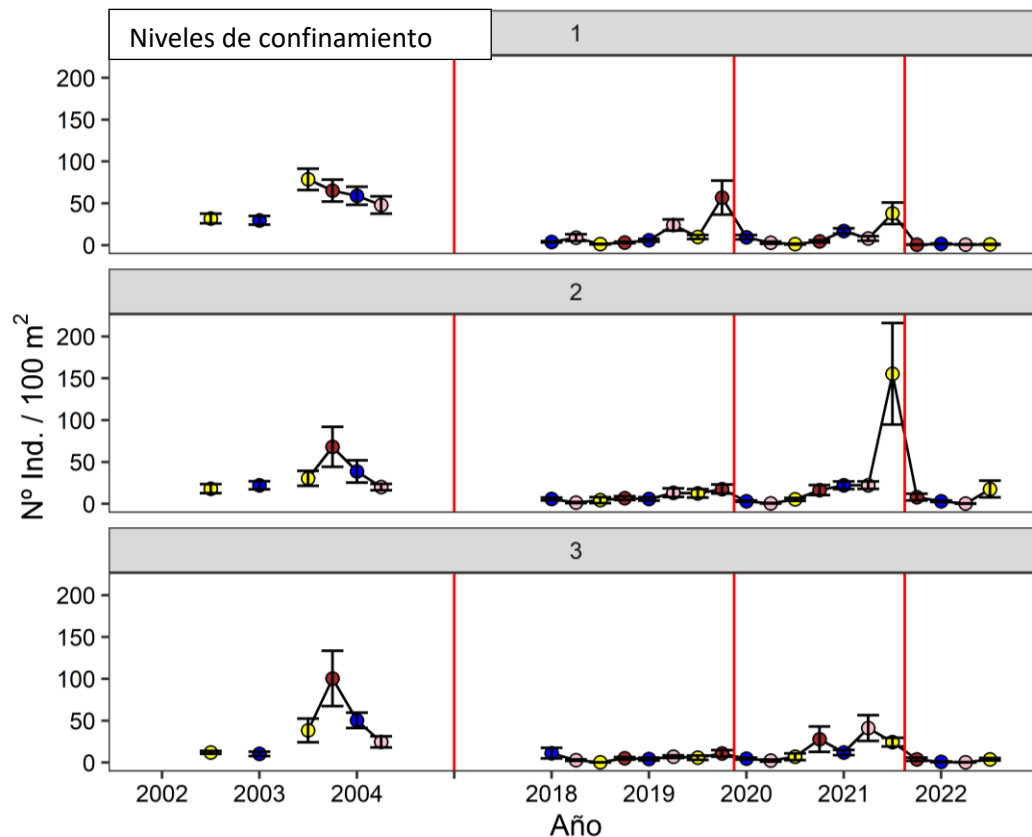


Figura 4.32. Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *P. marmoratus* en función del nivel de confinamiento. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación + Sector + Período/Año*. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

El análisis de la distribución de tallas de *P. marmoratus* debe ser interpretado con cautela, puesto que biológicamente es una especie susceptible de adoptar estrategias reproductivas alternativas para hacer frente a situaciones de estrés ambiental como la que sufre el Mar Menor. En términos generales, se observa un patrón común en las estaciones otoñales (Fig. 4.33), siendo mayoritariamente representada su población por ejemplares de tallas superiores a 24mm. Aunque Verdiell-Cubedo et al. (2008) describían el reclutamiento de los juveniles de la especie en la estación de verano, esta serie temporal larga y robusta permite concluir que las fechas de dicho reclutamiento fluctúan interanualmente, si bien tienden a centrarse 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. Este hecho incita a plantear un posible *boom* reproductivo como estrategia para hacer frente a la reiterada presión ambiental

sufrida; y/o al refugio de los ejemplares nacidos en zonas más profundas de la laguna, ya que en dichos ambientes la situación crítica comienza a fraguarse de manera previa a las mortandades masivas detectadas en orilla.

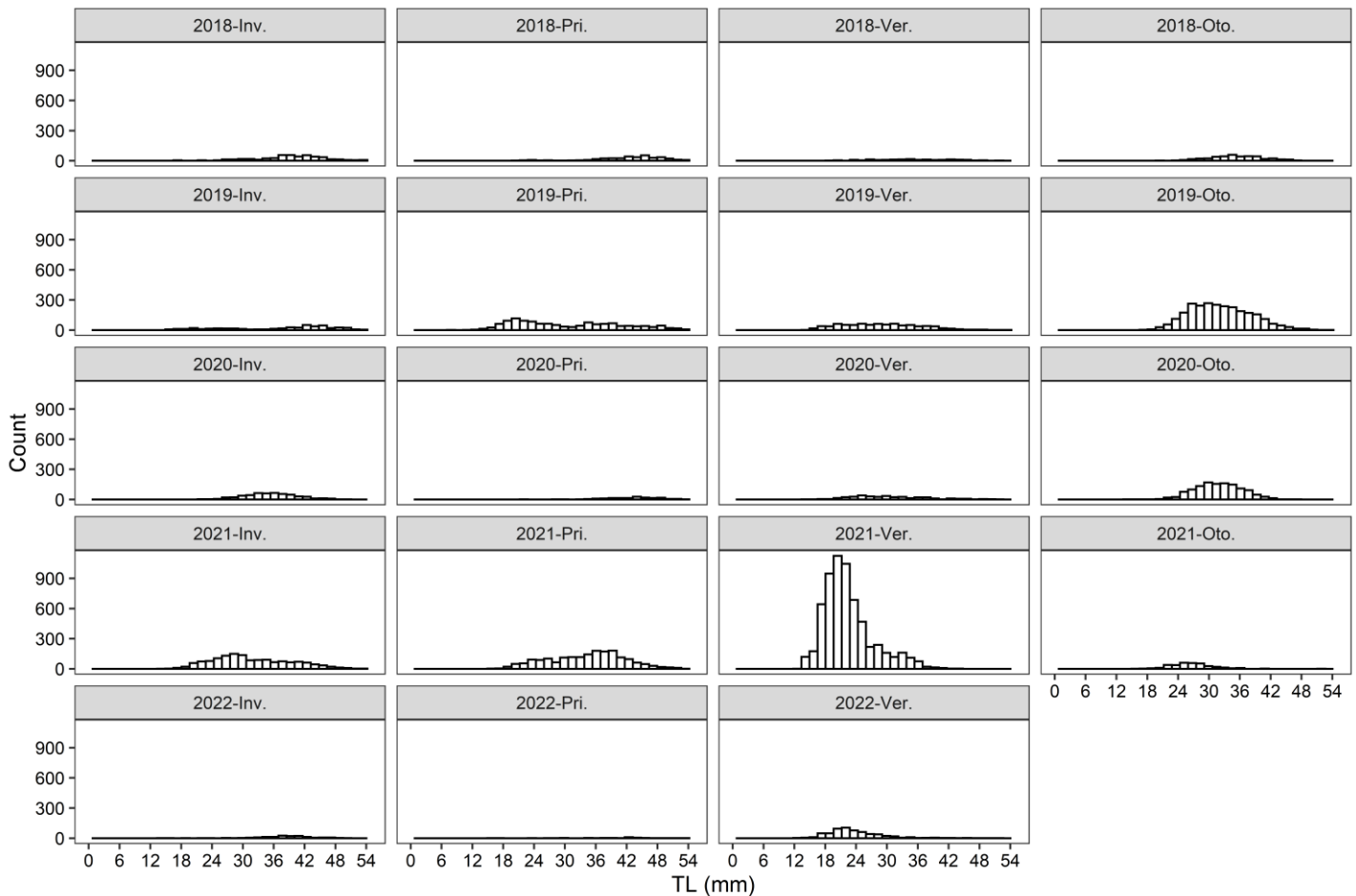


Figura 4.33. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *P. marmoratus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2022.

Famillia Mugilidae (Mugílidos)

Esta familia ampliamente distribuida a nivel mundial engloba multitud de especies, aunque la mayoría de ellas comparten rasgos biológicos y ecológicos. Habitan zonas costeras, estando muy asociados a lagunas saladas, esteros y estuarios, pudiendo algunas especies incluso adentrarse en los tramos bajos de cursos fluviales (Kottelat & Freyhof, 2007). En las áreas someras del Mar Menor han sido detectados juveniles de las seis especies citadas en la laguna (*Chelon saliens*, *Chelon auratus*, *Chelon labrosus*, *Chelon ramada*, *Mugil cephalus* y *Oedalechilus labeo*). De hecho, la mayoría de especies poseen un marcado carácter migrador, haciendo uso de lagunas costeras y aguas salabres para su reproducción, centrada ésta en los meses de verano y otoño. El tamaño de puesta para estas especies es en la mayoría de ocasiones de varios millones de huevos, que liberan directamente a la columna de agua. Por lo general, forman bancos de centenares e incluso miles de ejemplares, especialmente numerosos en el caso de estadios juveniles, los cuales se acercan a zonas poco profundas en busca de refugio. Se desplazan en la columna de agua o en superficie, aunque su alimentación tiene lugar principalmente en el fondo. Selecciona favorablemente hábitats arenosos o fangosos, próximos a la desembocadura de ríos o ramblas donde la disponibilidad de alimento es muy elevada. Su dieta se basa en detritos y algas, aunque también se alimentan de invertebrados, huevos de otros peces y plancton (Thomson, 1986). En el Mar Menor, las mayores densidades se detectan en las orillas de la cubeta oeste, atraídos por la llegada de agua dulce cargada de nutrientes y por la naturaleza más limosa de los fondos.

Las especies representantes de esta familia taxonómica en las áreas someras del Mar Menor muestran una elevada frecuencia de aparición, siendo *C. saliens* y *C. aurata* las especies que han mostrado mayor ocurrencia en los muestreos. También cabe destacar la presencia de juveniles de *M. cephalus* en los campañas de muestreo de otoño e invierno. En términos globales, los valores de frecuencia de aparición de mugílidos se han mantenido casi de forma constante por encima del 75% dentro de la serie temporal analizada (Fig. 4.34). Las diferencias interanuales y estacionales son mínimas, si bien es cierto que su presencia parece disminuir levemente en verano, momento en el que estas especies adquieren cierta talla, dejando de ser capturables con nuestro método de muestreo.

En relación a la abundancia de mugílidos, estos reflejaron significancia en todos los factores evaluados (estación, sector, periodo y año anidado al periodo). De esta manera, aunque existen notables fluctuaciones interanuales fruto de su carácter migrador, el periodo de referencia (2002-2004) y los

periodos relativos a las crisis eutróficas acompañadas de mortandades (2020-2022) reflejaron valores más altos que el periodo previo a dichos eventos (2018-2019) (Fig. 4.35). En el caso concreto de estos taxones, sería especialmente apropiado trabajar con diferentes variables descriptoras de la laguna (turbidez, clorofila, oxígeno disuelto, transparencia, temperatura, nitratos, nitritos, fosfatos, etc.) con una aproximación temporal y precisión espacial apropiadas, que permitan entender las condiciones que determinan el reclutamiento en áreas someras de estas especies con alto valor comercial, ya que actualmente no es posible establecer hipótesis consistentes con los resultados obtenidos. La interpretación de estas relaciones causa-efecto permitirían establecer unas líneas o criterios de gestión destinados a promover sus poblaciones, orientados a un mayor y sostenible aprovechamiento pesquero.

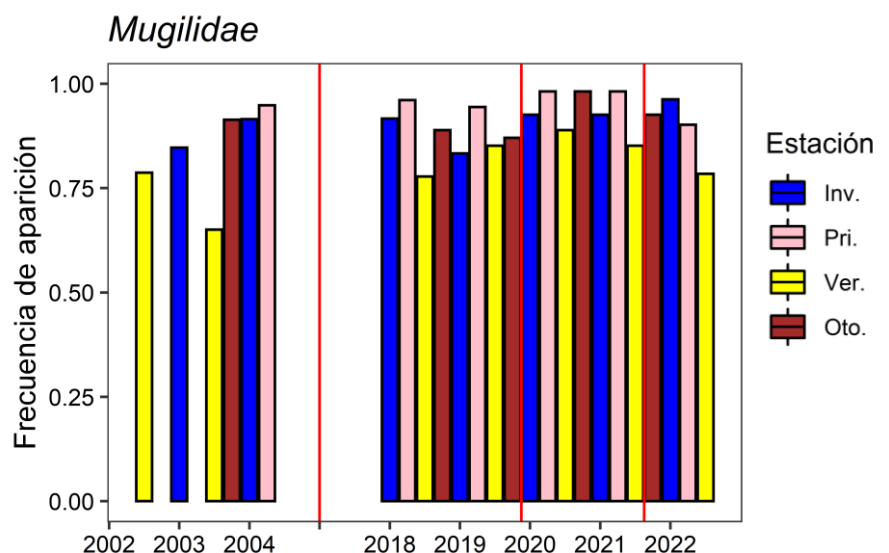


Figura 4.34. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de mugílidos en las áreas someras del Mar Menor. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

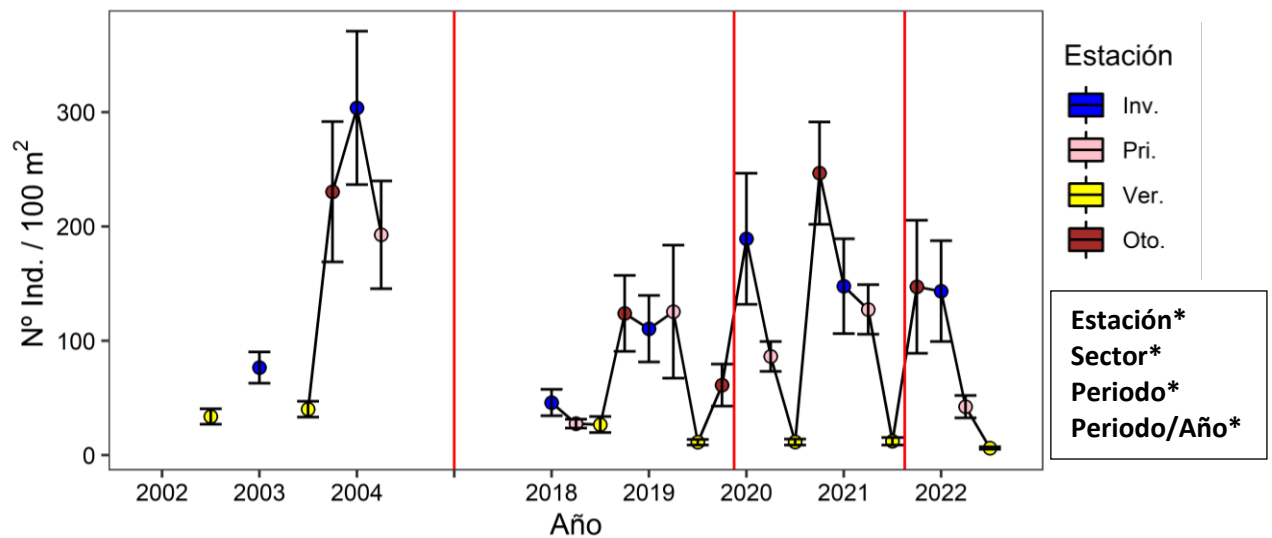


Figura 4.35. Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de la familia *Mugilidae*. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación + Sector + Período/Año*. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortalidad de praderas marinas de 2016, mortalidad de peces de 2019, mortalidad de peces de 2021).

La población de *C. saliens* en las áreas someras del Mar Menor se encuentra principalmente conformada por individuos juveniles, generalmente de talla inferior a 60mm (Fig. 4.36), hecho que tiene relación con su carácter migrador y el flujo de ejemplares adultos entre zonas más profundas de la laguna y el Mar Mediterráneo. El reclutamiento de la especie tiene lugar a partir de otoño, como así reflejan los picos de capturas de ejemplares de menor talla, extendiéndose su presencia en las áreas someras hasta el periodo primaveral del siguiente año, notándose un descenso acusado en las capturas en esta estación. En verano el reclutamiento de esta especie en las orillas de la laguna es mínimo. Por el contrario, no se observan grandes cambios interanuales en la distribución de tallas.

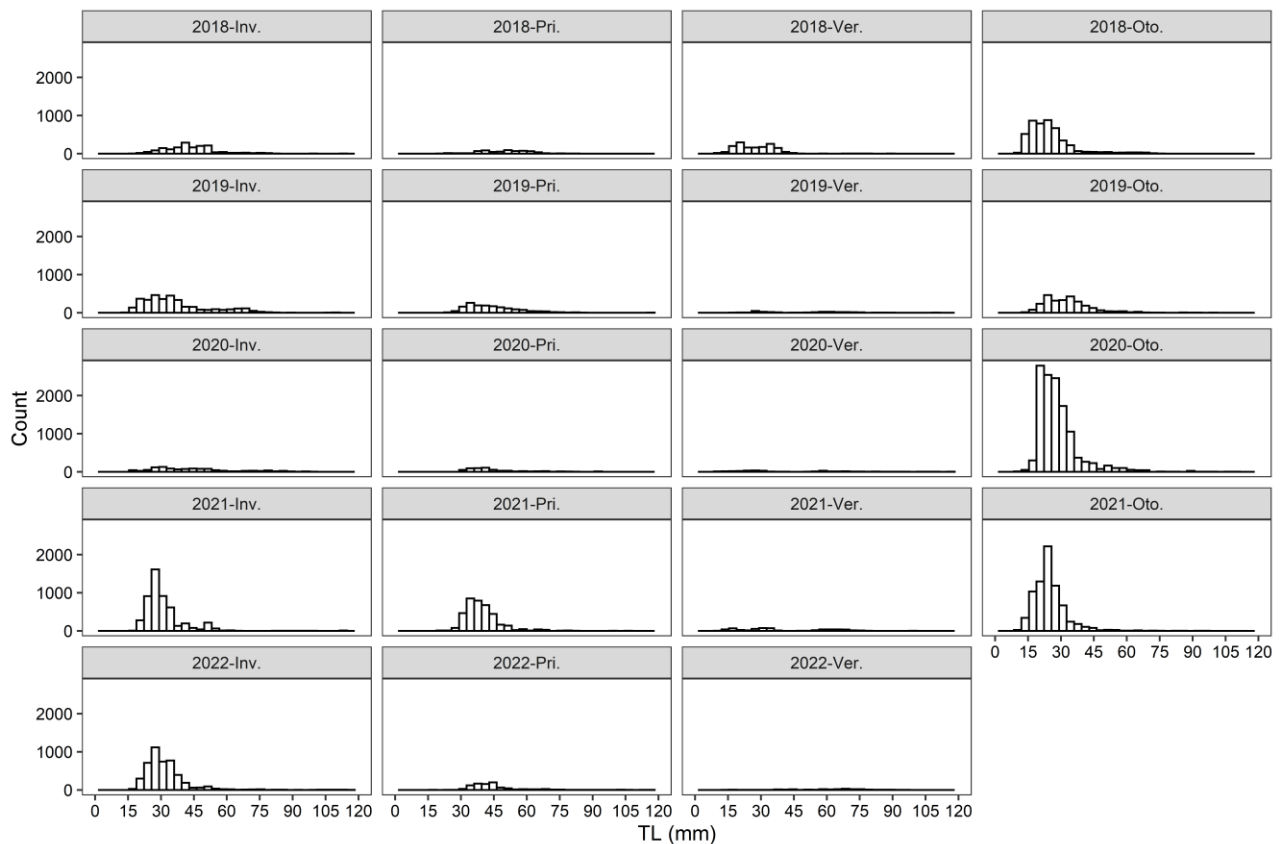


Figura 4.36. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *C. saliens* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2022.

Chelon auratus muestra un patrón similar a *C. saliens*, estando su población en las áreas someras conformada, casi de forma exclusiva, por ejemplares juveniles (0+) de talla inferior a 60mm (Fig. 4.37). Sin embargo, tras el desove de los ejemplares adultos dentro de la laguna, el reclutamiento de los juveniles en las áreas someras parece darse en un periodo de tiempo más reducido que en *C. saliens*, abarcando éste las estaciones de invierno y primavera, entre las que se observa como la estructura de tallas mantiene una distribución normal pero se desplaza con el tiempo hacia mayores tallas, reflejando así el crecimiento en las áreas someras de esta única cohorte invernal.

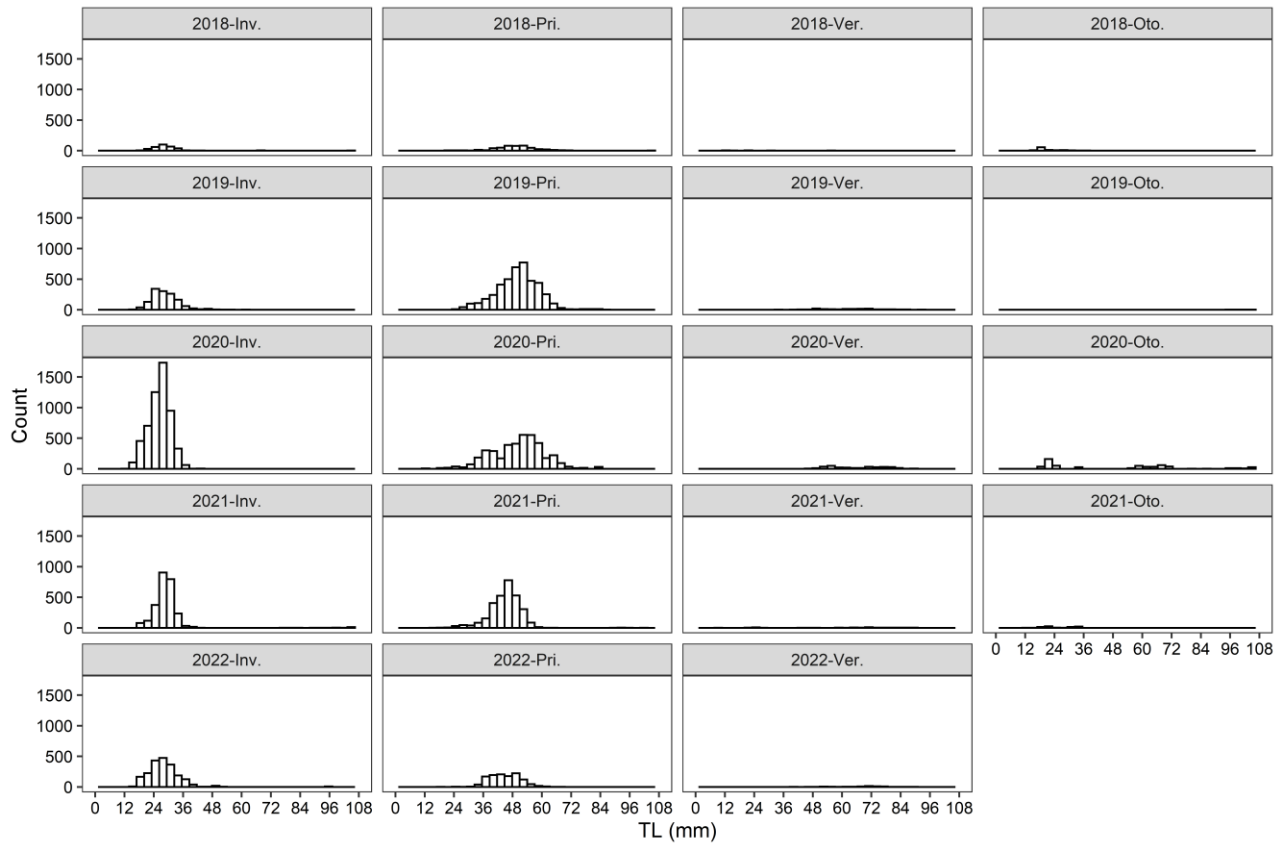


Figura 4.37. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *C. auratus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2022.

