

# Valoración de la fauna piscícola de áreas someras del Mar Menor. Revisión de antecedentes de la especie invasora *Callinectes sapidus*.

**INFORME - Final**

**Julio 2021**

**UNIVERSIDAD DE MURCIA (UMU)**



**Departamento de Zoología y  
Antropología Física**

Grupo de Investigación EOA0-04  
Zoología básica y aplicada a la gestión  
y conservación.

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 DEL MAR MENOR DE LA REGIÓN DE MURCIA**. Tal y como establece el pliego de prescripciones técnicas, este Informe recoge un resumen de las actividades ejecutadas en el marco del Proyecto.

## 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

Antonio Guillén Beltrán

José Manuel Zamora

Ana Sánchez Pérez

#### Recomendación para citar el documento:

Torralva M., Zamora-López A, Guerrero-Gómez A, Guillén-Beltrán A, Zamora-Marín JM, Sánchez A & Oliva-Paterna FJ. 2021. *Valoración de la fauna piscícola de áreas someras del Mar Menor. Revisión de antecedentes de la especie invasora Callinectes sapidus*. Informe – Final. Julio 2021. Universidad de Murcia.

# Valoración de la fauna piscícola de áreas someras del Mar Menor. Revisión de antecedentes de la especie invasora *Callinectes sapidus*.

## INFORME – Final 2021

<b>1. Resumen de antecedentes y objetivos.</b> .....	<b>5</b>
<b>1.1. Antecedentes y justificación específica del proyecto.</b> .....	<b>5</b>
<b>1.2. Descripción del objeto del proyecto.</b> .....	<b>14</b>
<b>2. Equipo de trabajo.</b> .....	<b>19</b>
<b>3. Selección de red de monitoreo y diseño de seguimiento.</b> .....	<b>20</b>
<b>3.1. Periodicidad de muestreo.</b> .....	<b>22</b>
<b>3.2. Metodología de muestreo.</b> .....	<b>22</b>
3.2.1. Localidades de muestreo: tareas de campo. ....	22
3.2.2. Evaluación de la comunidad de peces de pequeña talla y de <i>Callinectes sapidus</i> : Métodos de captura. ....	23
3.2.3. Evaluación de variables abióticas y bióticas: Tipificación de hábitat. ....	25
<b>3.3. Metodología de laboratorio y análisis de datos.</b> .....	<b>27</b>
3.3.1. Procesado de material y obtención de datos. ....	27
3.3.2. Metodología de evaluación de cambios en la comunidad de peces.....	30
3.3.3. Análisis estadístico .....	44
<b>4. Actualización de bases de datos bibliográficos.</b> .....	<b>46</b>
<b>5. Resultados del proyecto.</b> .....	<b>47</b>
5.1 Ejecución de las campañas de muestreo de 2021. Inventario de taxones.....	47
5.2 Indicadores descriptores de la comunidad ictícola de las áreas someras.....	50
5.3. Evolución temporal de especies de interés de conservación e interés comercial. ....	62
5.4. Resultados relativos al establecimiento de <i>Callinectes sapidus</i> en las áreas someras ..	73
<b>6. Conclusiones.</b> .....	<b>76</b>
<b>7. Bibliografía.</b> .....	<b>79</b>



## 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 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 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).
- En el marco del convenio de colaboración que mantiene 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 durante el periodo 2015-17. Estos trabajos se centraron en la utilización de un indicador específico basado en una fracción de la comunidad de peces, resultando escaso 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, hacen indispensable el seguimiento continuado de estudios con estos fines u objetivos paralelos.

- El proyecto **EVALUACIÓN DEL ESTADO DE LA COMUNIDAD DE PECES EN ZONAS SOMERAS TRAS EL FENÓMENO METEOROLÓGICO DANA**, desarrollado entre noviembre de 2019 y abril de 2020 por el Dpto. de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia, 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, recalcando su efecto negativo sobre las poblaciones de especies residentes de la laguna. El impacto negativo de este episodio en la funcionalidad de la comunidad ictícola y en la calidad ecológica de las áreas someras, así como la ausencia de signos inmediatos de recuperación, hizo indispensable la evaluación de la respuesta a largo plazo para esclarecer la resiliencia del sistema.