Syngnathus abaster (Aguja de río)

Syngnathus abaster es una especie emblemática, que al igual que el resto de peces pipa, despierta el interés de la sociedad en general. Muestra características eurihalinas, bentónicas, una alimentación zoobentívora y, a su vez, un carácter residente en la laguna del Mar Menor. La fuerte relación que reflejan estas especies con las praderas marinas, junto a la importancia de dichos ambientes, ha hecho en los últimos años corroborar su carácter indicador (Shokri et al. 2009; Scapin et al. 2016; Scapin et al. 2018). La aguja de río es una especie con un ciclo de vida corto, generalmente un año, aunque se han descrito hasta 4. Su reproducción tiene lugar entre los meses de primavera y otoño. El tamaño de puesta muestra una variación geográfica notable (entre 69 y 109 huevos). A su vez, como sucede en el resto de signátidos, dicha puesta es cuidada por el macho hasta su eclosión (Monteiro et al. 2017).

Esta especie se considera común en las orillas del Mar Menor, mostrando incluso durante el periodo 2018-2019 una frecuencia de aparición mayor al 75%, valores superiores a los registrados en el periodo de referencia (2002-2004) (Fig. 4.38). Sin embargo, desde el primer evento de mortandad, en octubre de 2019, su frecuencia de aparición ha descendido considerablemente, llegando en ocasiones a estar por debajo del 50%. En todos los periodos analizados, la especie tiene una mayor ocurrencia durante las estaciones de verano y otoño.

El análisis de la evolución temporal de la abundancia de *S. abaster* mostró como factores significativos el sector, la estación y el periodo. En el periodo 2018-2019 para esta especie se obtuvieron valores muy superiores a los detectados en el periodo de referencia (Fig. 4.39). El incremento de la superficie vegetada de las áreas someras supuso una ampliación del hábitat disponible para este signátido, altamente relacionado con dichos ambientes, repercutiendo positivamente sobre su abundancia. A su vez, la mortandad de praderas en las zonas profundas de la laguna podría haber forzado un desplazamiento de las poblaciones de estas áreas, como únicos ambientes que han mantenido las praderas, a pesar de las condiciones eutróficas, posibilitando un mayor incremento de los valores de densidad. No obstante, en la actualidad no podemos concluir este hipotético movimiento. Sin embargo, tras la primera mortandad, la especie mostró un notable decremento en las áreas someras, con valores próximos a los de 2002-2004. Aunque estas densidades eran normales en el periodo de referencia, el descenso drástico tras un episodio de mortandad, en el que numerosos ejemplares de la especie fueron detectados muertos (octubre de 2019), así como un paulatino descenso

en abundancia a lo largo de 2021-2022, ponen de manifiesto una situación crítica, al igual que sucede con otros taxones residentes típicos del ambiente somero. El pico de capturas obtenido en la última campaña de muestreo de verano (2022) mostró datos superiores a los dos veranos previos (2020 y 2021), siendo este incremento más patente en las localidades con nivel de confinamiento 1 (< 300 días) (Fig. 4.40). Este hecho puede estar relacionado con un marcado pulso reproductivo, un incremento del hábitat óptimo disponible, una búsqueda de refugio en estas zonas o al efecto sinérgico de algunos de estos factores.

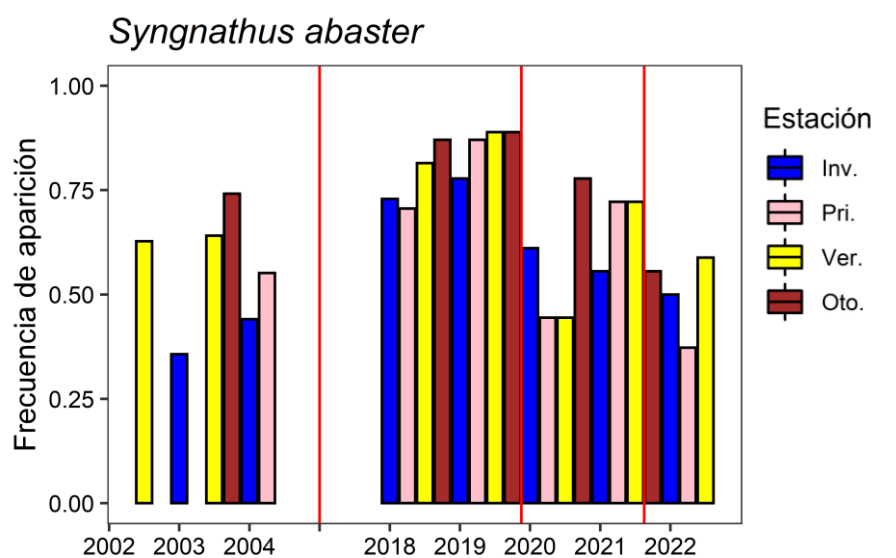


Figura 4.38. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *S. abaster* en las áreas someras del Mar Menor. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

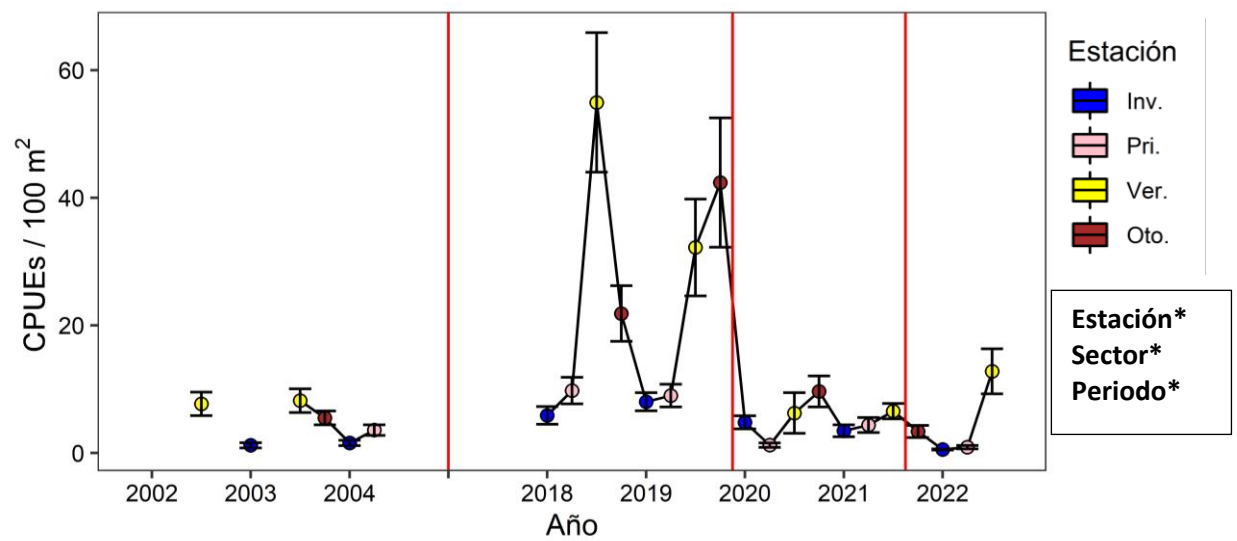


Figura 4.39. Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *S. abaster*. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación + Sector + Periodo/Año*. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

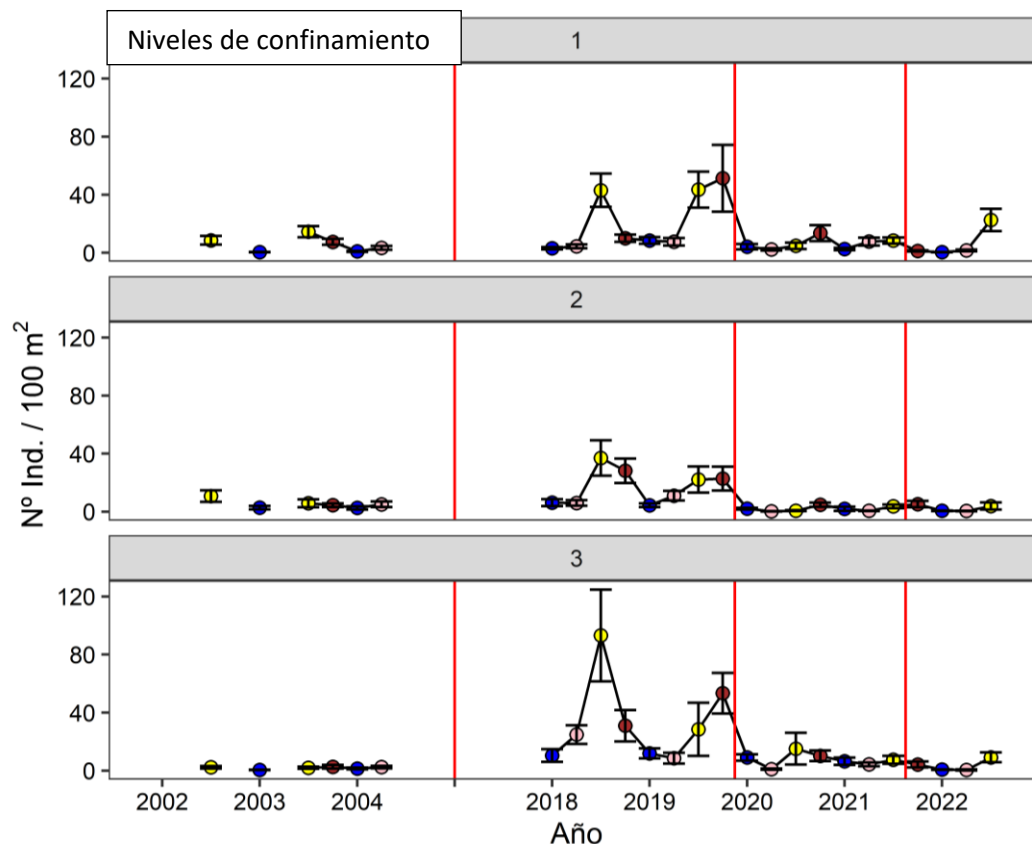


Figura 4.40. Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *S. abaster* en función del nivel de confinamiento. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación + Sector + Período/Año*. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortalidad de praderas marinas de 2016, mortalidad de peces de 2019, mortalidad de peces de 2021).

El estudio de la estructura de tallas de *S. abaster* refleja un patrón estacional similar para 2018 y 2019, previos a los eventos de mortalidad. En dichos años se observa como el reclutamiento de los ejemplares juveniles (0+) tiene lugar principalmente en primavera y verano, siendo por el contrario dominada la población de otoño e invierno por ejemplares de mayor talla. Tras los eventos de mortalidad destaca el reducido reclutamiento de ejemplares juveniles (0+), así como la mayor amplitud de la estructura de tallas durante verano y otoño, no observándose, para estas estaciones, una dominancia clara de ninguna de las cohortes existentes.

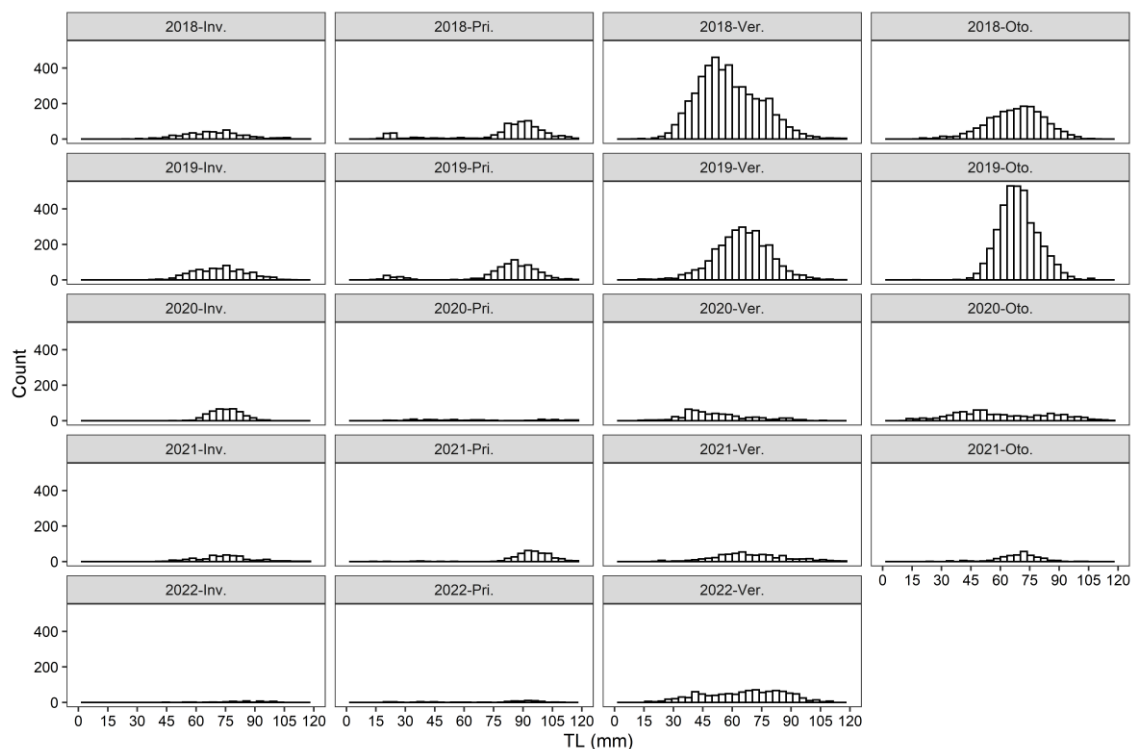


Figura 4.40. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *S. abaster* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2022.

***Syngnathus typhle* (Aguja mula)**

Syngnathus typhle es otro pez pipa presente en las áreas someras del Mar Menor, pero menos representativo de las mismas que *Syngnathus abaster*. Al igual que ésta, es una especie atractiva para la sociedad, que muestra fuertes relaciones con hábitats vegetados, pudiendo ser también un buen indicador de los mismos (Scapin et al. 2016; Scapin et al. 2018). Sin embargo, a diferencia de la aguja de río, se trata de una especie principalmente marina (no eurihalina), con un ciclo de vida más largo, que da lugar a ejemplares de tallas superiores que pueden alimentarse de invertebrados de mayor tamaño, e incluso de alevines de otras especies (Dawson, 1986). Estas diferencias podrían explicar su menor presencia en la franja litoral somera del Mar Menor, la cual selecciona principalmente cuando la temperatura incrementa, entre primavera y otoño, coincidiendo con la detección también de alevines.

En el periodo de referencia establecido (2002-2004) la especie se puede considerar escasa, con una frecuencia de aparición inferior al 10% (Fig. 4.41). Sin embargo, los datos aportados por el seguimiento desde 2018 muestran un marcado aumento de su ocurrencia en las áreas someras, con valores que llegan a superar en determinadas estaciones el 25%. Por otro lado, parece existir un patrón estacional claro en su frecuencia de aparición, siendo menos habitual su presencia durante el periodo invernal respecto al resto de campañas de muestreo. Por último, cabe destacar la alta frecuencia de aparición mostrada durante verano de 2022, llegando a aparecer en torno al 40% de los muestreos realizados.

Al igual que ha sido observado anteriormente en el análisis de la frecuencia de aparición de esta especie, su abundancia ha incrementado notablemente respecto al periodo de referencia (2002-2004). 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 (Fig. 4.42). Este hecho podría estar asociado a su mayor tamaño y capacidad de desplazamiento respecto al resto de signátidos característicos de la laguna. Así, esta especie podría estar ocupando el nicho vacío generado por las mortandades de otras especies. Del mismo modo, el incremento de la cobertura vegetal en la franja litoral de la laguna podría estar favoreciendo el asentamiento y mantenimiento de una mayor población de la especie. Por último, destaca su abundancia durante primavera y verano de 2022, estaciones en las que alcanza valores muy superiores a los observados previamente. Estos datos ponen de manifiesto la necesidad de un seguimiento de esta especie en futuros proyectos que se realicen con la ictiofauna litoral de esta laguna.

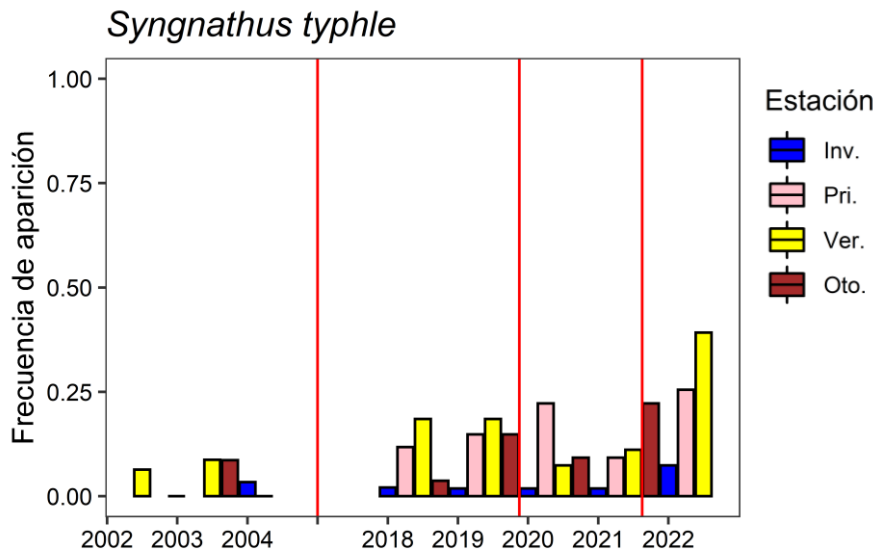


Figura 4.41. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *S. typhle* en las áreas someras del Mar Menor. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

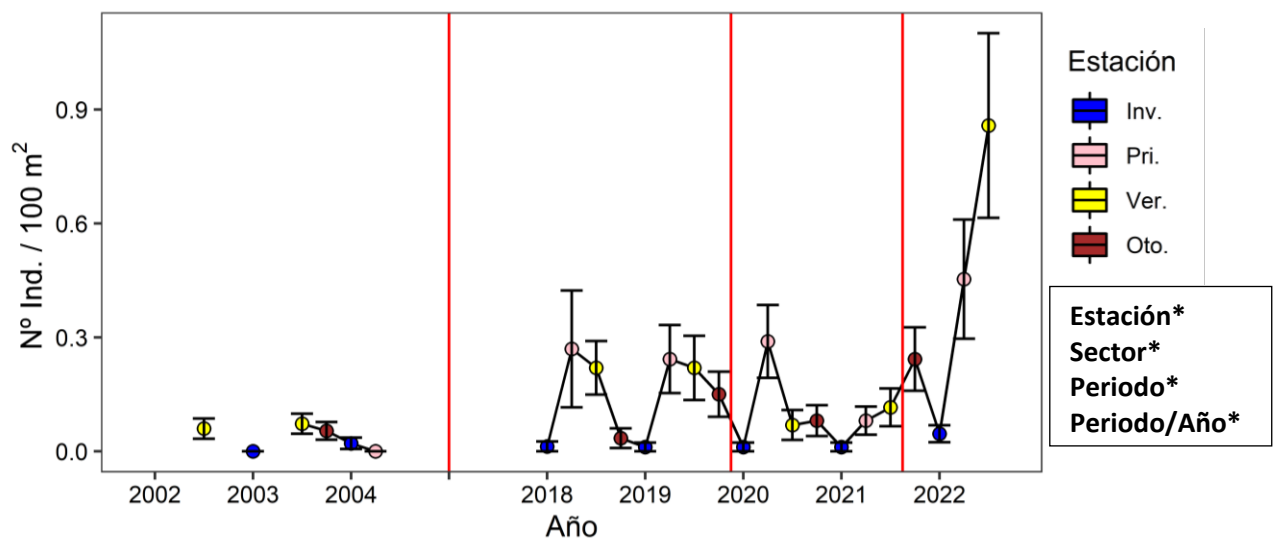


Figura 4.42. Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *S. typhle*. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación* + *Sector* + *Periodo/Año*. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

El 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. No obstante, durante el periodo primaveral se observa cierto reclutamiento de ejemplares de tallas inferiores a 60mm, mostrando por el contrario su estructura de tallas una distribución normal previa a la estación de verano (Fig. 4.43). Por otro lado, cabe destacar un aparente pico de reclutamiento de ejemplares juveniles en otoño de 2022, tras la mortandad acontecida meses antes, apoyando este hecho la hipótesis de ocupación de nicho vacío anteriormente comentada.

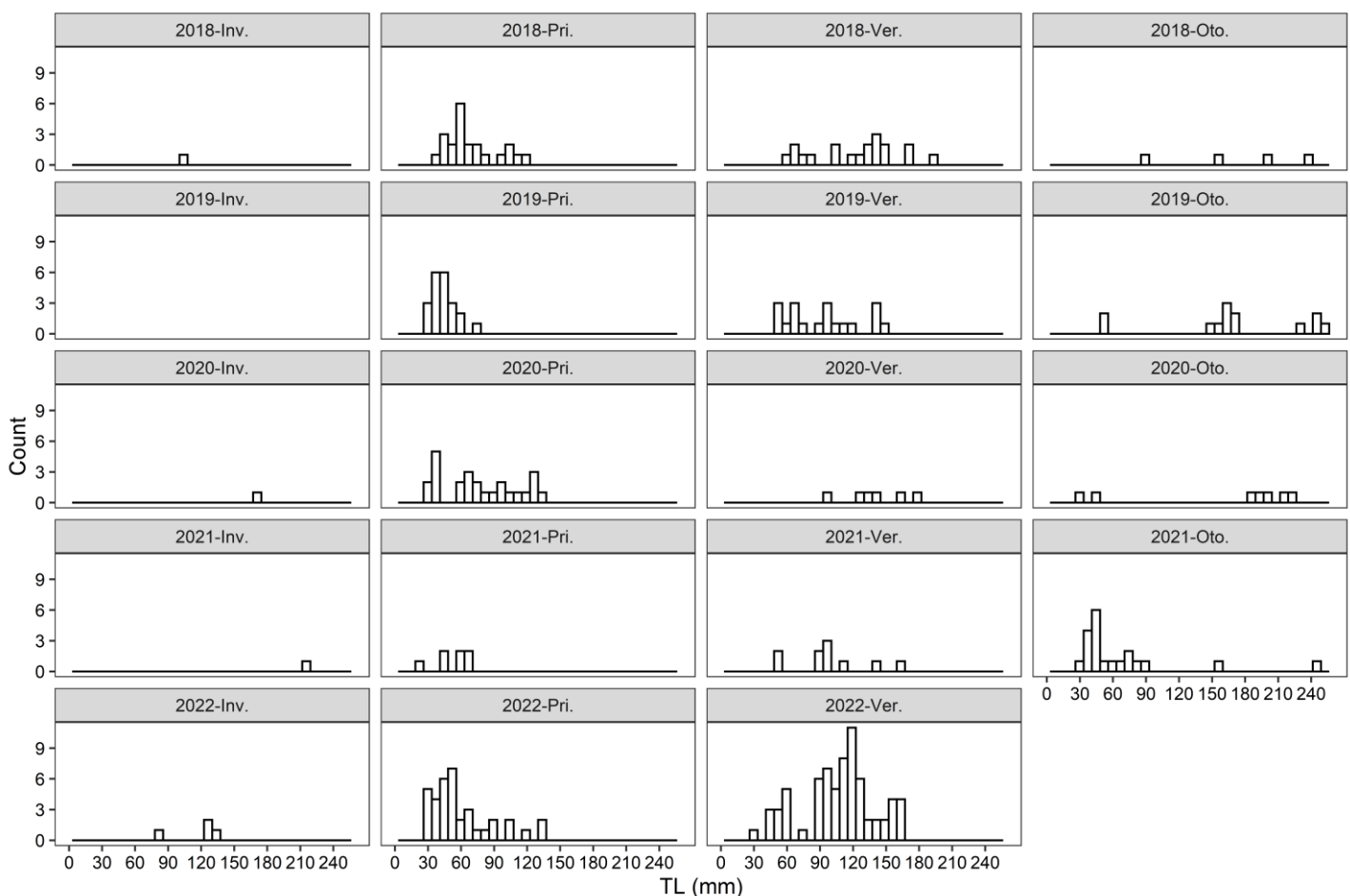


Figura 4.43. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *S. typhle* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2022.

Hippocampus guttulatus (Caballito de mar)

El caballito de mar es el singnátido más emblemático de la laguna, generando un interés muy significativo entre la población. Se trata de una especie de aguas marinas y salobres, zoobentívora -que se alimenta de pequeños invertebrados- y ligada a fondos rocosos y praderas marinas (Lourie et al. 1999). En el Mar Menor tiene un carácter residente, si bien solo usa las áreas someras en verano y otoño. Pese a que en datos de ictioplancton su abundancia es la superior dentro de su familia (Quispe-Becerra 2014), en áreas someras ha mostrado siempre cifras inferiores a las de *Syngnathus abaster* y *Syngnathus typhle*, aspecto que podría deberse a la escasez de fondos rocosos seleccionados por la especie. Cabe destacar que se trata de una especie con una marcada fidelidad al territorio seleccionado, un reducido *home-range* y una baja capacidad de movimiento, lo que la hace especialmente vulnerable al deterioro de los ecosistemas que habita (King and Mcfarlane, 2003).

Este signátido con destacado interés de conservación entre la ictiofauna que habita el Mar Menor, muestra en los periodos analizados dinámicas muy dispares en cuanto a su presencia y distribución se refiere. Al igual que el resto de signátidos estudiados, su frecuencia de aparición en el periodo previo a las mortandades (2018-2019) se ve notablemente incrementada respecto al periodo de referencia (Fig. 4.44). Además, el estudio de su distribución reflejó una expansión de la misma a lo largo de las orillas de la laguna, como así indica el aumento de su presencia a nivel de localidad (Fig. 4.45). En este sentido, la figura 4.46 refleja como la presencia de *Hippocampus. guttulatus* se hizo más notable en las zonas con menor nivel de confinamiento (< 300 días), coincidiendo éstas con las cubetas Norte y Este de la laguna. Sin embargo, tras el evento de mortandad de otoño de 2019 la especie dejó de capturarse en las áreas someras, hecho que se mantiene hasta la fecha y que ha generado cierta preocupación entre el equipo de investigadores que desarrollan el presente proyecto.

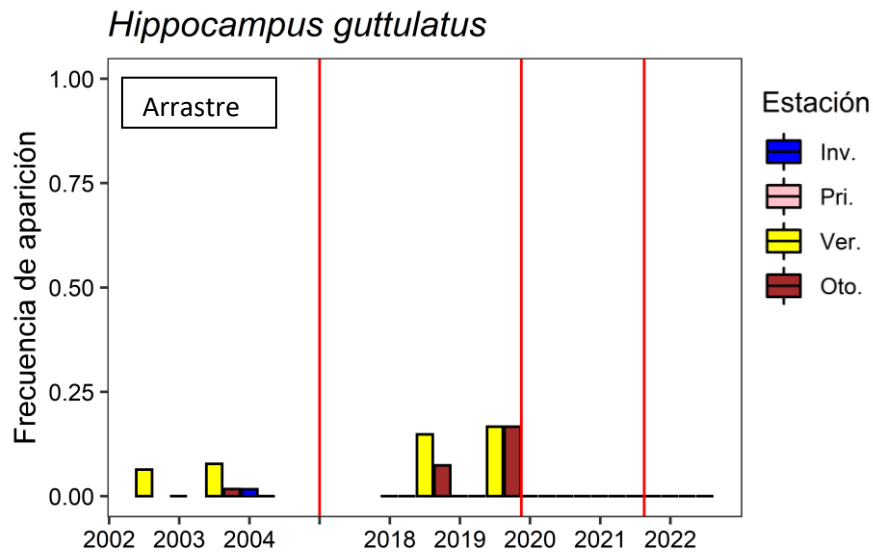


Figura 4.44. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *H. guttulatus* en las áreas someras del Mar Menor. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

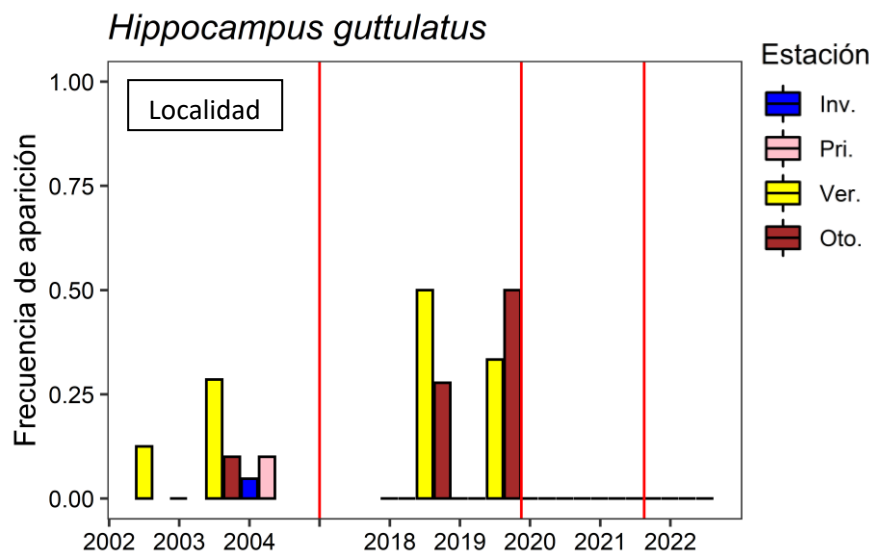


Figura 4.45. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por localidad de *H. guttulatus* en las áreas someras del Mar Menor. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

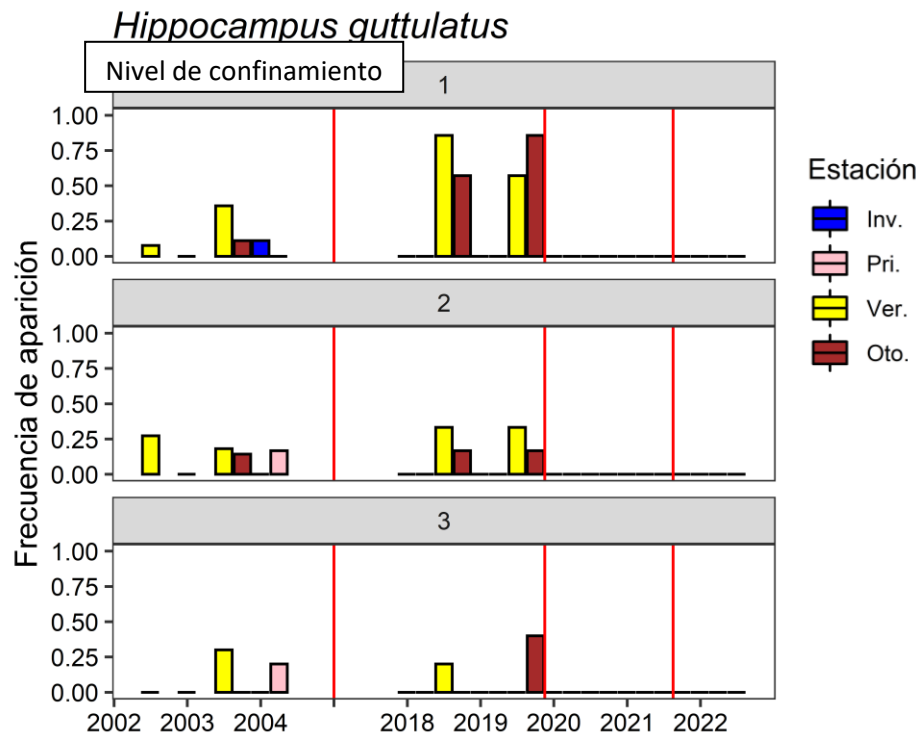


Figura 4.46. Evolución temporal de la frecuencia de aparición, por localidad y nivel de confinamiento, de *H. guttulatus* en las áreas someras del Mar Menor. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

En ninguno de los periodos analizados, la especie ha mostrado una elevada abundancia en las áreas someras de la laguna (Fig. 4.47). No obstante, y acorde al análisis de frecuencia de aparición realizado, la especie muestra una marcada estacionalidad, apareciendo casi de forma exclusiva en las estaciones de verano y otoño. Una vez más, cabe destacar la ausencia de la especie en los muestreos realizados en el periodo 2020-2022.

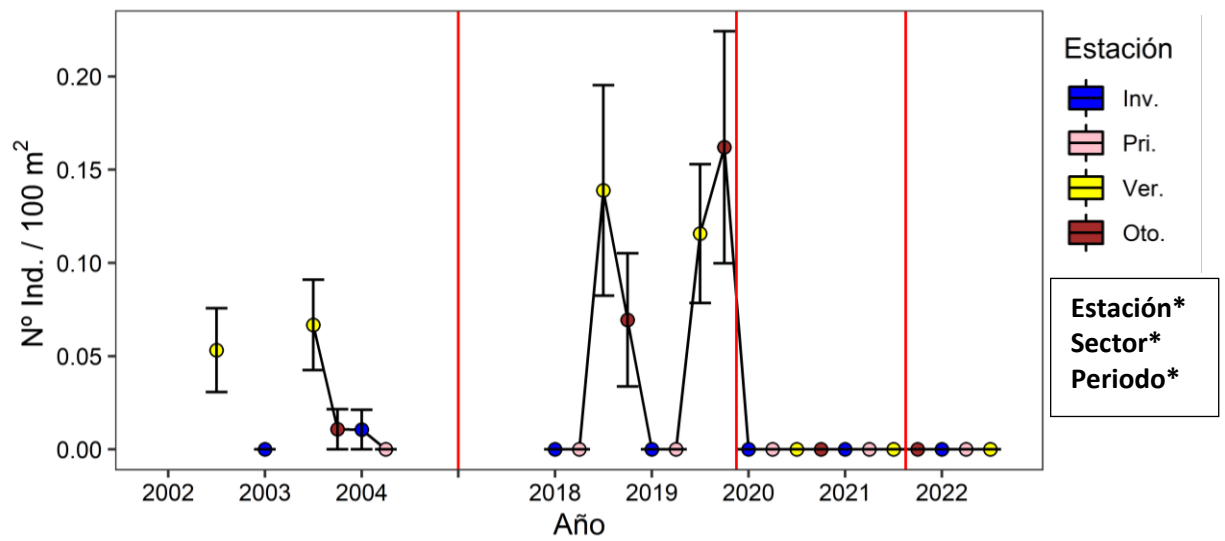


Figura 4.47. Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *H. guttulatus*. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación* + *Sector* + *Periodo/Año*. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

Dada la marcada estacionalidad de la especie en las áreas someras y la escasa abundancia que muestra en dichas zonas, no se puede analizar con precisión la dinámica anual de su estructura de tallas (Fig. 4.48). Además, la ausencia de capturas de esta especie tras la mortandad de otoño de 2019, disminuye aún más el tamaño de muestra que puede ser estudiado. No obstante, la captura de un ejemplar inferior a 11mm en las áreas someras en verano de 2019, además de un desplazamiento de la estructura de talla hacia ejemplares de mayor tamaño entre verano y otoño, parece indicar que el periodo de reclutamiento se estaría dando en verano.

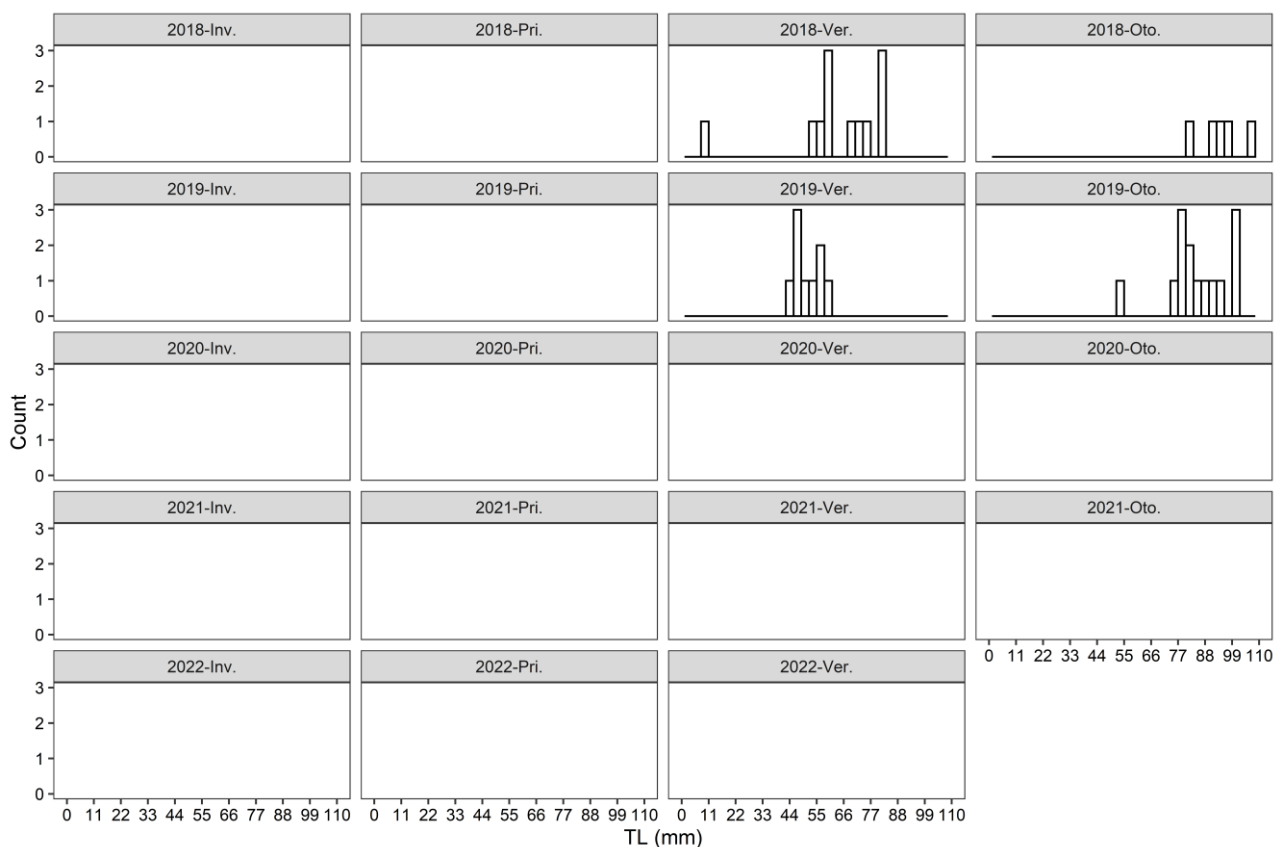


Figura 4.48. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *H. guttulatus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2022.

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

Esta especie de la familia Labridae se encuentra asociado a 6reas litorales, siendo en ocasiones frecuente en lagunas costeras y estuarios. Es una especie bent6nica que suele seleccionar fondos parcialmente rocosos o blandos con abundante vegetaci6n y detritos, con profundidades que oscilan entre los 5 y 20 metros (Quignard & Pras, 1986). Su presencia en las 6reas someras del Mar Menor ha sido durante mucho tiempo anecd6tica, tampoco siendo considerada una especie representativa o abundante del fondo de la laguna. Tras lo observado en los muestreos de este trabajo, esta especie parece estar asociada a densas praderas monoespec6ficas o mixtas de *C. prolifera* y *C. nodosa*. En ocasiones, se observan formando card6menes poco numerosos. Con la subida de las temperaturas, y de cara al periodo estival, los machos construyen los nidos con restos vegetales, donde la hembra pondr6 posteriormente los huevos que quedar6n bajo la protecci6n del macho hasta su eclosi6n. Su alimentaci6n se basa en invertebrados del fondo marino, aunque en ocasiones pueden depredar sobre puestas o juveniles de otras especies de peces (Bauchot, 1987).

En nuestro estudio, durante el periodo de referencia contemplado (2002-2004) la especie mostr6 una ocurrencia inferior al 15%. Adem6s, no se detect6 en algunas de las campa6as de muestreo realizadas (Fig. 4.49). Desde que en invierno de 2018 se retomase el seguimiento en las 6reas someras, la especie no fue registrada hasta meses antes del evento de mortandad de oto6o de 2019. En dichas campa6as de muestreo, la abundancia de capturas se dispar6, alertando sobre una situaci6n an6mala en las condiciones del medio. Posterior a este evento, su frecuencia de aparici6n disminuy6 en las sucesivas estaciones, hasta que de forma previa a la segunda mortandad su presencia volvi6 a incrementar hasta valores pr6ximos al 85%.

Esta especie ha mostrado abundancias muy superiores durante el periodo en el que se dieron las crisis distr6ficas acompa6adas de mortandades masivas, siendo anecd6tica su presencia en las 6reas someras en el periodo de referencia (2002-2004) (Fig. 4.50). El an6lisis de la evoluci6n de la abundancia de *Symphodus cinereus* revel6 que todos los factores analizados fueron significativos (estaci6n, sector, periodo y a6o anidado al periodo). Adem6s de la diferencia existente entre los periodos, con mayores abundancias en 2020-22, la significancia del anidamiento refleja variaci6n interanual dentro de los periodos. De esta manera, el test realizado muestra las patentes diferencias existente en oto6o de 2019, instantes previos a la primera mortandad, con respecto al a6o 2018, perteneciente al mismo periodo previo a las mortandades. A su vez, su abundancia tambi6n se dispar6 durante las

estaciones de verano de 2021 e invierno de 2022. Al igual que ocurría en el caso de *G. niger*, esta especie muestra sus picos de abundancia en momentos de crisis eutrófica, posiblemente como búsqueda de refugio ante la anoxia de áreas más profundas de la laguna.

Pese a ello, este efecto refugio podría actuar en sinergia con un incremento poblacional de la especie en áreas profundas. Esta sería una manera de justificar el incremento tan elevado (próximo al 1000 %) detectado en los muestreos previos a la mortandad de agosto de 2021, con respecto a la de octubre de 2019. No obstante, los datos actuales impiden corroborar dicha hipótesis.. Además, la necesidad de utilizar las áreas someras como refugio en un periodo largo en el tiempo, unido a la merma de las especies residentes típicas, podría facilitar el establecimiento de esta especie no típica de los ambientes someros, dificultando la recuperación de los taxones residentes típicos por procesos de competencia y depredación de puestas y alevines.

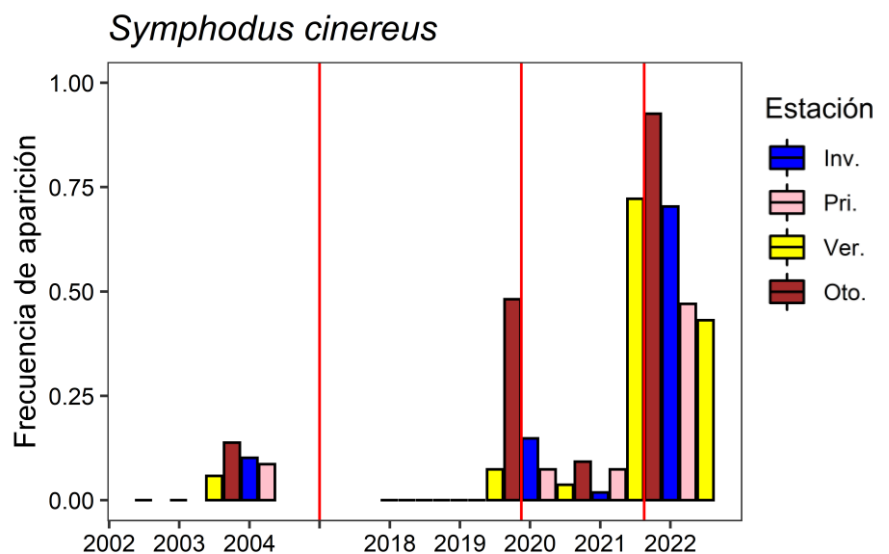


Figura 4.49. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *S. cinereus* en las áreas someras del Mar Menor. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

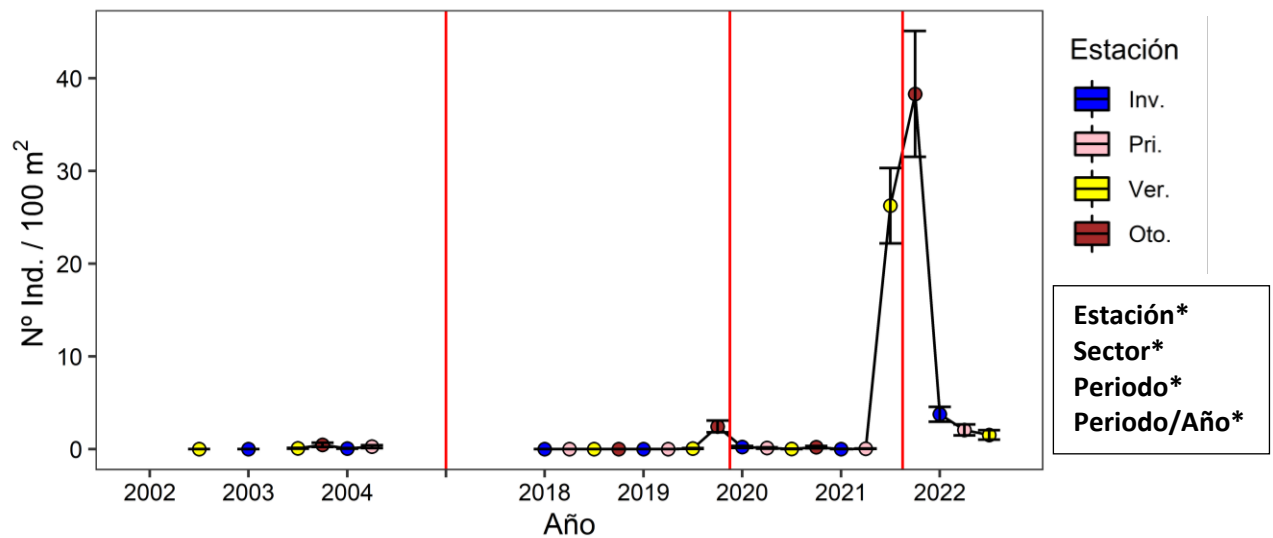


Figura 4.50. Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *S. cinereus*. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación + Sector + Período/Año*. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortalidad de praderas marinas de 2016, mortalidad de peces de 2019, mortalidad de peces de 2021).

La disparidad en la abundancia de capturas entre campañas de muestreo enmascara en cierta medida los patrones estacionales e interanuales que puedan existir. No obstante, cabe destacar que la estructura de tallas observadas en verano y otoño de 2021 muestra una distribución normal, no dejando claro el reclutamiento de ejemplares juveniles (Fig. 4.51). Este hecho, junto a la ausencia de ejemplares de tallas inferiores a 25mm parece apoyar la hipótesis de que el incremento de la abundancia de la especie en las áreas someras del Mar Menor, de forma previa a los episodios de mortalidad, se deba a un desplazamiento de la población desde zonas más profundas en busca de mejores condiciones. De esta forma, y en consonancia con los cambios interanuales en su frecuencia de aparición, se considera menos probable que el incremento detectado se deba a un pico reproductivo y su posterior establecimiento y expansión en las zonas someras, siendo en cualquier caso éste motivado o forzado por las condiciones subóptimas de zonas más profundas de la laguna.

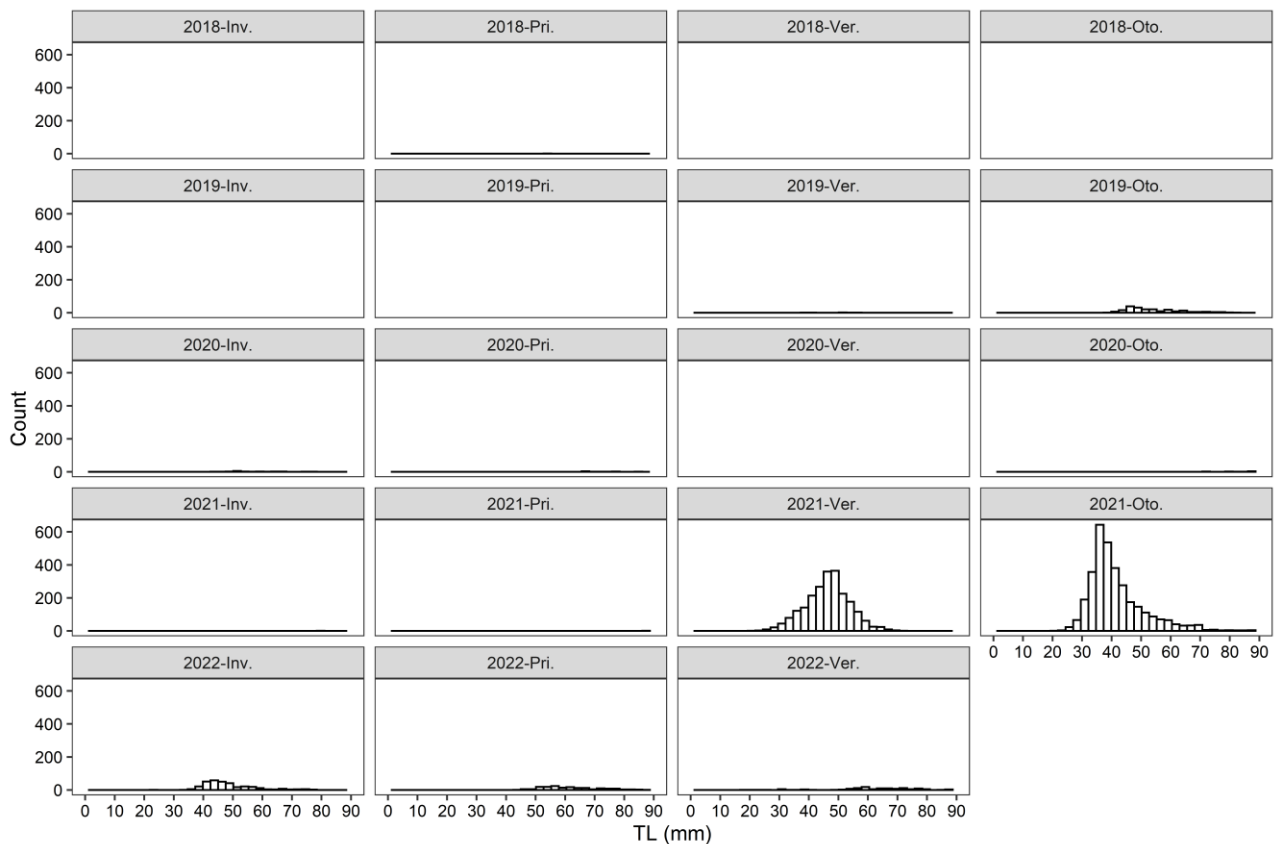


Figura 4.51. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *S. cinereus* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2022.

Familia Sparidae

Se trata de una de las familias de peces más diversas del Mar Mediterráneo, cuyas especies, a pesar de compartir determinados rasgos funcionales difieren entre sí en algunas de sus características biológicas y ecológicas. Algunos espáridos, como las doradas (*Sparus aurata*) o los magres (*Lithognathus mormyrus*), presentan cierto carácter migrador desplazándose entre zonas de profundidades cercanas a los 150 metros y zonas de orilla, principalmente dependiendo de las temperaturas del agua. En este sentido, es normal su entrada en lagunas costeras y su aproximación a estuarios para desovar entre los meses de otoño y principios de invierno (Bauchot & Hureau, 1990). Sin embargo, otras especies de sargos (*Diplodus* spp.) suelen mostrar un carácter más sedentario y con una fenología reproductiva más centrada en el periodo invernal. La selección de hábitats también varía entre especies, mientras doradas o magres seleccionan fondos arenosos, fangosos o con cierta cobertura vegetal, los sargos se encuentran asociados a sustratos rocosos y

zonas de rompiente. Respecto a su reproducción, estas especies suelen comportarse como hermafroditas protándicas, madurando como macho durante el primer o segundo año de vida y haciéndolo, por lo general, como hembra a partir del tercero (Buxton & Garratt, 1990). La alimentación de los taxones que componen esta familia se centra en el consumo de invertebrados que encuentran en el fondo, aunque existen excepciones, como es el caso de la sarpa común (*Sarpa salpa*) especie herbívora relativamente común en las aguas del Mar Menor.

En las áreas someras de la laguna del Mar Menor se han detectado hasta 10 especies de espáridos, mostrando diferencias en su fenología y frecuencia de aparición en los muestreos. La dorada (*S. aurata*) ha sido la especie más representativa en las capturas. Existe una marcada estacionalidad en su frecuencia de aparición en las áreas someras, siendo invierno y primavera las estaciones con mayor presencia de estas especies, principalmente *S. aurata*, *Diplodus sargus* y *S. salpa*. Por el contrario, los espáridos se encuentran representados en otoño por juveniles de *Diplodus puntazzo* y *Diplodus vulgaris*. Dado el carácter migrador de esta familia, y la irregularidad que ello supone en el tamaño anual de su población reproductora, existen marcadas diferencias interanuales en su frecuencia de aparición en las áreas someras (Fig. 4.52). No obstante, en términos generales existe cierta disminución en la frecuencia de aparición de la mayoría de sus especies en las áreas someras durante los años 2018, 2019 y 2020 respecto al periodo de referencia (2002-2004), siendo ésta más patente en las estaciones de invierno. Cabe destacar, que los cambios de estos taxones deben evaluarse principalmente en invierno-primavera, ya que se trata del momento en el que comienza el reclutamiento de alevines en las orillas, tras la entrada otoñal de los ejemplares adultos para el desove. Transcurrida la primavera, los ejemplares comienzan a abandonar el área somera, alcanzando tallas que además impiden la captura con nuestro método de muestreo.

El análisis de la abundancia de todas las especies detectadas en las áreas someras que componen la Familia *Sparidae*, refleja que todos los factores considerados se mostraron significativos (estación, sector, periodo y año anidado al periodo). Este grupo de especies ha mostrado los valores de abundancia más elevados en el periodo de referencia, seguido del periodo sometido a mortandades masivas de peces (2020-2022), siendo los menores alcanzados en el periodo previo a las mismas (2018-2019) (Fig. 4.53). La evolución temporal nos ha mostrado un patrón claro de disminución del reclutamiento de esta familia en las áreas someras, hecho que podría deberse a un escenario menos atractivo para los ejemplares adultos que entran a desovar, o una menor supervivencia de las puestas realizadas por las

deterioradas condiciones. No obstante, también existieron fluctuaciones interanuales dentro de cada uno de los grandes periodos, siendo pertinente analizar otras variables que permitan inferir qué condiciones modulan el reclutamiento de estos taxones con elevado interés pesquero.

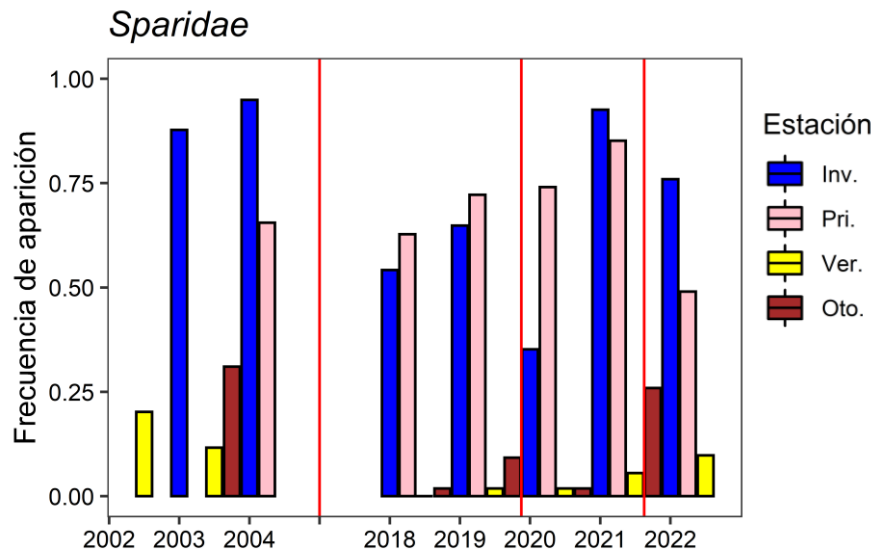


Figura 4.52. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de especies de la Familia Sparidaeesparídeos en las áreas someras del Mar Menor. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

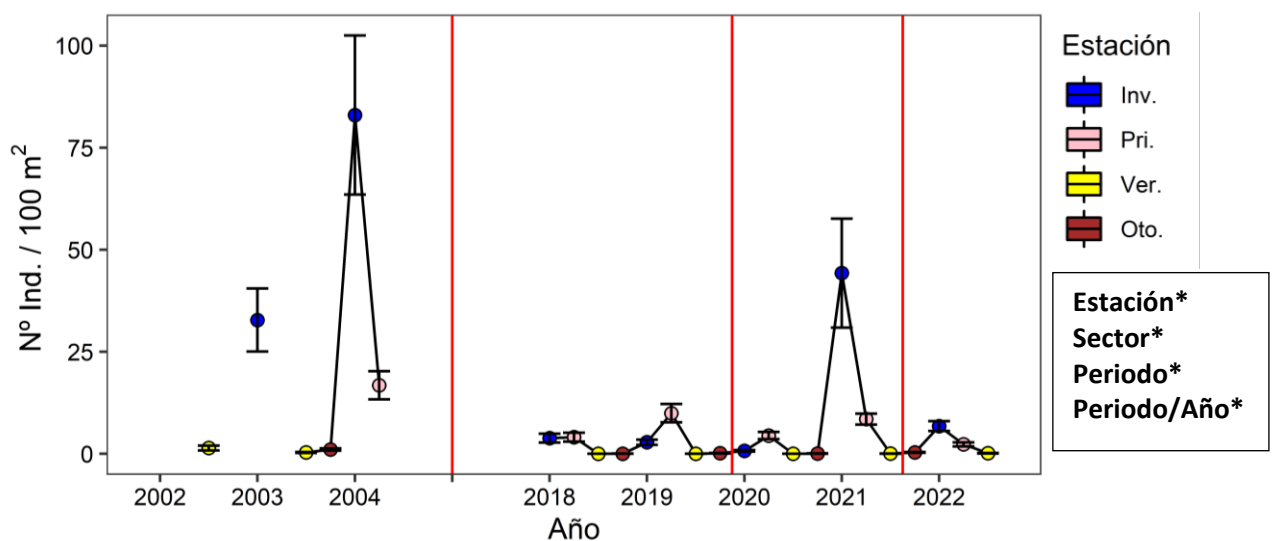


Figura 4.53. Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de la Familia Sparidae. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación + Sector*

+ *Periodo/Año*. 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).

Dada la relevancia económica de *Sparus aurata* y que su volumen de capturas representa la inmensa mayoría de la abundancia de espáridos detectados, se muestra el análisis individual de la estructura de tallas de este taxón. Aunque es cierto que los diagramas de las estructuras de tallas generados quedan en una escala muy reducida dado el pico de capturas obtenido en invierno de 2021, se observa como el reclutamiento de los primeros ejemplares juveniles (0+) tiene lugar en la estación de invierno, mayoritariamente con tallas inferiores a 24mm (Fig. 4.54). En base a lo expuesto gráficamente, se aprecia como estos ejemplares permanecen en las orillas hasta primavera, alcanzando tallas ligeramente superiores a los 50mm para abandonarlas en los meses posteriores.

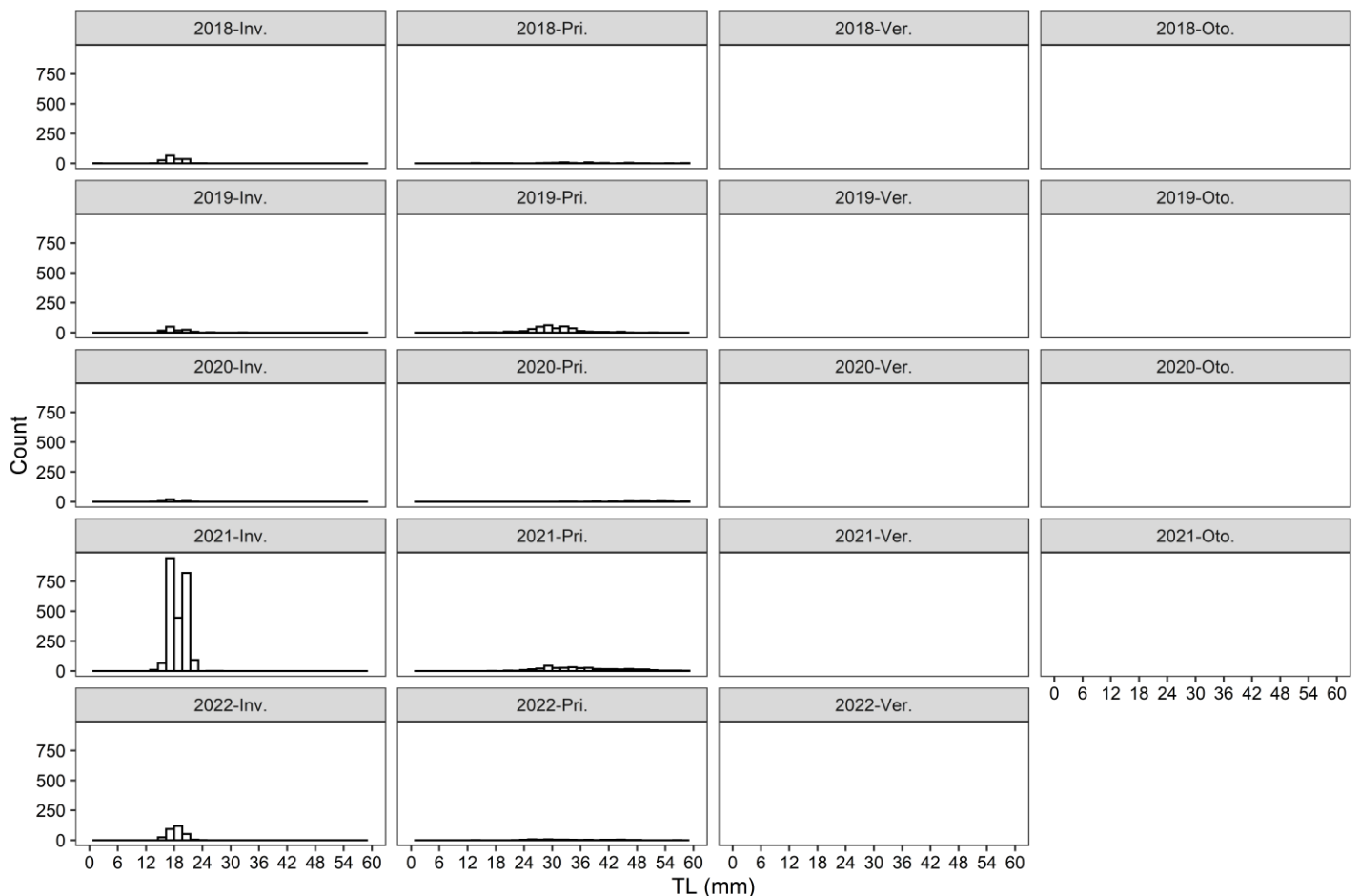


Figura 4.54. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *S. aurata* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2022.

Salaria pavo (Gallerbo; Barriguda)

Especie típica de ambientes someros de estuarios y lagunas costeras, ocupando por lo general fondos arenosos y rocosos, así como extensiones dominadas por praderas marinas (Zander, 1986). En ocasiones puede estar presente en charcas próximas a la orilla de costa, soportando incluso bajas salinidades. Si bien es cierto que no muestra un comportamiento tan agresivo como el que describen algunos gobios, este blénido también defiende las puestas realizadas por las hembras y adheridas a piedras o conchas (Oliveira et al., 2009). Su alimentación se basa principalmente en pequeños invertebrados, pudiendo ingerir algas o huevos de otras especies. En el Mar Menor se encuentra con frecuencia en praderas monoespecíficas de *Caulerpa prolifera* o mixtas junto a *Cymodocea nodosa*.

En el análisis de la evolución de las capturas de *Salaria pavo* en el Mar Menor, mostró significancia con todos los factores evaluados (estación, sector, periodo y año anidado al periodo). En términos generales, la especie mostró valores superiores en el periodo de referencia (2002-2004) y en el periodo de mortandades masivas (2020-2022), con cambios interanuales dentro de los mismos, apareciendo las abundancias más bajas en el periodo previo (2018-2019) (Fig. 4.56). Este patrón, podría sugerir de nuevo un decremento en la abundancia de la especie asociado al deterioro inicial (2018-2019) de la laguna, pudiendo éste verse enmascarado durante los periodos de mortandades masivas por ejemplares del fondo lagunar que acuden al área somera en busca de refugio, no obstante no podemos concluir esta hipótesis.

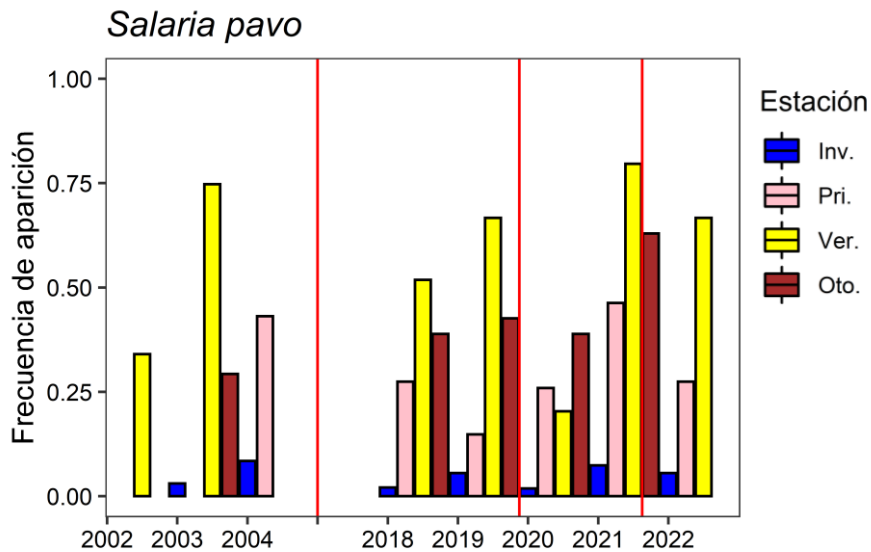


Figura 4.55. Evolución temporal de la frecuencia de aparición por arrastre de *S. pavo* en las áreas someras del Mar Menor. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

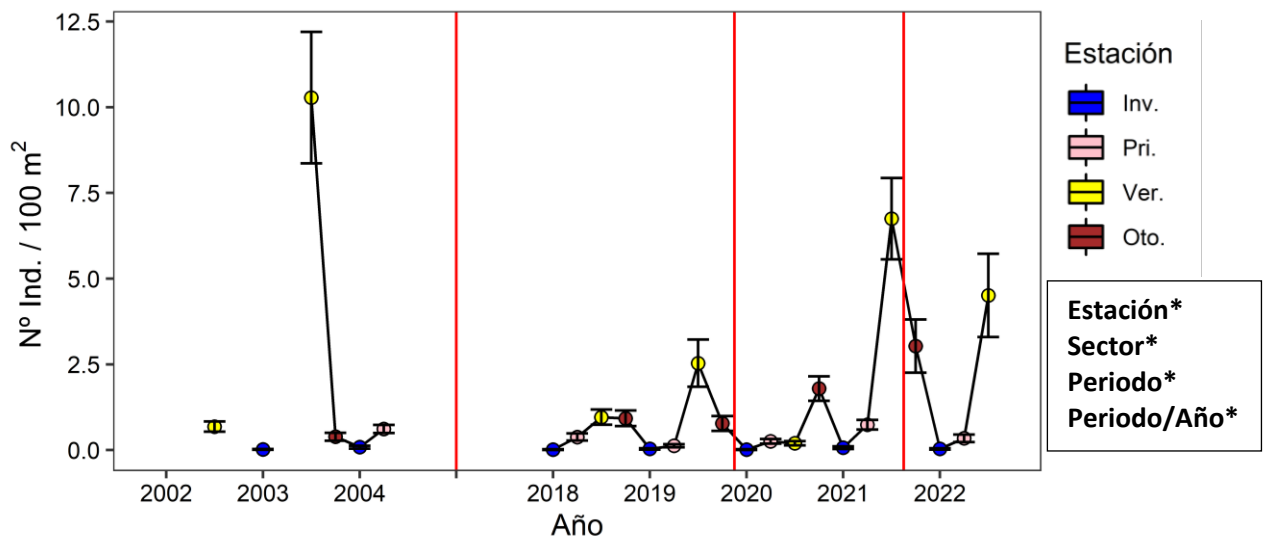


Figura 4.56. Evolución temporal del promedio de abundancia junto al error estándar de *S. pavo*. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: *Estación* + *Sector* + *Período/Año*. Las líneas rojas representan las crisis acontecidas en la laguna (mortandad de praderas marinas de 2016, mortandad de peces de 2019, mortandad de peces de 2021).

El análisis de la dinámica y variación estacional de la estructura de tallas de *S. pavo* refleja un inicio del reclutamiento de individuos juveniles (0+) en verano, extendiéndose esta situación hasta otoño (Fig. 4.57). Así mismo, cabe destacar la desestructuración sufrida por la población en verano de 2020, posteriormente a uno de los eventos de mortandad, hecho que pudo afectar al tamaño de la población efectiva, eliminando casi por completo el reclutamiento de juveniles. No obstante, en octubre de 2020, la especie parece tener un mayor éxito reproductivo en comparación con el resto de muestreos otoñales, estando su población conformada mayoritariamente por ejemplares de pequeño tamaño, entre 15mm y 45mm.

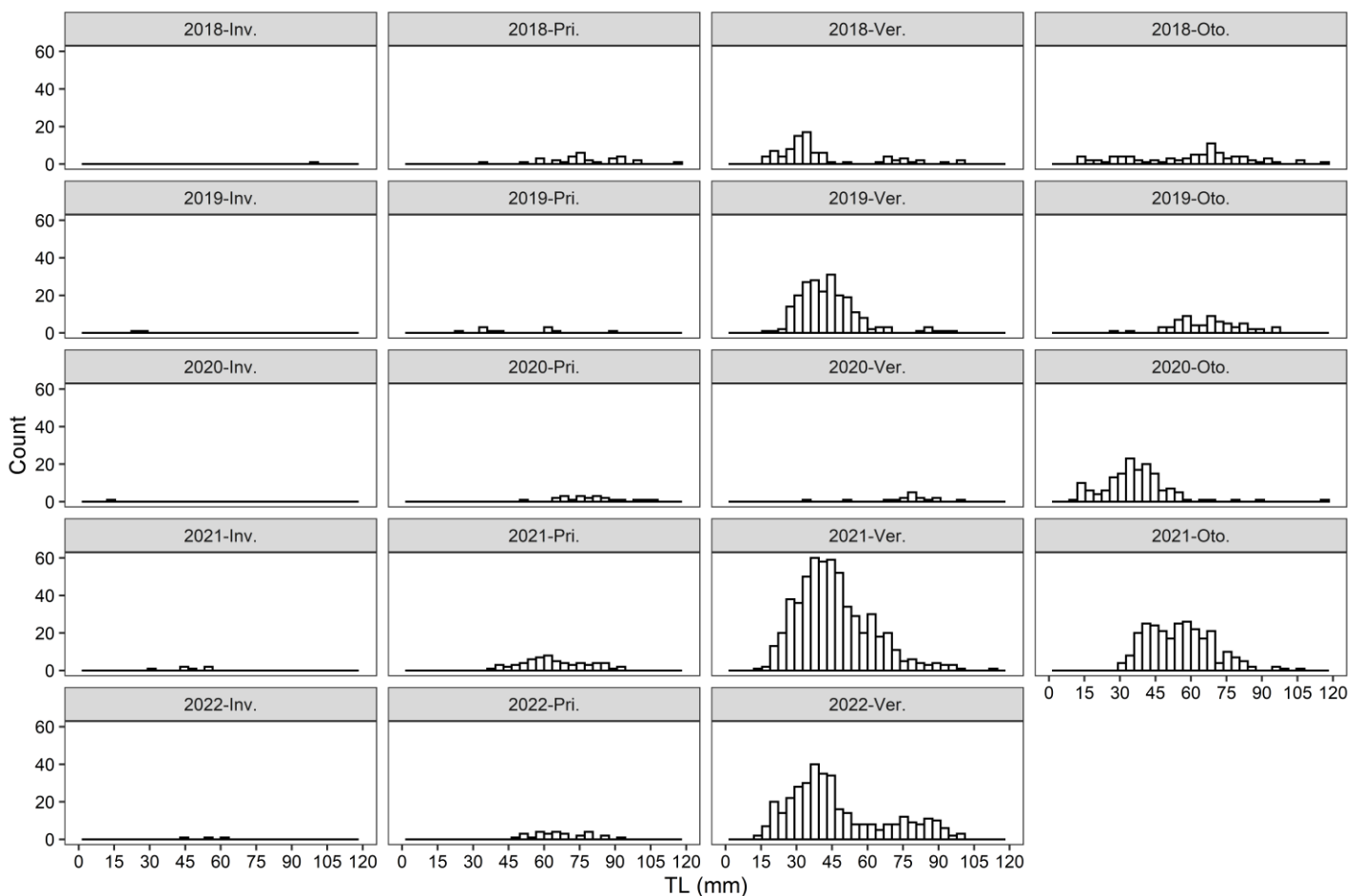


Figura 4.57. Diagramas de tallas estacionales de las poblaciones de *S. pavo* en las áreas someras del Mar Menor durante el periodo de seguimiento 2018-2022.

4.5. Comparación del efecto sobre la comunidad de peces de áreas someras de los eventos de mortandad masiva de 2019 y 2021.

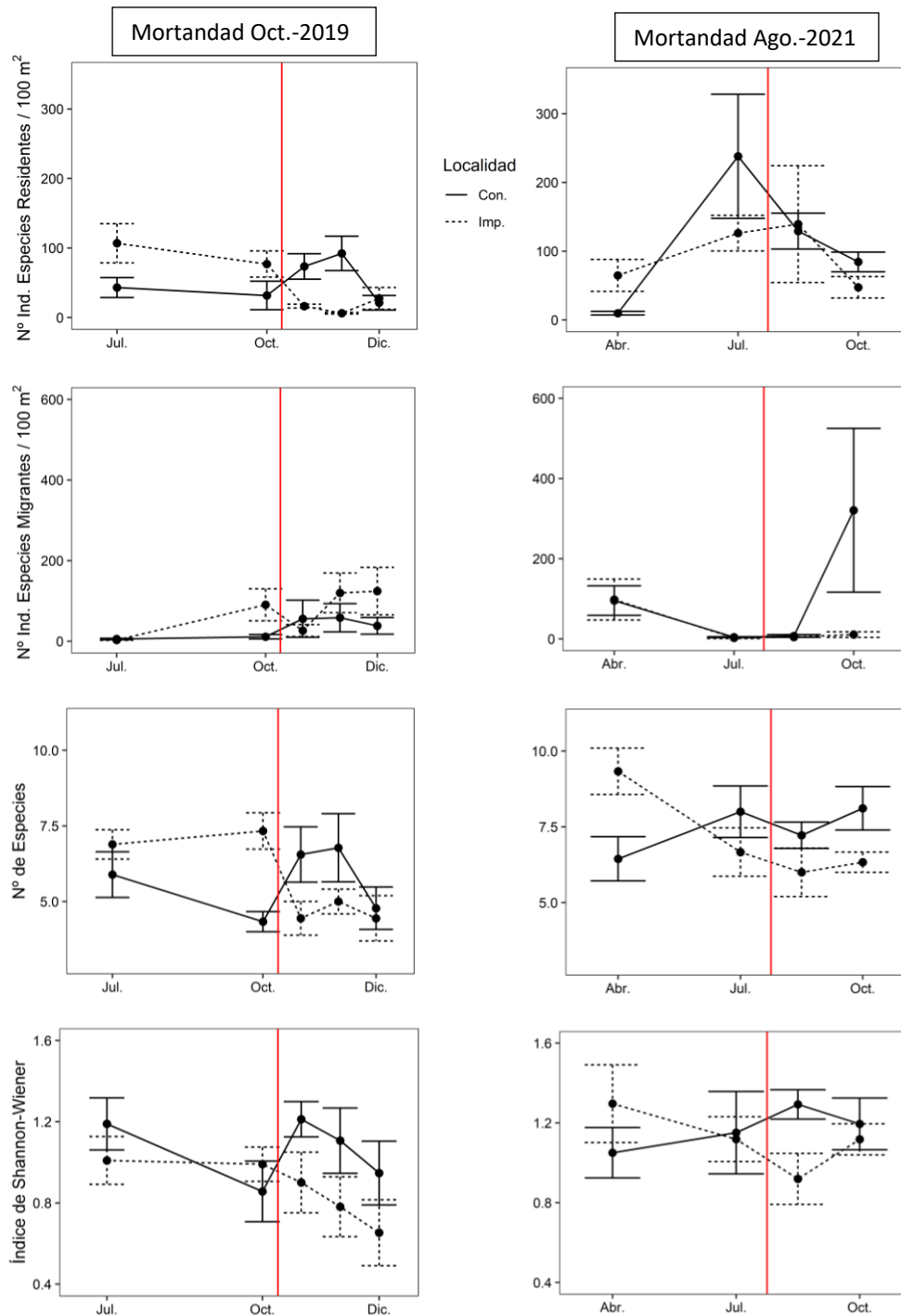
4.5.1. Resultados de análisis a corto plazo

Los resultados relativos al análisis a corto plazo del efecto sobre la comunidad de peces de los eventos de mortandad han mostrado ciertas diferencias. La interacción BACI mostró un impacto espaciotemporal significativo (ver apartado 3.1.7 Análisis Estadístico) en la **densidad** de especies residentes y en la **riqueza** tras la mortandad de 2019, siendo sin embargo en el evento de 2021 solo apreciable en la riqueza (Tabla 4.6). En la figura 4.58, se aprecia como el efecto sobre la riqueza de las localidades impactadas de 2021 es previo a que tenga lugar la mortandad, lo que podría atribuirse a diferencias espaciales en la distribución y fenología de especies, ajena al propio impacto, como a su vez apuntan las diferencias estadísticas existentes dentro de los muestreos que engloban cada uno de los periodos.

También, cabe resaltar diferencias temporales en la **interacción localidad-periodo** para la abundancia de especies residentes en 2019, ya que en diciembre de este año (2 meses después del episodio de mortandad) se igualan los valores entre localidades control e impactadas. Esto también se detecta en la densidad de especies migrantes en la mortandad de 2021, que además son superiores en las localidades control durante el mes de octubre. Cabe destacar que estas especies usan el área somera principalmente para el reclutamiento de juveniles en fechas concretas relacionadas con su fenología. Esto sugiere un resultado dependiente de la interrelación de la estacionalidad del muestreo y del uso espacial de la laguna por parte de estas especies. Es decir, algunas de estas especies aparecen ligadas al entorno de las golias en determinados periodos del año (zona Este) y otras a las zonas de descarga de los cursos intermitentes de agua dulce (zona oeste).

Pese a que la interacción del diseño BACI no muestra significancia en el EMFI (menor n muestral que reduce la sensibilidad estadística), es remarcable la tendencia observada en la figura 4.58, con una evolución temporal muy similar entre localidades control e impactadas en 2021, existiendo un descenso puntual en ambas justo después del episodio de mortandad (significativo estadísticamente). Sin embargo, en 2019, se aprecia un descenso más notable en las localidades impactadas durante todas las réplicas de esta aproximación temporal. De esta manera, en la escala de corto plazo, se hace patente un impacto localizado en 2019 sobre los sectores de la cubeta Norte, principalmente por una afección sobre las especies residentes (Tabla 4.7), no

siendo tan patente en los sectores impactados de la zona Este-Sur de agosto de 2021.



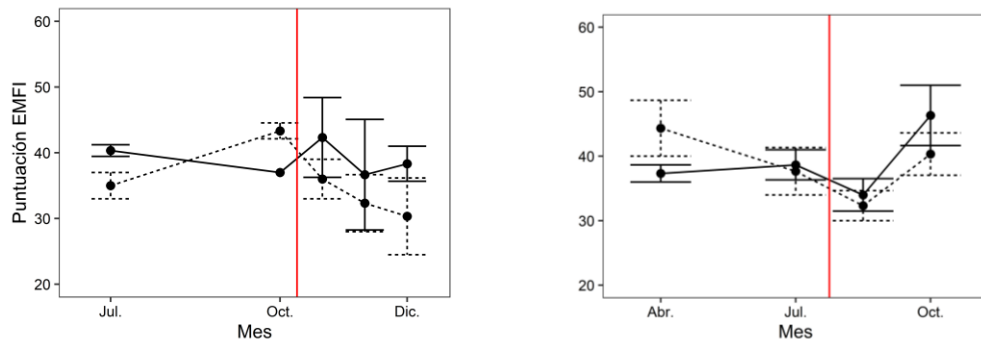


Figura 4.58. Evolución temporal ($\bar{X} \pm SE$) de la abundancia de especies residentes, abundancia de especies migrantes, nº de especies, índice de Shannon-Wiener e indicador EMFI en términos de corto plazo en las dos mortandades masivas acontecidas (octubre de 2019; agosto de 2021).

Tabla 4.6. Resultados (p) del análisis permutacional de varianza (PERMANOVA) de 5999 permutaciones comparando las distancias euclídeas de las métricas univariantes descriptoras de la comunidad en un diseño BACI (Periodo/visita * Localidad/sector) para cada una de las mortandades acontecidas (octubre de 2019 y agosto de 2021) en una aproximación temporal de corto plazo.

Factor	Densidad de especies residentes		Densidad de especies migrantes		Nº de especies		Índice de Shannon-Wiener		Puntuación EMFI	
	2019	2021	2019	2021	2019	2021	2019	2021	2019	2021
Periodo	0,002*	0,76	0,088	0,761	0,009*	0,153	0,139	0,796	0,3	0,595
Localidad	0,234	0,548	0,073	0,084	0,386	0,442	0,001*	0,509	0,176	0,854
Periodo/visita	0,333	0,002*	0,198	0,002*	0,212	0,476	0,111	0,887	0,482	0,02*
Periodo * Localidad	< 0,001*	0,808	0,751	0,082	0,001*	0,017*	0,12	0,066	0,48	0,147
Periodo/visita * Localidad	0,02*	0,172	0,233	0,048*	0,267	0,01*	0,69	0,263	0,749	0,399
Periodo/visita * Localidad/Sector	0,009*	0,174	0,087	0,64	0,007*	0,195	<0,001*	0,049*	-	-

Tabla 4.7. Densidad de las diferentes especies (nº ind./100 m²) en las localidades control e impactadas en los muestreos desarrollados en el corto plazo tras las dos mortandades evaluadas (octubre de 2019; agosto de 2021). En verde se remarcan las especies que muestran los cambios más relevantes.

Especies	Oct.-2019										Ago.-2021							
	Localidades Impactadas					Localidades Control					Localidades Impactadas				Localidades Control			
	Jul.	1-Oct.	15-Oct.	Nov.	Dic.	Jul.	1-Oct.	15-Oct.	Nov.	Dic.	Abr.	Jul.	Sep.	Oct.	Abr.	Jul.	Sep.	Oct.
<i>Anguilla anguilla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0
<i>Aphanius iberus</i>	0,62	0,21	0,76	0,21	25,42	5,21	0	17,22	10	1,04	0	1,39	0,49	0,42	0,28	0	0	0,07
<i>Atherina boyeri</i>	28,47	8,82	12,08	1,53	1,11	9,31	2,29	13,68	47,01	7,85	45,42	19,93	9,72	9,65	13,82	5	18,44	14,31
<i>Belone belone</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0
<i>Chelon auratus</i>	1,39	0,97	0,83	5,42	109,86	0,21	0	0,07	2,43	26,11	77,85	0,28	0	0,14	22,99	0,42	0	3,26
<i>Chelon labrosus</i>	0	0	0	0	0	0,21	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0,14	0	0
<i>Chelon ramada</i>	0,28	0	0	0	3,75	1,6	0	0,07	0,07	1,6	0	0,69	0	0	0	0	0	0
<i>Chelon saliens</i>	1,39	75,35	9,1	101,94	9,17	3,54	11,25	36,94	52,36	9,93	3,89	1,46	3,06	10,49	91,74	4,03	6,46	267,5
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	4,1	0	0	0	0,14	0	0	0
<i>Diplodus annularis</i>	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,76	0,07	0	0	0,52	0
<i>Diplodus puntazzo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,29	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diplodus sargus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,83	0	0	0	0,14	0	0	0
<i>Diplodus vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,22	0	0	0	0	0	0	0
<i>Engraulis encrasicolus</i>	0	0,07	0	0	0	0	0	0,49	0	0	0	0	0	14,03	0,14	0,21	0	0,14
<i>Gambusia holbrooki</i>	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Especies	Oct.-2019					Ago.-2021												
	Localidades Impactadas					Localidades Control					Localidades Impactadas				Localidades Control			
	Jul.	1-Oct.	15-Oct.	Nov.	Dic.	Jul.	1-Oct.	15-Oct.	Nov.	Dic.	Abr.	Jul.	Sep.	Oct.	Abr.	Jul.	Sep.	Oct.
<i>Gobius cobitis</i>	0,14	0,69	0	0,07	0	0,35	0	0,28	0,76	0	0,35	0,14	0,07	0	0	0,28	0	0,07
<i>Gobius niger</i>	0,07	0,69	0,07	0,21	0,14	0,07	0,21	3,33	3,06	0,07	0,07	5,28	4,93	4,86	0,42	1,94	2,71	5,21
<i>Gobius paganellus</i>	0	0,07	0	0	0	0	0	0,07	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hippocampus guttulatus</i>	0,21	0,56	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lipophrys dalmatinus</i>	0,14	0,21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Litognathus mormirus</i>	0	0,14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,14	0,83	0,07	0	0	0,42	0,49
<i>Mugil cephalus</i>	0	13,96	16,53	12,71	1,53	0	0	18,68	3,54	0,62	0	0	0	0,07	2,08	0	0	14,79
<i>Mullus barbatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0,07	0,21	0,07	0	0	0,42	0
<i>Parablennius sanguinolentus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,49	0	0	0	0,28	0,1	0,07
<i>Pomatomus saltatrix</i>	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pomatoschistus marmoratus</i>	11,46	36,32	1,94	2,5	1,04	2,08	24,79	17,43	10,07	3,47	11,04	52,92	0,62	1,18	52,22	159,51	9,69	6,39
<i>Salaria pavo</i>	2,22	2,15	0	0	0,07	4,44	0	0,42	0,07	0	1,39	4,51	5,35	4,58	0,49	10,21	4,79	1,88
<i>Sarpa salpa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,9	0	0	0	0	0	0	0
<i>Solea senegalensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0
<i>Sparus aurata</i>	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	6,04	0	0	0	3,75	0	0	0
<i>Symphodus cinereus</i>	0	0,69	0,07	0	0,07	0,07	0	2,01	3,4	0,62	0,07	32,92	117,57	26,18	0	32,08	37,71	42,36
<i>Syngnathus abaster</i>	63,89	27,36	1,46	1,67	0,56	21,6	4,38	19,1	17,85	8,19	6,53	9,17	0,62	0,56	5,35	6,6	44,17	5,97

Especies	Oct.-2019					Ago.-2021												
	Localidades Impactadas					Localidades Control					Localidades Impactadas				Localidades Control			
	Jul.	1-Oct.	15-Oct.	Nov.	Dic.	Jul.	1-Oct.	15-Oct.	Nov.	Dic.	Abr.	Jul.	Sep.	Oct.	Abr.	Jul.	Sep.	Oct.
<i>Syngnathus thyle</i>	0	0,07	0,21	0,76	0,07	0,49	0	0	0	0,14	0,35	0	0,07	0,07	0	0,21	0,42	0,49
<i>Tylosorus acus</i>	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

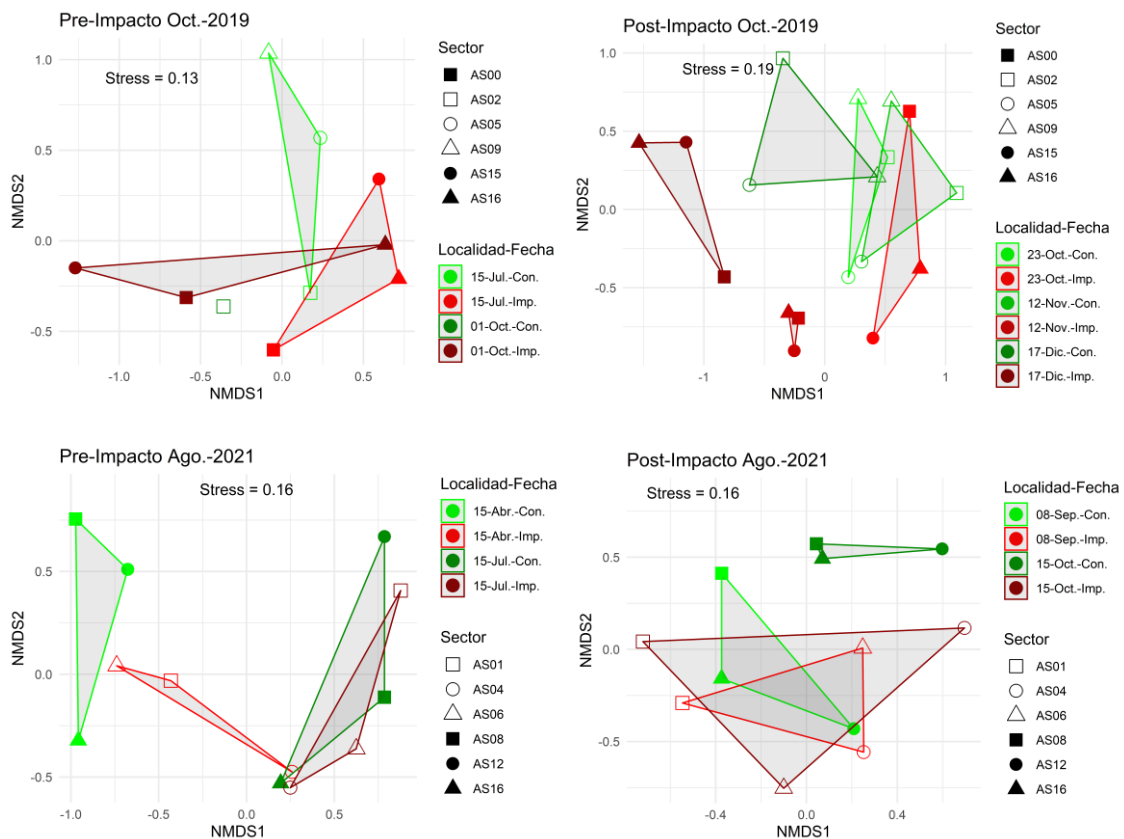
En la mortandad de 2019 nuevamente se aprecian, en términos generales, en la estructura y composición de la comunidad cambios espaciotemporales (antes-después, control-impactadas) notables (Fig. 4.59). A su vez, la inferencia estadística corrobora lo observado en la gráfica, existiendo variaciones temporales significativas solo en las localidades impactadas, y espaciales solo tras la mortandad (Tabla 4.8). Además, estas diferencias son significativamente mayores en los nuestros de noviembre y diciembre de este año, corroborando cambios espaciotemporales aún en el final de la visión a corto plazo (> 2 meses).

Respecto a la mortandad de agosto de 2021, las diferencias estadísticas detectadas no siguen un patrón relacionado con el impacto de las mortandades en los lugares donde se concentró dicho episodio, siendo diferentes las localidades antes del impacto, y no después. A su vez, el factor periodo sí fue significativo en ambos tipos de localidades. De esta manera, se muestra un impacto generalizado fruto del episodio hipóxico, más allá de la definición de localidades control e impactadas. Los análisis de indicadores mostraron a *P. marmoratus* como especie importante en los cambios de comunidad por la reducción de su abundancia en ambas mortandades (Tabla 4.9). A su vez, en el caso de 2019, otras especies residentes como *S. abaster* y *A. boyeri* también fueron indicadoras de estos cambios por la reducción de su abundancia. Además, *S. pavo* fue relevante en las diferencias antes y después del impacto en las localidades impactadas. En agosto de 2021, *P. marmoratus* y *C. auratus* figuran como indicadoras de cambios generados por la mortandad, si bien podría tratarse de una reducción en abundancia fruto de la transición estacional (verano-otoño). Por el contrario, *S. cinereus* y *G. niger* aparecieron como indicadores, dado el incremento de sus abundancias tras la mortandad.

Tabla 4.8. Resultados (p) del análisis permutacional de varianza (PERMANOVA) de 5999 permutaciones comparando la comunidad de peces (distancias de Bray-Curtis de las abundancias transformadas a raíz cuarta) antes y después del impacto dentro de cada tipo de localidad (control e impactadas) y entre sitios antes y después de la mortandad para cada una de las mortandades acontecidas (octubre de 2019 y agosto de 2021).

Factor	Control		Impactadas		Antes		Después	
	Oct-2019	Ago-2021	Oct-2019	Ago-2021	Oct-2019	Ago-2021	Oct-2019	Ago-2021
Sector	0,002*	<0.001*	0,001*	<0.001*				
Periodo	0,103	<0.001*	<0.001*	<0.001*				

Factor	Control		Impactadas		Antes		Después	
	Oct-2019	Ago-2021	Oct-2019	Ago-2021	Oct-2019	Ago-2021	Oct-2019	Ago-2021
Periodo/visita	0,125	<0.001*	<0.001*	0,004*				
Visita					0,003*	<0.001*	<0.001*	0,001*
Localidad					0,144	0,002*	<0.001*	0,321
Visita * Localidad					0,19	0,082	0,036*	0,367
Visita *					<0.001*	<0.001*	<0.001*	<0.001*
Localidad/Sector								



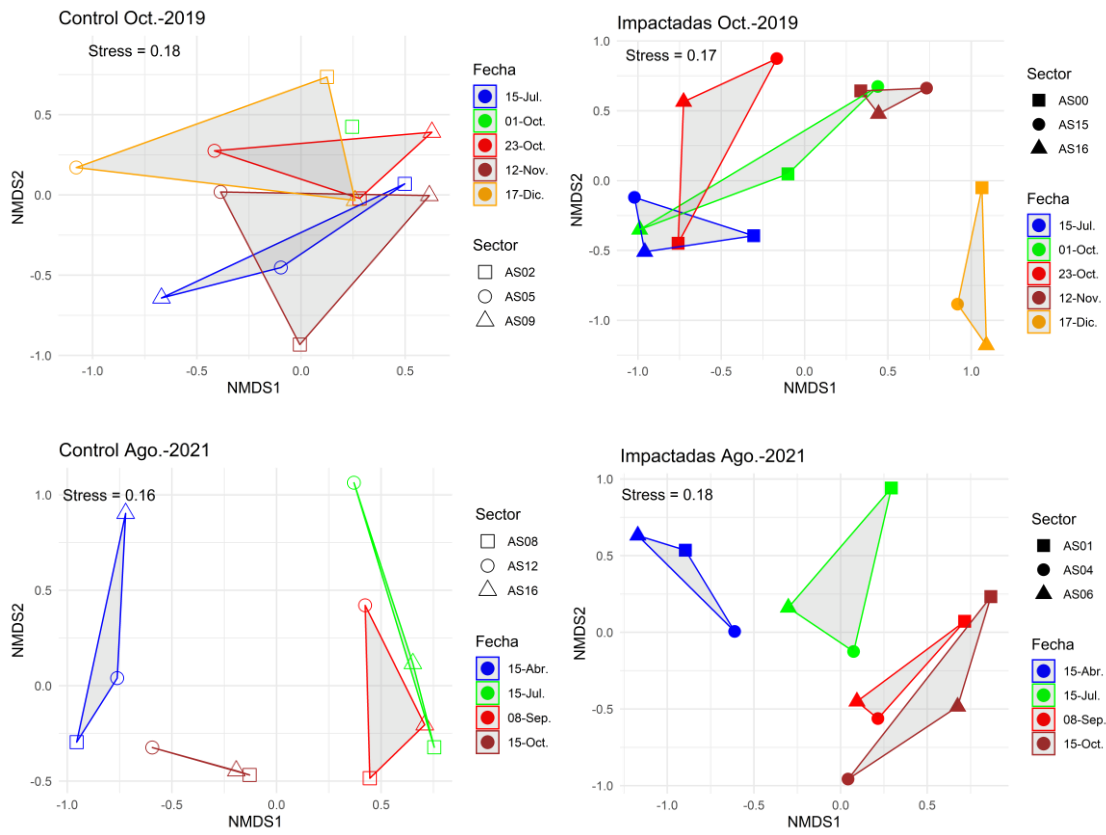


Figura 4.59. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de las distancias de Bray-Curtis de las abundancias de las especies transformadas a raíz cuarta en la escala temporal de corto plazo entre localidades control e impactadas, y antes y después del impacto para cada una de las mortandades acontecidas (octubre de 2019 y agosto de 2021).

Tabla 4.8. Resultados del análisis de especies indicadoras (ISA) para la aproximación de corto plazo de las dos mortandades acontecidas (octubre de 2019 y agosto de 2021). El valor indicador (IV) y su p asociado indican que especies contribuyen a separar entre localidades control e impactadas después del impacto, y entre los periodos previo y posterior al impacto para las localidades impactadas. En el caso de 2021, ya que no se detecta en PERMANOVA una diferencia espacial, se evalúa exclusivamente el factor Periodo. “**” indica que se trata de especies cuyo carácter indicador implica un decremento en abundancia derivado de las mortandades.

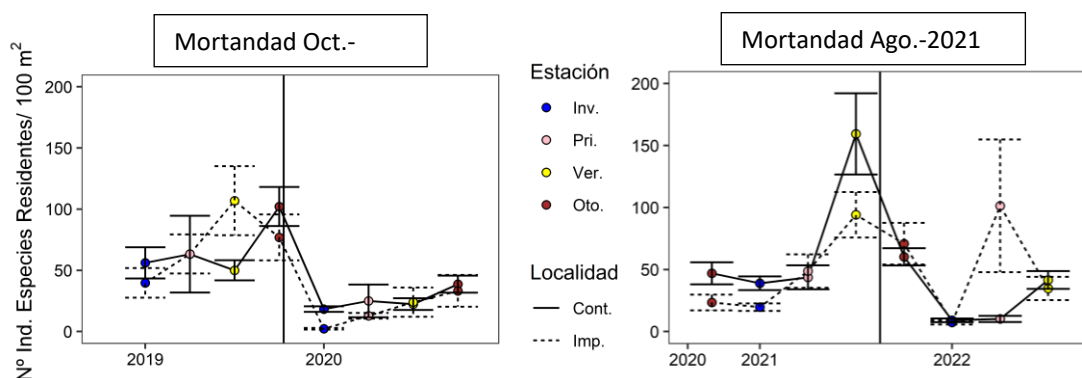
Oct.-2019			Ago.-2021		
Intra localidades - Impactadas			Periodo		
Especies	IV	p	Especies	IV	p
<i>Syngnathus abaster</i> *	0.866	0.0001	<i>Pomatoschistus marmoratus</i> *	0.917	0.0001
<i>Pomatoschistus marmoratus</i> *	0.770	0.0004	<i>Symphodus cinereus</i>	0.6879	0.0032
<i>Atherina boyeri</i> *	0.757	0.0006	<i>Chelon auratus</i> *	0.607	0.0002
<i>Salaria pavo</i> *	0.661	0.0001	<i>Gobius niger</i>	0.517	0.0032
Entre localidades – Post-Impacto					
Species	IV	p			
<i>Syngnathus abaster</i> *	0.856	0.0001			
<i>Atherina boyeri</i> *	0.678	0.0047			
<i>Pomatoschistus marmoratus</i> *	0.661	0.0021			

De esta manera, en la aproximación cortoplacista se aprecian diferencias en el efecto que producen las dos mortandades, existiendo un impacto localizado en los sectores donde aparecieron ejemplares muertos en 2019 (Cubeta Norte), y siendo un impacto generalizado en el perímetro lagunar tras la mortandad de 2021 (zonas Sur- Este). Este hecho podría estar asociado a una extensión de las bolsas anóxicas en zonas profundas, impactando a una escala espacial superior a la que se constató en las orillas con la muerte de miles de ejemplares de diferentes especies, explicando así la ausencia de segregación clara entre localidades control e impactadas. A su vez, las especies residentes típicas (*P. marmoratus* y *S. abaster*, principalmente) son las especies más perjudicadas por estos eventos en el corto plazo incrementando, por el contrario, su abundancia especies de zonas más profundas (*G. niger* y *S. cinereus*) cuando las condiciones críticas se mantienen en el tiempo.

4.5.2. Resultados de análisis a medio plazo

El impacto espacial detectado, a medio plazo, tras la mortandad de 2019 en la riqueza de especies se mantuvo 12 meses después, mientras que desapareció la interacción en la densidad de especies residentes, aunque el factor Periodo siguió siendo significativo (Tabla 4.9). Como se aprecia en la figura 4.60, el impacto es similar en todas las localidades, y este a su vez es significativo tanto en los valores de EMFI, como en el Índice de Shannon-Wiener, lo que refleja una extensión del impacto a nuevas métricas, reduciendo la calidad ecológica de las áreas someras en el conjunto perimetral hasta el año siguiente a la mortandad. A su vez, la densidad de especies migrantes también reflejó significancia en el factor Periodo, si bien, se trata de un incremento tras la mortandad, lo que podría ser ajeno al impacto y relacionarse más bien con factores ajenos a la laguna que determinan años de mayor o menor reclutamiento de taxones migrantes (Tabla 4.10).

En relación a la mortandad de agosto de 2021, aparece interacción BACI exclusivamente en la densidad de especies residentes, reflejando una mayor disminución tras la mortandad en las localidades control respecto a las impactadas, con un pico en primavera de 2022, aspecto que descarta de nuevo la hipótesis de una diferenciación espacial entre localidades impactadas y control fruto de las mortandades. A su vez, el factor Periodo se muestra significativo, exclusivamente, para la abundancia de especies residentes y migrantes reflejando una disminución en ambas métricas. Aunque en taxones migrantes, esto podría deberse a factores ajenos a las mortandades, en el caso de especies residentes se aprecia una merma generalizada, aunque más marcada en invierno y verano que es consecuente con lo expuesto en el análisis de corto plazo que apunta a una mortandad extendida al perímetro lagunar (Tabla 4.11).



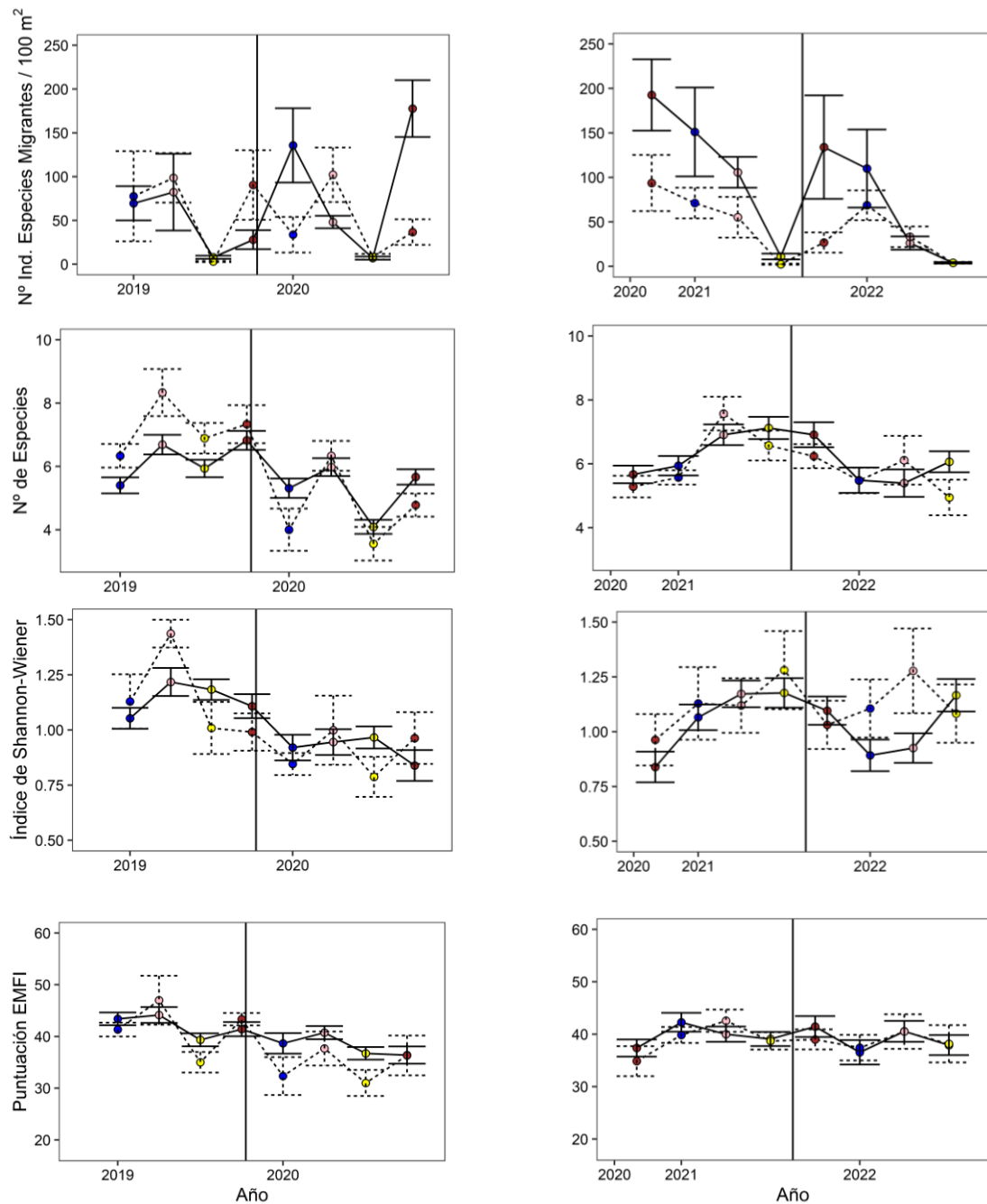


Figura 4.60. Evolución temporal ($\bar{X} \pm SE$) de la abundancia de especies residentes, abundancia de especies migrantes, nº de especies, índice de Shannon-Wiener e indicador EMFI en términos de medio plazo en las dos mortandades masivas acontecidas (octubre de 2019; agosto de 2021).

Tabla 4.9. Resultados (p) del análisis permutacional de varianza (PERMANOVA) de 5999 permutaciones comparando las distancias euclídeas de las métricas univariantes descriptoras de la comunidad en un diseño BACI (Periodo/visita * Localidad/sector) para cada una de las mortandades acontecidas (octubre de 2019 y agosto de 2021) en una aproximación temporal de medio plazo.

Factor	Densidad de especies residentes		Densidad de especies migrantes		Nº de especies		Índice de Shannon-Wiener		Puntuación EMFI	
	2019	2021	2019	2021	2019	2021	2019	2021	2019	2021
Periodo	<0.001*	<0.001*	0,013*	0,012*	<0.001*	0,003	<0.001*	0,326	<0.001*	0,693
Localidad	0,809	0,716	0,522	<0.001*	0,351	0,209	0,756	0,002*	0,089	0,627
Periodo/visita	0,051	<0.001*	0,001	<0.001*	<0.001*	<0.001*	0,003*	<0.001*	0,002*	0,041*
Periodo * Localidad	0,584	<0.001*	0,069	0,477	<0.001*	0,737	0,751	0,352	0,146	0,892
Periodo/visita * Localidad	0,444	<0.001*	0,198	0,336	0,388	0,053	0,093	0,315	0,527	0,819
Periodo/visita * Localidad/Sect.	0,028*	<0.001*	0,005*	0,013*	<0.001*	<0.001*	<0.001*	<0.001*	-	-

Tabla 4.10. Densidad de especies (Nº ind./100 m²) durante la aproximación en el medio plazo de la mortandad masiva de octubre de 2019. En verde se remarkan las especies que muestran los cambios más relevantes.

Especies	Impactadas								Control							
	Invierno		Primavera		Verano		Otoño		Invierno		Primavera		Verano		Otoño	
	2019	2020	2019	2020	2019	2020	2019	2020	2019	2020	2019	2020	2019	2020	2019	2020
<i>Anguilla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0
<i>Aphanius iberus</i>	0,69	1,11	2,85	2,29	0,62	0,07	0,21	11,46	1,14	0,5	1,83	0,1	1,21	0,14	4,78	0,28
<i>Atherina boyeri</i>	27,64	0,14	22,78	8,33	28,47	20,83	8,82	15,07	41,11	4,47	39,07	20,31	10,67	9,61	6,25	7,58
<i>Belone belone</i>	0	0	0,83	0	0	0	0	0	0,08	0	0,32	0	0	0	0,03	0
<i>Chelon auratus</i>	5,62	21,67	39,65	69,31	1,39	2,08	0,97	1,53	17,81	73,44	53,32	42,15	2	3,9	0,1	7,76
<i>Chelon labrosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0,01
<i>Chelon ramada</i>	2,29	8,54	0,42	1,25	0,28	0	0	0	6,79	34,85	9,24	0,06	2,08	0	0,01	0
<i>Chelon saliens</i>	66,6	2,71	42,99	29,58	1,39	6,32	75,35	34,93	40,76	14,83	14,4	1,99	3,72	2,96	22,82	165,5
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	1,04	0,21	0	0,07	0	0	0,01	0	0,22	0,42	0,01	0,03	0	0
<i>Diplodus annularis</i>	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diplodus puntazzo</i>	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0,33	0,04	0,81	0,03	0	0	0	0
<i>Diplodus sargus</i>	0,76	0	0,28	0,14	0	0	0	0	0	0	0,32	2,28	0,01	0	0	0,01
<i>Diplodus vulgaris</i>	0	0	1,11	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,01	0	0	0	0

Especies	Impactadas								Control							
	Invierno		Primavera		Verano		Otoño		Invierno		Primavera		Verano		Otoño	
	2019	2020	2019	2020	2019	2020	2019	2020	2019	2020	2019	2020	2019	2020	2019	2020
<i>Engraulis encrasicolus</i>	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0,5	0	0	0,06	0,26	1,31	1,03	66,86
<i>Gambusia holbrooki</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0
<i>Gobius cobitis</i>	0	0	0	0	0,14	0	0,69	0	0	0	0,03	0,46	0,25	0,06	1,12	0,14
<i>Gobius niger</i>	0	0,14	0,07	0,07	0,07	0	0,69	0	0	0,21	0	0,31	0,18	0,43	11,32	0,12
<i>Gobius paganellus</i>	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0,01	0	0	0	0	0,01	0,04
<i>Hippocampus guttulatus</i>	0	0	0	0	0,21	0	0,56	0	0	0	0	0	0,1	0	0,08	0
<i>Lichia amia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0
<i>Lipoprphys dalmatinus</i>	0	0	0,07	0	0,14	0,07	0,21	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithognatus mormirus</i>	0	0	0	0	0	0	0,14	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0,03
<i>Mugil cephalus</i>	0,07	0,14	0,83	0	0	0	13,96	0,21	2,61	12,15	0,33	0,44	0	0,04	4,88	4,33
<i>Mullus barbatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0
<i>Oedachilus labeo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0,1	0
<i>Pomatomus saltator</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Pomatoschistus</i>	3,82	0,76	27,36	0,69	11,46	2,01	36,32	1,81	5,68	7,06	13,43	2,21	9,15	4,58	29,96	17,53

Especies	Impactadas								Control							
	Invierno		Primavera		Verano		Otoño		Invierno		Primavera		Verano		Otoño	
	2019	2020	2019	2020	2019	2020	2019	2020	2019	2020	2019	2020	2019	2020	2019	2020
<i>marmoratus</i>																
<i>Salapia pavo</i>	0	0	0,28	0,62	2,22	0,21	2,15	1,81	0,04	0,01	0,1	0,18	2,6	0,19	0,5	1,79
<i>Salpa salpa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,06	0,14	0	0	0	0
<i>Sardina pilchardus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0
<i>Sardinella aurita</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,76
<i>Solea solea</i>	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0
<i>Sparus aurata</i>	2,29	0,62	12,22	1,67	0	0	0	0	1,18	0,38	2,46	0,54	0	0,01	0,01	0
<i>Symphodus cinereus</i>	0	0	0	0	0	0	0,69	0,07	0	0,29	0	0,15	0,08	0,03	2,79	0,25
<i>Syngnathus abaster</i>	7,57	0,07	10	0,83	63,89	0,9	27,36	2,99	8,11	5,75	8,78	1,31	25,86	7,33	45,38	10,99
<i>Syngnathus typhle</i>	0	0	0,21	0,21	0	0	0,07	0	0,01	0,01	0,25	0,31	0,26	0,08	0,17	0,1
<i>Tylosorus acus</i>	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0	0	0,03

Tabla 4.11. Densidad de especies (Nº ind. / 100 m²) durante la aproximación en el medio plazo de la mortandad masiva de agosto de 2021. En verde se remarcan las especies que muestran los cambios más relevantes.

Especies	Impactadas								Control							
	Otoño		Invierno		Primavera		Verano		Otoño		Invierno		Primavera		Verano	
	2020	2021	2021	2022	2021	2022	2021	2022	2020	2021	2021	2022	2021	2022	2021	2022
<i>Anguilla anguilla</i>	0	0	0	0	0,03	0	0,03	0	0	0	0,02	0	0,04	0	0	0
<i>Aphanius iberus</i>	0,51	1,34	0,51	1,34	0,03	0	1,22	3,78	3,24	0,02	3,75	0,27	0,23	0,36	2,37	4,38
<i>Atherina boyeri</i>	3,48	0,8	3,48	0,8	31,37	96,77	11,43	4,2	11,86	8,41	11,06	1,14	9,89	5,66	15,19	8,41
<i>Belone belone</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,32	0	0	0
<i>Chelon auratus</i>	38,45	24,23	38,45	24,23	37,62	23,92	0,86	1,74	9,43	1,34	24,51	23,71	33,64	10,09	0,95	0,45
<i>Chelon labrosus</i>	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0,04	0,02
<i>Chelon ramada</i>	0,33	2,38	0,33	2,38	0,06	0	0,3	0	0	0	5	0,06	0	0,09	0	0
<i>Chelon saliens</i>	28,18	38,07	28,18	38,07	8,75	5,73	1,1	2,05	177,39	125,95	78,98	63,39	66,34	14,55	9,96	3,37
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0	0	0	0	2,05	1,11	0,03	0	0	0,02	0	0	0,49	0,42	0	0
<i>Diplodus annularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,09	0	0	0	0	0	0
<i>Diplodus</i>	0,18	1,34	0,18	1,34	0,98	0,28	0	0	0	0,02	0,09	0,55	0,06	0,06	0	0

Especies	Impactadas								Control							
	Otoño		Invierno		Primavera		Verano		Otoño		Invierno		Primavera		Verano	
	2020	2021	2021	2022	2021	2022	2021	2022	2020	2021	2021	2022	2021	2022	2021	2022
puntazzo																
<i>Diplodus sargus</i>	0	0	0	0	0,36	0,73	0	0,03	0	0	0	0	0,08	0,34	0	0,02
<i>Diplodus vulgaris</i>	0	0	0	0	0,98	0,21	0	0	0	0	0	0	0	0,02	0	0
<i>Engraulis encrasicolus</i>	0,45	0	0,45	0	0	0	0	4,9	68,18	0,04	0,7	0,02	0,08	0	0,06	0
<i>Gobius cobitis</i>	0,03	0	0,03	0	0,15	0	0,15	0	0,06	0,19	0	0	0,02	0,04	0,19	0,02
<i>Gobius niger</i>	0	0,42	0	0,42	0,06	0,28	4,58	2,22	0,15	6,95	0	0,62	0,11	0,59	5,66	1,42
<i>Gobius paganellus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lipoprhus dalmatinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0,02	0,04	0	0	0,09
<i>Lithognatus mormirus</i>	0	0	0	0	0	0	0,06	0,1	0	0,17	0	0	0	0,02	0	0,02
<i>Mugil cephalus</i>	0	0,68	0	0,68	0	0	0	0	5,83	6,4	0	17,88	0,76	0,04	0,04	0,02
<i>Mullus barbatus</i>	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0,02	0	0	0	0	0,23	0,04

Especies	Impactadas								Control							
	Otoño		Invierno		Primavera		Verano		Otoño		Invierno		Primavera		Verano	
	2020	2021	2021	2022	2021	2022	2021	2022	2020	2021	2021	2022	2021	2022	2021	2022
<i>Parablennius sanguinolentus</i>	0	0	0	0	0	0	0,39	0,21	0	0,04	0	0	0	0	0,27	0,02
<i>Pomatoschistus marmoratus</i>	13,51	1,46	13,51	1,46	9,17	0,62	39,61	2,43	21,84	5,95	19,66	2,01	30,04	0,42	94,83	10,25
<i>Salaria pavo</i>	0,03	0,03	0,03	0,03	1,13	0,17	6,34	4,48	2,05	1,25	0,09	0,04	0,49	0,44	7,01	4,53
<i>Salpa salpa</i>	0	0	0	0	0,39	0,17	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sardinella aurita</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02	0	0	0
<i>Solea senegalensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0,02	0	0	0,02	0,02	0
<i>Solea solea</i>	0	0,15	0	0,15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sparus aurata</i>	4,02	1,93	4,02	1,93	3,93	1,01	0	0	0	0	42,52	4,32	4,34	0,49	0,02	0
<i>Sphyrna viridensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02
<i>Symphodus cinereus</i>	0	2,74	0	2,74	0,06	2,5	25,33	1,39	0,08	32,42	0,02	4,41	0,04	1,84	26,86	1,61
<i>Syngnathus abaster</i>	2,08	0,54	2,08	0,54	6,73	1,01	5,48	16,18	7,65	5,02	4,34	0,55	2,88	0,85	7,23	10,95

Especies	Impactadas								Control							
	Otoño		Invierno		Primavera		Verano		Otoño		Invierno		Primavera		Verano	
	2020	2021	2021	2022	2021	2022	2021	2022	2020	2021	2021	2022	2021	2022	2021	2022
<i>Syngnathus acus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Syngnathus typhle</i>	0	0,06	0	0,06	0,18	0,69	0,06	0,87	0,06	0,38	0,02	0,04	0,02	0,32	0,15	0,85
<i>Trachonotus ovatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0,08
<i>Tylosorus acus</i>	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0,04	0	0	0	0,02	0	0,04	0

Respecto a la estructura y composición de la comunidad, cabe destacar la importancia del factor Periodo en todas las estaciones evaluadas en ambas mortandades, reflejando una modificación general en el perímetro de la laguna fruto de estos eventos en términos de medio plazo (3-12 meses) (Fig. 4.61; Tabla 4.12). Para la mortandad de 2019, la interacción del diseño BACI mostró significancia en invierno (3 meses después) y verano de 2020 (9 meses después). El impacto en invierno parece coincidir con una extensión de lo detectado en términos de corto plazo, sin embargo, tras una equiparación entre localidades en primavera (6 meses después), se detecta una nueva diferenciación entre localidades en verano, momento que coincide con el periodo de reclutamiento juvenil de especies residentes típicas como *P. marmoratus* y *S. abaster*. La dispersión de ejemplares no reproductores en primavera pudo paliar el impacto en la cubeta norte, sin embargo, la pérdida de ejemplares reproductores pudo desencadenar la ausencia de reproducción en dichas áreas, generando una menor densidad de estas especies durante esta fase de reclutamiento.

En lo relativo a la mortandad de agosto de 2021, a diferencia de la visión a corto plazo, se detecta interacción espaciotemporal (ver Apartado 3.1.7 Análisis Estadístico) en términos BACI en otoño, invierno y primavera, no detectándose en verano. Si bien esta visión a medio plazo apunta a que al avanzar los meses comienzan a detectarse cambios espaciotemporales relacionados con la mortandad. El análisis de especies indicadoras (Tabla 4.13) muestra que las diferencias espaciales después del impacto son generadas principalmente por taxones con elevadas fluctuaciones interanuales y/o asociadas a determinadas zonas geográficas de la laguna (*A. boyeri*, *D. puntazzo* y *C. ramada*). No obstante, concretamente en otoño (2 meses después), *S. abaster* muestra una disminución de su abundancia en las localidades impactadas, mientras que sus densidades fueron más elevadas en las localidades control posterior al impacto. Esto podría sugerir cierto impacto espaciotemporal (ver Apartado 3.1.7 Análisis Estadístico) en las comunidades, aunque más difuso que en el caso de 2019. En este evento de mortandad (2021) vemos un patrón de pérdida de abundancia de taxones típicos como *S. aurata*, *S. abaster* y *P. marmoratus*. Por el contrario, también se aprecia un incremento de taxones no típicos como *G. niger* y *S. cinereus*, a excepción de la comparación entre veranos (11 meses después del evento de mortandad). Además, en esta estación, *P. marmoratus* muestra una notable merma (Tablas 4.12; 4.13; 4.14), ya que los valores de verano de 2021 mostraban densidades muy superiores a las habituales fruto de un efecto refugio previo a la mortandad.

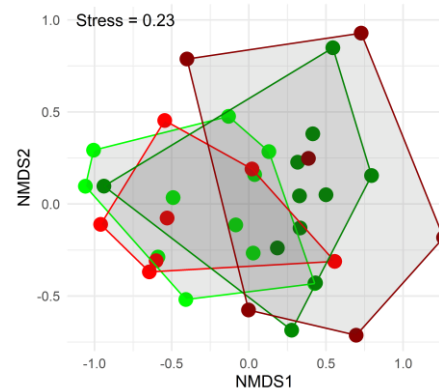
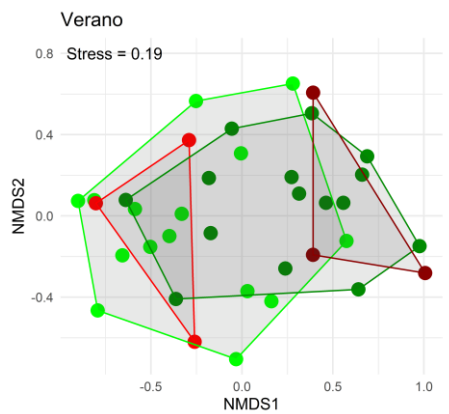
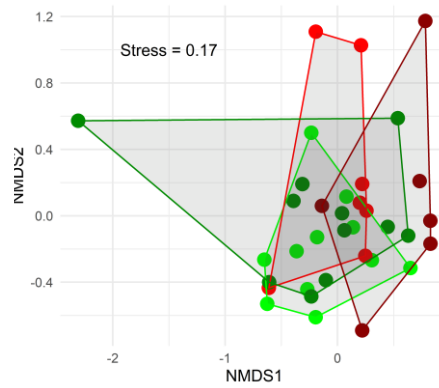
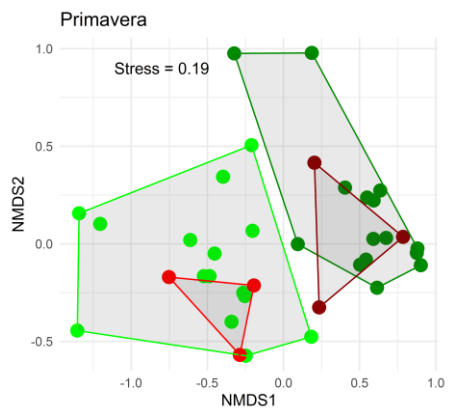
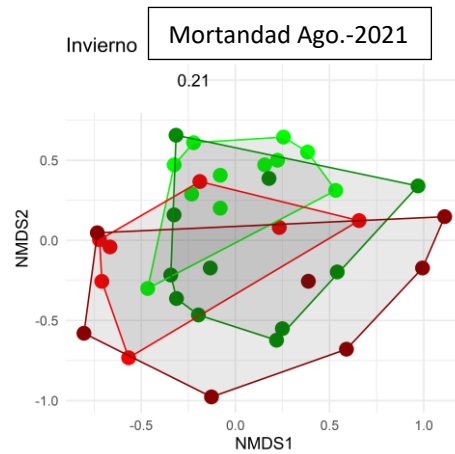
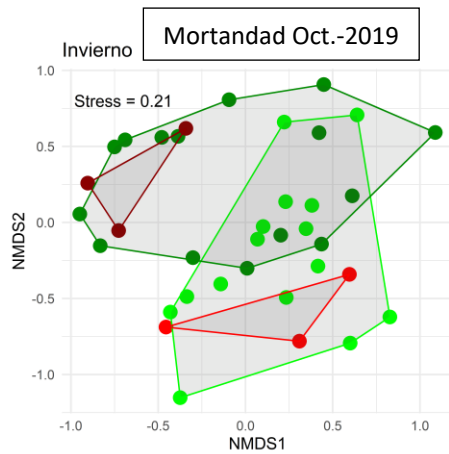




Figura 4.61. Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) estacional de las distancias de Bray-Curtis de las abundancias de las especies transformadas a raíz cuarta en la escala temporal de medio plazo entre localidades control e impactadas, antes y después del impacto para cada una de las mortandades acontecidas (octubre de 2019 y agosto de 2021).

Tabla 4.12. Resultados (p) del análisis permutacional de varianza (PERMANOVA) de 5999 permutaciones comparando la comunidad de peces (distancias de Bray-Curtis de las abundancias transformadas a raíz cuarta) en un diseño BACI (Periodo * Localidad/sector) para cada una de las mortandades acontecidas (octubre de 2019 y agosto de 2021) en una aproximación temporal de medio plazo.

Factor	Invierno		Primavera		Verano		Otoño	
	Oct.-2019	Ago.-2021	Oct.-2019	Ago.-2021	Oct.-2019	Ago.-2021	Oct.-2019	Ago.-2021
Periodo	<0.001*	<0.001*	<0.001*	<0.001*	<0.001*	<0.001*	<0.001*	<0.001*
Localidad	0,025*	0,006*	0,02*	<0.001*	0,547	0,183	0,01*	0,002*
Periodo * Localidad	0,015*	0,018*	0,566	0,013*	<0.001*	0,398	0,052	0,013*
Periodo * Localidad/Sector	<0.001*	<0.001*	<0.001*	<0.001*	<0.001*	<0.001*	<0.001*	<0.001*

Tabla 4.13. Resultados del análisis de especies indicadoras (ISA) para la aproximación de medio plazo de la mortandad acontecida en octubre de 2019. El valor indicador (IV) y su p asociado indican que especies contribuyen a separar entre localidades control e impactadas después del impacto, y entre los periodos previo y posterior al impacto para las localidades impactadas. En el caso de que no se detecte en PERMANOVA una diferencia espacial, se evalúa exclusivamente el factor Periodo. “*” indica que se trata de especies cuyo carácter indicador implica un decremento en abundancia derivado de las mortandades.

Estación	Factor	Especie	IV	p
Invierno	Periodo en localidades impactadas	<i>Chelon saliens</i> *	0.961	0.0034
		<i>Atherina boyeri</i> *	0.884	0.0008
		<i>Syngnathus abaster</i> *	0.881	0.0020
	Localidad después del impacto	<i>Pomatoschistus marmoratus</i> *	0.722	0.0036
		<i>Syngnathus abaster</i> *	0.703	0.0037
Primavera	Periodo	<i>Pomatoschistus marmoratus</i> *	0.975	0.0001
		<i>Sparus aurata</i> *	0.88	0.0022
		<i>Syngnathus abaster</i> *	0.821	0.0034
Verano	Periodo en localidades impactadas	<i>Syngnathus abaster</i> *	0.986	0.0001
		<i>Salaria pavo</i> *	0.914	0.0004
		<i>Pomatoschistus marmoratus</i> *	0.756	0.0137
	Localidad después del impacto	-	-	-
Otoño	Periodo	<i>Pomatoschistus marmoratus</i> *	0.847	0.035
		<i>Gobius niger</i> *	0.556	0.030

Tabla 4.14. Resultados del análisis de especies indicadoras (ISA) para la aproximación de medio plazo de la mortandad acontecida en agosto de 2021. El valor indicador (IV) y su *p* asociado indican que especies contribuyen a separar entre localidades control e impactadas después del impacto, y entre los periodos previo y posterior al impacto para las localidades impactadas. En el caso de que no se detecte en PERMANOVA una diferencia espacial, se evalúa exclusivamente el factor Periodo. “*” indica que se trata de especies cuyo carácter indicador implica un decremento en abundancia derivado de las mortandades.

Estación	Factor	Especie	IV	<i>p</i>
Invierno	Periodo en localidades impactadas	<i>Pomatoschistus marmoratus</i> *	0.860	0.0001
		<i>Symphodus cinereus</i>	0.714	0.0001
		<i>Sparus aurata</i> *	0.643	0.046
		<i>Atherina boyeri</i> *	0.580	0.001
		<i>Diplodus puntazzo</i>	0.378	0.03
		<i>Gobius niger</i>	0.333	0.009
	Localidad después de la mortandad	<i>Diplodus puntazzo</i>	0.304	0.047
		<i>Chelon ramada</i>	0.279	0.008
Primavera	Periodo en localidades impactadas	<i>Pomatoschistus marmoratus</i> *	0.713	0.0005
		<i>Syngnathus abaster</i> *	0.704	0.005
		<i>Salaria pavo</i> *	0.578	0.002
		<i>Sparus aurata</i> *	0.569	0.015
		<i>Symphodus cinereus</i>	0.488	0.002
	Localidad después de la mortandad	<i>Atherina boyeri</i>	0.787	0.014
Verano	Periodo	<i>Pomatoschistus marmoratus</i> *		
		<i>Symphodus cinereus</i> *		
Otoño	Periodo en localidades impactadas	<i>Symphodus cinereus</i>	0.944	0.0001
		<i>Chelon saliens</i> *	0.747	0.029
		<i>Syngnathus abaster</i> *	0.717	0.003
		<i>Gobius niger</i>	0.711	0.0001
		<i>Atherina boyeri</i>	0.632	0.017
		<i>Pomatoschistus marmoratus</i> *	0.476	0.042
		<i>Chelon auratus</i> *	0.461	0.005

Localidad después de la mortandad	<i>Chelon saliens*</i>	0.809	0.008
	<i>Salaria pavo</i>	0.588	0.014
	<i>Syngnathus abaster*</i>	0.496	0.048
	<i>Mugil cephalus*</i>	0.481	0.008
	<i>Syngnathus typhle*</i>	0.309	0.02

4.6. Resultados de la evaluación poblacional de *Callinectes sapidus* en la Encañizada.

Durante la ejecución de las 6 campañas de muestreo bimensuales (2021-2022) de *Callinectes sapidus* en el humedal de la Encañizada se han capturado un total de 176 individuos. De estos, 35 fueron hembras y 141 machos, mostrando un sex-ratio balanceado hacia los machos en dicho ambiente de forma general. En las comparaciones relativas a los grandes sectores definidos: San Pedro del Pinatar, con una elevada influencia lagunar; y la Manga, con gran proximidad al Mediterráneo, también se apreciaron diferencias significativas, mostrando San Pedro abundancias notablemente superiores (Fig. 4.63). De esta manera, la influencia lagunar en el humedal se postuló como un factor determinante en la presencia y abundancia de *C. sapidus*, ya que, para el sector de la Manga, la especie no fue detectada en 4 de las 6 campañas. Por otro lado, el sex-ratio mostró diferencias significativas entre sectores, siendo cercano a 4:1 en San Pedro y a 1:1 en la Manga. Cabe destacar que en este último sector durante la campaña de marzo de 2022 fue capturado el único ejemplar grávido detectado en el proyecto, sugiriendo la salida de estos ejemplares a mar abierto para realizar el desove.



Figura 4.62. Detalle de la captura y procesamiento de *Callinectes sapidus* en el área de estudio.

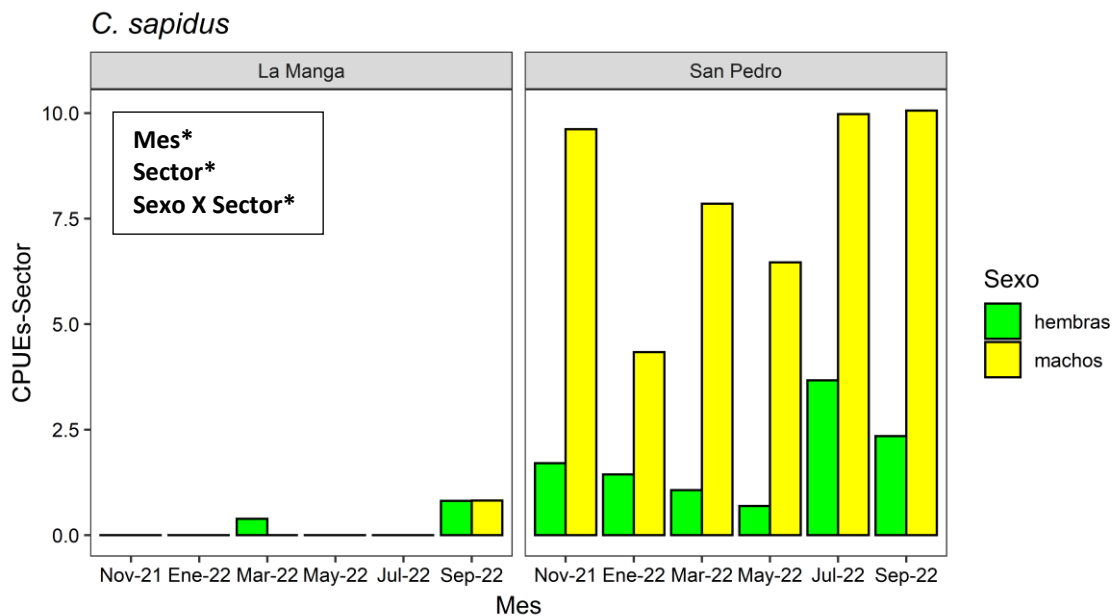


Figura 4.63. Evolución temporal del sumatorio de CPUES de *C. sapidus* agrupado a nivel de Sector y Sexo. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA (*): Mes X Sector X Sexo.

Tras el análisis de la estructura de tallas, podemos observar como los ejemplares de mayor tamaño (> 130 mm) se capturaron a lo largo de todo el año, si bien fueron particularmente representativos en los muestreos de noviembre. Por otro lado, los ejemplares de menor tamaño (< 80 mm) se capturaron entre mayo y septiembre, si bien la muestra estuvo dominada por ejemplares de tamaño superior (Fig. 4.64), lo que sugiere que el humedal intermareal de La Encañizada no es un ambiente que soporte un elevado reclutamiento de los juveniles de esta especie albergando, por el contrario, elevadas densidades de ejemplares de estadios más desarrollados. Cabe destacar que durante el seguimiento se realizó el marcaje de 130 ejemplares, sin la obtención de recaptura alguna, lo que confirma las elevadas densidades alcanzadas por la especie en la zona más próxima al Mar Menor del humedal. Los resultados expuestos a continuación se centrarán en dicho sector, ya que el elevado número de capturas permite inferir aspectos relevantes sobre la biología de esta especie exótica invasora en el ambiente objeto de estudio.

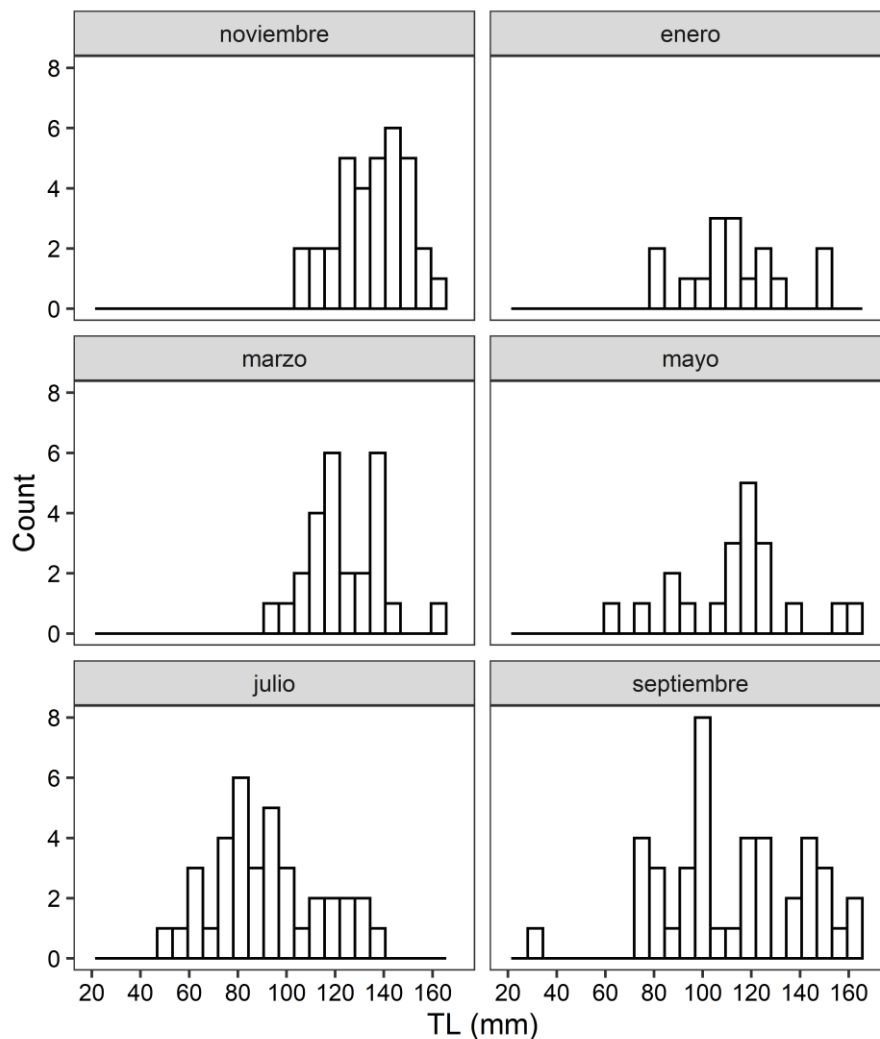


Figura 4.64. Estructura de tallas de los ejemplares capturados de *C. sapidus* en el humedal de la Encañizada.

Para el sector de San Pedro del Pinatar se han corroborado diferencias estadísticas entre las localidades, con mayor abundancia en las zonas desvegetadas, así como en las praderas marinas de *Cymodocea nodosa*, mostrando valores inferiores en las de *Caulerpa prolifera*. También se obtuvieron diferencias en la eficacia de captura entre tipologías de trampas, siendo más efectivas las nasas anguileras y las nasas simples. No hubo diferencias significativas temporales en cuanto al número de capturas. Sin embargo, sí se detectó significancia en la interacción localidad-mes, apareciendo un mayor número de capturas en la zona desvegetada durante la campaña de enero y marzo. En los hábitats dominados por *C. nodosa* se obtuvo mayor número de capturas durante la campaña de muestreo de

noviembre, julio y septiembre. Por su lado, las capturas en praderas monoespecíficas de *C. prolifera* se dieron principalmente en la campaña de muestreo de marzo. Por último, también se detectó significancia estadística en la interacción mes-trampa, localidad-trampa y mes-trampa-localidad. Estas diferencias vienen marcadas por la presencia de juveniles que puedan ser capturados en Minnow-traps, como sucede en mayo y julio en la localidad desvegetada, así como por las diferencias en las capturas entre nasas anguileras y nasas simples. Estructuralmente, las diferencias radican en la existencia de un paño en las anguileras que guía a los ejemplares hacia la nasa propiamente dicha. Posibles diferencias en los desplazamientos diarios (actividad) de los ejemplares en función del momento del año (fenología) podrían explicar dicho resultado. De esta manera, en los meses estivales (julio y septiembre), en los que la actividad es superior, el paño de las nasas anguileras podría incrementar la capturabilidad de ejemplares, al aumentar la posibilidad de que localicen el cebo en sus desplazamientos. Además, la menor densidad de ejemplares detectada en *C. prolifera* indica que se trata de un ambiente no seleccionado preferentemente por la especie, y que podría actuar como zona de paso, y no de alimentación, facilitando con la presencia del paño la localización del cebo por los ejemplares que estén desplazándose por dicho ambiente (Fig. 4.65).

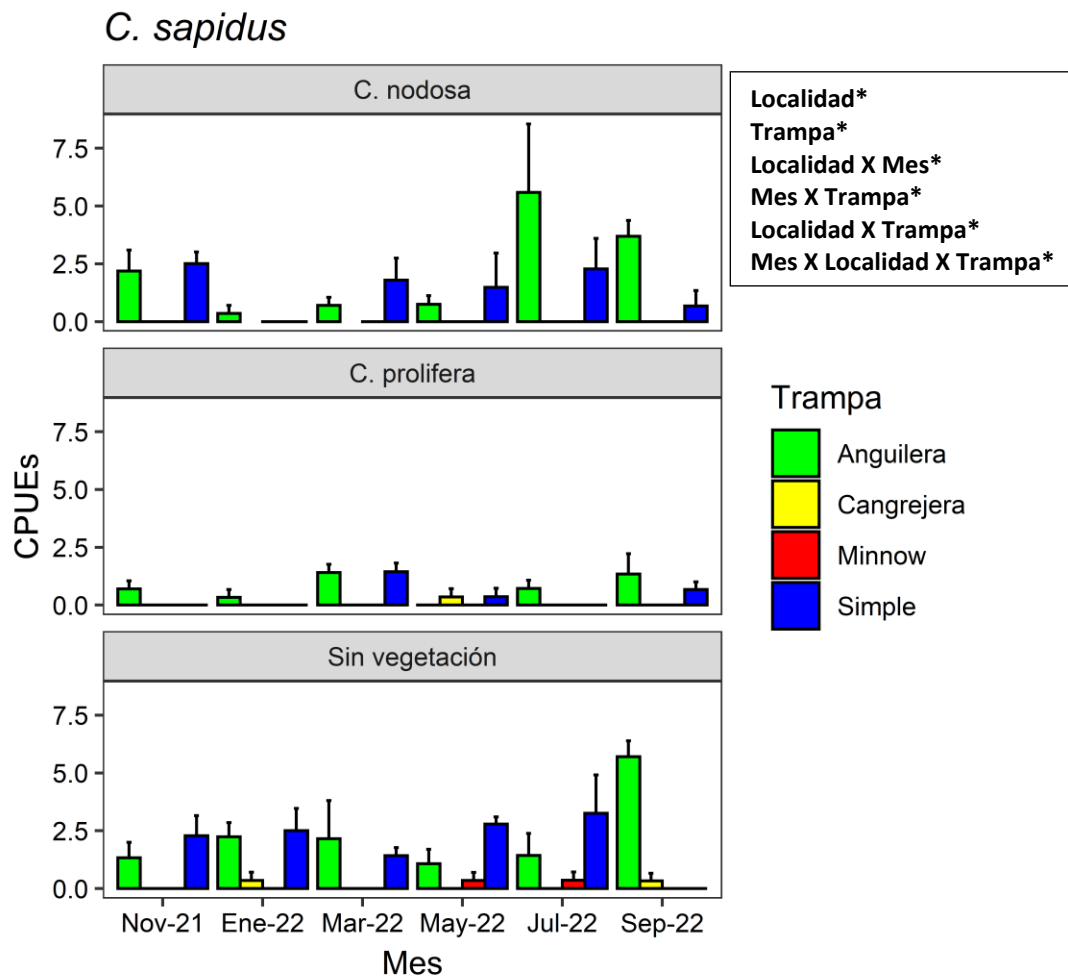


Figura 4.65. Evolución temporal del promedio de abundancia (CPUEs en 24 h) junto al error estándar de *C. sapidus*. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: Mes X Localidad X Trampa.

El NMDS muestra una diferenciación clara en base a las variables ambientales medidas entre las tres localidades establecidas. A su vez, estas también variaron en relación al mes, fruto del ciclo de vida de las diferentes especies de praderas marinas (*C. nodosa* y *C. prolifera*), así como de las condiciones meteorológicas, que determinan la profundidad, temperatura, salinidad y oxígeno disuelto de este sistema intermareal. La correlación de las CPUEs de *C. sapidus* con los ejes de la aproximación multidimensional fue significativa ($p < 0,05$), aunque con coeficientes bajos (0,1-0,2), situándose la especie entre las localidades de *C. nodosa* y las desvegetadas, en consonancia con los análisis anteriores. Cabe destacar que el tipo de trampa no fue significativo, lo que confirma una distribución similar de los diferentes tipos de trampa a lo largo de cada localidad (Fig. 4.66).

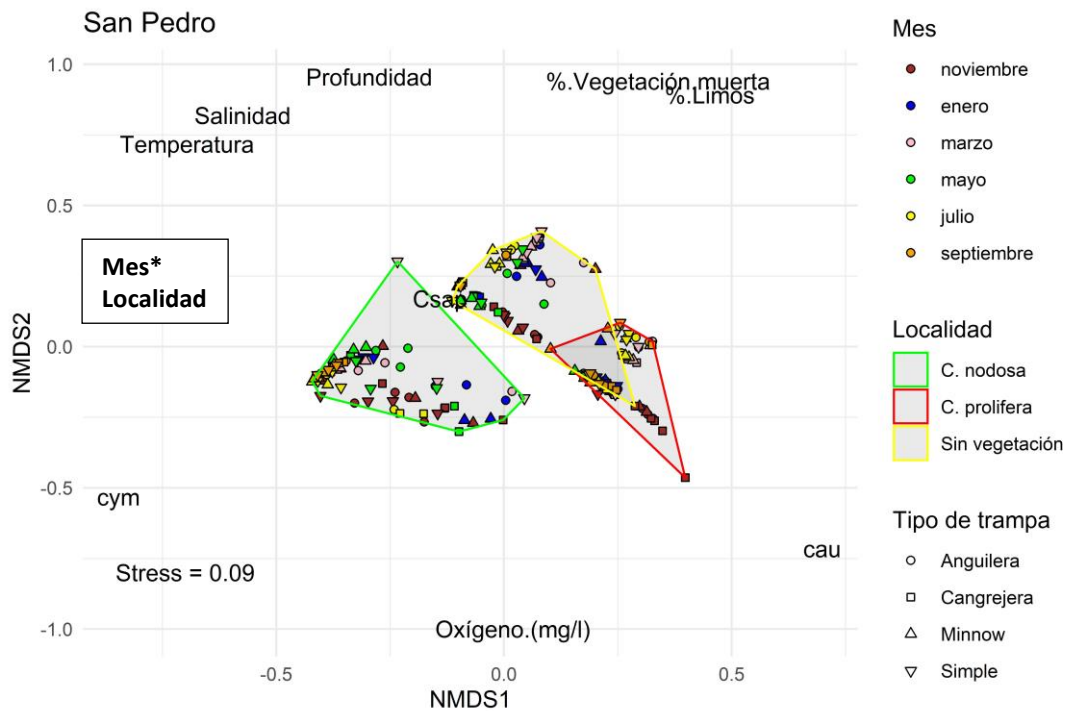


Figura 4.66. Escalado multidimensional no métrico (NMDS) de las distancias euclídeas de las variables ambientales en el Sector de San Pedro del Pinatar. *Callinectes sapidus* (Csap) se sitúa en el espacio en base a la correlación (Spearman) con los dos ejes definidos por el NMDS. Se muestran los factores significativos del PERMANOVA: Mes + Localidad + Trampa.

La correlación entre las CPUEs de *C. sapidus* y las variables ambientales mostró una relación significativamente positiva con el porcentaje de vegetación muerta, y negativa con el oxígeno disuelto y el volumen de *C. prolifera*. No obstante, los coeficientes fueron muy bajos ($< 0,2$), mostrando relaciones poco sólidas (Tabla 4.15).

Tabla 4.15. Matriz de correlación de Spearman entre las CPUEs de *C. sapidus* y las variables ambientales en el sector de San Pedro del Pinatar. Se indican con * las variables que se mostraron significativas ($p < 0.05$).

Variables	CPUES <i>C. sapidus</i>
Profundidad (cm)	-0,10
Temperatura (°C)	0,05
Salinidad (g/l)	0,03
Oxígeno disuelto (mg/l)	-0,15*
Volumen de <i>C. nodosa</i>	0,09
Volumen de <i>C. prolifera</i>	-0,17*
% de limos en sustrato	0,05
% de vegetación muerta	0,14*

Los modelos generados en base al conjunto de variables ambientales y factores reflejan una gran importancia de los grupos de hábitats (localidades) establecidas, así como de la tipología de trampas. Además, el volumen de *C. nodosa* existente también se postuló como una variable relevante para explicar la abundancia de la especie. Si bien el punto de partida del modelo predeciría valores más bajos para las localidades de *C. nodosa* (Estima = 0,08) que para las de *C. prolifera* (estima = 0,53), la inclusión del volumen de *C. nodosa* como otra variable del modelo corregiría esto volviendo a mostrar una preferencia de la especie por estos ambientes. A su vez, de nuevo las trampas tipo Minnow y Cangrejera estimaron los valores más bajos de abundancia para la especie (Tabla 4.16).

Tabla 4.16. Mejor modelo en base al criterio de información de Akaike corregido (AICc) descriptor de las CPUES de *C. sapidus* en el sector de San Pedro del Pinatar. La desviación absorbida por el modelo es del 43 %.

Variables	Estima	Error estándar	Valor T	P
Intercept (Loc- <i>C. nodosa</i> - Tram- Anguilera)	0,08	0,24	0,35	0,73
Loc- <i>C. prolifera</i>	0,53	0,24	2,20	0,03*
Loc-Sin vegetación	0,86	0,24	3,54	< 0,0005*
Tram-Cangrejera	-0,76	0,09	-8,65	< 0,0001*
Tram-Minnow	-0,78	0,08	-9,18	< 0,0001*
Tram-Simple	-0,18	0,09	-2,14	0,03*
Volumen de <i>C. nodosa</i>	0,21	0,06	3,26	0,001*

5. Conclusiones.

El presente informe incluye la información resultante 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*”. Los resultados obtenidos tras el análisis de los datos recabados en las campañas de muestreo de ictiofauna de otoño de 2021 e invierno, primavera y verano de 2022, y en las campañas de muestreo de *Callinectes sapidus* desarrolladas en noviembre 2021 y enero, marzo, mayo, julio y septiembre de 2022, permiten establecer de forma preliminar y cautelar las siguientes conclusiones:

- **El análisis de la evolución de los valores del indicador EMFI, relativo a la calidad ecológica de las áreas someras del Mar Menor,** refleja un decremento significativo durante el periodo 2020-2022, fomentado éste por los episodios de mortandad masiva acontecidos. No obstante, se observa un relativo incremento de los valores de este indicador en verano de 2022.
- En relación al **estudio del impacto de las mortandades sobre las comunidades de peces de áreas someras, existen factores diferenciadores de carácter espacial y temporal entre ambos eventos.** La mortandad de 2019 tuvo un impacto inicial más localizado en la cubeta norte, extendiéndose, transcurridos 3 meses al resto de áreas someras del perímetro lagunar. Por el contrario, el impacto asociado a la mortandad de 2021 resultó inmediato para las poblaciones de peces del conjunto de áreas someras, manteniéndose dicho impacto hasta la actualidad.
- **La sucesión de crisis anóxicas fruto del proceso de eutrofización de la laguna está desencadenando un cambio sustancial en la estructura y composición de la comunidad de peces de las áreas someras,** afectando al reclutamiento y estatus poblacional de especies de interés prioritario.
- Si bien, tras los decrementos detectados en la abundancia de espáridos en 2018-2019 no se han detectado nuevos impactos, en términos generales, en taxones migrantes. Además, **las especies residentes típicas de las áreas someras (*Syngnathus abaster*, *Pomatoschistus marmoratus*, *Atherina boyeri*, *Aphanius iberus*)** están sufriendo un

reemplazamiento, en términos de abundancia, por especies funcionalmente dispares (principalmente, *Symphodus cinereus* y *Gobius niger*) procedentes de zonas más profundas y degradadas de la laguna. La continuidad de este hecho en el tiempo podría favorecer el establecimiento de estas especies atípicas en las orillas de la laguna, incrementando el perjuicio sobre los taxones residentes de interés por fenómenos de competencia y depredación de puestas y estadios juveniles.

- **Se considera alarmante la situación poblacional de los signátidos en las áreas someras del Mar Menor.** El acusado declive mostrado por *Syngnathus abaster* tras los eventos de mortandad, así como su reducida capacidad de respuesta previsiblemente asociada a su baja tasa reproductiva, hace imprescindible el seguimiento continuado de esta especie. Igualmente, la situación de *Hippocampus guttulatus* en las áreas someras se considera crítica, no siendo detectada la especie en el marco del seguimiento continuado desde la mortandad de 2019.
- Pese a la grave situación de los taxones residentes de interés, durante el verano de 2022, especies como *Syngnathus abaster* muestran una marcada tendencia al alza de su abundancia, hecho que podría corresponder a respuestas poblacionales de la misma ante los eventos de mortandad, desplazamientos desde otras áreas de la laguna o, incluso, a la mejora e incremento del hábitat disponible (praderas marinas).
- En verano de 2022 la densidad detectada de *Aphanius iberus* resultó superior a la observada en campañas previas, siendo, presumiblemente, este hecho resultado del crecimiento desmesurado de vegetación flotante en diversas playas del Mar Menor. No obstante, su reducida abundancia en campañas previas insta a establecer medidas de recuperación de pequeños humedales en el perímetro del Mar Menor, que permitan mantener, frente al actual escenario de degradación, poblaciones fuente que preserven la viabilidad de esta especie **En peligro de extinción** en la laguna y su entorno.
- El conjunto de resultados pone de manifiesto la importancia de series temporales de seguimiento robustas para establecer patrones poblacionales claros de las especies. De esta manera, se hace patente la necesidad de continuar con el actual seguimiento, con el fin de poder responder a las nuevas cuestiones surgidas a raíz del mismo, principalmente relacionadas con el impacto continuado de la eutrofia en

las comunidades de peces en general y el futuro de especies que no son típicas de las áreas someras.

- En lo relativo a la evaluación del estatus poblacional de *Callinectes sapidus* en la zona intermareal de la Encañizada, la especie **selecciona** las zonas con **menor influencia mediterránea** de dicho humedal. Del mismo modo, muestra **preferencia** por **hábitats** fangosos desprovistos de vegetación y por aquellos **dominados por *Cymodocea nodosa***, siendo estos últimos hábitats seleccionados por especies de elevado interés de conservación (p.ej. Signátidos). En relación a la zona de **influencia mediterránea**, la especie solo se detectó en **dos campañas** (marzo y septiembre), con un **sex ratio** próximo a **1-1**, a diferencia de la zona de **influencia lagunar**, donde este es **4-1**. La evaluación de la efectividad de las trampas con objetivo de su implementación en futuras directrices de gestión o control poblacional de esta especie invasora, **clasifica a las nasas de red como la técnica de captura más efectiva**, independientemente de la presencia de paño. Por otro lado, los resultados relativos a las tallas muestran capturas de ejemplares de **menos de 60 mm solo en mayo, julio y septiembre**, sugiriendo el **reclutamiento** en el humedal, si bien, con una **baja representatividad**. Este hecho quizás se deba a que este ambiente incluya unas condiciones óptimas para ejemplares en fases de mayor desarrollo, **pero no para el asentamiento de juveniles**. Por último, la **ausencia de recapturas** refleja unas **densidades muy elevadas** de la especie en el área de estudio.

6. Bibliografía.

- 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, M.L 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 species 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.

- 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.
- 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, 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.
- 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, P.J.**, 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 *Aphanius 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. pags. 919-942.

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

- R Core Team.** 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Richardson DM, Pyšek P.** 2008. Fifty years of invasion ecology-the legacy of Charles Elton. *Divers Distrib* 14:161–168.
- Roberts, D. W.** 2012. labdsv: ordination and multivariate 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 – Aphanius 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). ISBNB, 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.
- Underwood AJ** 1991 Beyond BACI: experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in national populations. *Aust J Mar Freshw Res* 42: 569–587
- Underwood AJ** 1992 Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *J Exp Mar Biol Ecol* 161: 145–178
- Underwood AJ** 1994 On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecol Appl* 4: 3–15
- 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., Oliva-Paterna, F.J., Ruiz-Navarro, A. & Torralva, M.** 2013. Assessing the nursery role for marine fish species in a hypersaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean Sea). *Mar. Biol. Res.* **9**: 739–748.
- Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.L., Hureau, J.C., J. Nielsen & E. Tortonese.** 1984. Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean. Volume I, II y III. UNESCO, París. 1443 pp.
- Whitehead, PJP, GJ Nelson y T. Wongratana,** 1988. Catálogo de especies de la FAO. vol. 7. Peces clupeoides del mundo (Suborden Clupeoidei). Un catálogo comentado e ilustrado de los arenques, sardinas, sardinas, espadines, sábalos, anchoas y arenques lobo. Pescado de la FAO. Sinop. 125 (7/2): 305-579. Roma: FAO.
- Whitfield, A.K. & Elliott, M.** 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: A review of progress and some suggestions for the future. *J. Fish Biol.* **61**: 229–250.
- Wickham, H.** 2016 ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York.
- 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.
- 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. Bibliografía *Callinectes sapidus*

- 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? *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 135, 46–56. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.06.008>
- Munuera, P., Salvat-Leal, I., Belmonte, A., Romero, D.,** 2021. Can microplastics influence the accumulation of pb in tissues of blue crab? *Int. J. Environ. Res. Public Health* 18. <https://doi.org/10.3390/ijerph18073599>
- Hart, H.R., Crowley, C.E., Walters, E.A.,** 2021. Blue Crab Spawning and Recruitment in Two Gulf Coast and Two Atlantic Estuaries in Florida. *Mar. Coast. Fish.* 13, 113–130. <https://doi.org/10.1002/mcf2.10136>
- Azzurro, E., Cerri, J.,** 2021. Participatory mapping of invasive species: A demonstration in a coastal lagoon. *Mar. Policy* 126. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104412>
- Stranga, Y., Katsanevakis, S.,** 2021. Eight years of BioInvasions Records: patterns and trends in alien and cryptogenic species records. *Manag. Biol. Invasions* 12, 221–239. <https://doi.org/10.3391/mbi.2021.12.2.01>
- Semmler, R.F., Ogburn, M.B., Aguilar, R., North, E.W., Reaka, M.L., Hines, A.H.,** 2021. The influence of blue crab movement on mark–recapture estimates of recreational harvest and exploitation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 78, 371–385. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0112>
- Di Martino, V., Stancanelli, B.,** 2021. Mass mortality event of *Callinectes sapidus* Rathbun 1896 in a coastal pond of the protect area of Vendicari in summer 2020 (S-E Sicily). *J. Sea Res.* 172, 102051. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2021.102051>
- Azzurro, E., Cerri, J.,** 2021. Participatory mapping of invasive species: A demonstration in a coastal lagoon. *Mar. Policy* 126, 104412. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104412>
- Mancinelli, G., Bardelli, R., Zenetos, A.,** 2021. A global occurrence database of the Atlantic blue crab *Callinectes sapidus*. *Sci. Data* 8, 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41597-021-00888-w>
- Kara, M.H., Chaoui, L.,** 2021. Strong invasion of Mellah lagoon (South-Western Mediterranean) by the American blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun,

1896. Mar. Pollut. Bull. 164, 112089.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112089>

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. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 245. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106997>

Weatherall, T.F., Scheef, L.P., Buskey, E.J., 2018. Spatial and temporal settlement patterns of blue crab (*Callinectes sapidus* and *Callinectes similis*) megalopae in a drought-prone Texas estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 214, 89–97. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.09.017>

Ogburn, M.B., Habegger, L.C., 2015. Reproductive Status of *Callinectes sapidus* as an Indicator of Spawning Habitat in the South Atlantic Bight, USA. *Estuaries and Coasts* 38, 2059–2069. <https://doi.org/10.1007/s12237-015-9962-2>

Givos, I., Kleitou, P., Poursanidis, D., Batjakas, I., Bernardi, G., Crocetta, F., Doumpas, N., Kalogirou, S., Kampouris, T.E., Keramidas, I., Langeneck, J., Maximiadi, M., Mitsou, E., Stoilas, V.O., Tiralongo, F., Romanidis-Kyriakidis, G., Xentidis, N.J., Zenetos, A., Katsanevakis, S., 2019. Citizen-science for monitoring marine invasions and stimulating public engagement: a case project from the eastern Mediterranean. *Biol. Invasions* 21, 3707–3721. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02083-w>

Clarkson, E., Beseres Pollack, J., 2020. Characterizing Fish–Habitat Associations through Paired Fisheries-Independent and In Situ Habitat Assessments. *North Am. J. Fish. Manag.* 0–1. <https://doi.org/10.1002/nafm.10530>

Mancinelli, G., Glamuzina, B., Petric, M., Carrozzo, L., Glamuzina, L., Zotti, M., Raho, D., 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. *Mediterr. Mar. Sci.* 17, 634–643. <https://doi.org/10.12681/mms.1724>

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. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.03.013>

Galil, B.S., 2000. A sea under siege - Alien species in the Mediterranean. *Biol. Invasions* 2, 177–186. <https://doi.org/10.1023/A:1010057010476>

- 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. <https://doi.org/10.1007/s41208-020-00204-0>
- González-Ortegón, E., Jenkins, S., Galil, B.S., Drake, P., Cuesta, J.A., 2020.** Accelerated invasion of decapod crustaceans in the southernmost point of the Atlantic coast of Europe: A non-natives' hot spot? *Biol. Invasions* 22, 3487–3492. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02345-y>
- Castejón, D., Guerao, G., 2013.** A new record of the American blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Decapoda: Brachyura: Portunidae), from the Mediterranean coast of the Iberian Peninsula. *BiolInvasions Rec.* 2, 141–143. <https://doi.org/10.3391/bir.2013.2.2.08>
- Vasconcelos, P., Carvalho, A.N., Piló, D., Pereira, F., Encarnação, J., Gaspar, M.B., Teodósio, M.A., 2019.** Recent and Consecutive Records of the Atlantic Blue Crab (*Callinectes sapidus* Rathbun, 1896): Rapid Westward Expansion and Confirmed Establishment along the Southern Coast of Portugal. *Thalassas* 35, 485–494. <https://doi.org/10.1007/s41208-019-00163-1>
- Cerri, J., Chiesa, S., Bolognini, L., Mancinelli, G., Grati, F., Dragičević, B., Dulčić, J., Azzurro, E., 2020.** Using online questionnaires to assess marine bio-invasions: A demonstration with recreational fishers and the Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1986) along three Mediterranean countries. *Mar. Pollut. Bull.* 156. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111209>
- Cabal, J., Millán, J.A.P., Arronte, J.C., 2006.** A new record of *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Crustacea: Decapoda: Brachyura) from the Cantabrian Sea, Bay of Biscay, Spain. *Aquat. Invasions* 1, 186–187. <https://doi.org/10.3391/ai.2006.1.3.14>
- Farré, M., Lombarte, A., Tuset, V.M., Abelló, P., 2021.** Shape matters: relevance of carapace for brachyuran crab invaders. *Biol. Invasions* 23, 461–475. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02378-3>
- Glamuzina, B., Tutman, P., Glamuzina, L., Vidović, Z., Simonović, P., Vilizzi, L., 2020.** Quantifying current and future risks of invasiveness of non-native aquatic species in highly urbanised estuarine ecosystems—A case study of the River Neretva Estuary (Eastern Adriatic Sea: Croatia and Bosnia–Herzegovina). *Fish. Manag. Ecol.* <https://doi.org/10.1111/fme.12463>
- Nehring, S., 2011.** Invasion History and Success of the American Blue Crab *Callinectes sapidus* in European and Adjacent Waters, in: Galil, B.S. (Ed.),

In the Wrong Place - Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology and Impacts. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 607–624.
https://doi.org/10.1007/978-94-007-0591-3_21