- Durante el proyecto **EVALUACIÓN DE LA RECOLONIZACIÓN DE LA ICTIOFAUNA DE LAS ZONAS SOMERAS SOMETIDAS A 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 recalca 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.

- De forma paralela, y durante la ejecución de los comentados proyectos desarrollados entre los años 2015 y 2020, 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 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 momentos 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 Hm<sup>3</sup>) 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 de 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 Hm<sup>3</sup>, agravando aún más la situación en la laguna.

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 las EEI.

### **Ictiofauna en zonas someras: situación actual y necesidad de actualización/seguimiento continuado**

La información previa recabada en los diversos proyectos y estudios de ictiología desarrollados en el Mar Menor, han constatado la presencia en las áreas someras de un total de 53 especies, representado éstas el 74% de las especies de interés comercial y el 87% de interés para la conservación de las presentes en el conjunto lagunar. Estas zonas tienen un importante papel como lugares de reproducción y reclutamiento, mostrando una relación significativa en el mantenimiento de sus poblaciones. Además, cabe destacar el papel como zonas de refugio que las áreas someras han adquirido en los últimos años ante la patente degradación del sistema y la pérdida de la cobertura vegetal en el interior de la laguna. Esto también se traduce en la ausencia, durante este periodo, de cambios significativos en la calidad ecológica de las áreas someras evaluada con las comunidades de peces (valores de EMFI: Estuarine Multimetric Fish Index). Sin embargo, en comparación con periodos de referencia, se observó una tendencia a la disminución de abundancia y biomasa de la comunidad de peces. Además, se observaron cambios cualitativos en la composición y estructura de la comunidad marcados por cambios significativos en taxones de interés conservacionista y/o comercial (ej.

Signátidos, Chirrete (*Atherina boyeri*), *Pomatoschistus marmoratus*, Espáridos, etc.).

Las campañas de muestreo desarrolladas durante 2020 reflejaron, en base a los datos ictiológicos, una calidad ecológica menor en las áreas someras afectadas por la mortandad, si bien, a finales del mismo se apreció una puntual equiparación respecto a lo observado en las zonas control. No obstante, el conjunto de las áreas someras de la laguna mostró en términos generales valores inferiores a los obtenidos en 2019. Esto se traduce en un decremento de la calidad ecológica de las localidades no sometidas a la mortandad masiva, reflejando una extensión de la delicada situación de la comunidad de peces en el conjunto perimetral.

Una de las herramientas útiles para definir el estado de calidad de la laguna es conocer cuál es el estado ecológico de la comunidad de peces de las zonas someras. En el caso que nos ocupa, saber si se está produciendo una recuperación de la ictiofauna no solo refleja recobrar el papel funcional y ecológico que cumplen dichas áreas, sino que también nos informa sobre lo que puede estar ocurriendo en zonas más profundas de la laguna.

Además, el análisis actualizado del estado ecológico de la comunidad de peces de áreas someras es útil para definir el estatus de calidad de la laguna y esencial para determinar procesos ecológicos claves en el Mar Menor que generan y mantienen su biodiversidad, tales como la conectividad entre los diferentes estratos de hábitat y componentes bióticos (áreas someras litorales, ictioplancton, comunidades bentónicas de zonas profundas). A su vez, el establecimiento de directrices para la gestión sostenible de las pesquerías en el Mar Menor y la evaluación específica del estatus de conservación de especies prioritarias (ej. *Aphanius iberus*) precisan de un conocimiento continuo del reclutamiento y alevinaje en sus zonas someras como hábitats críticos.

La Dirección General del Mar Menor, junto con la Dirección General de Medio Natural, disponen de información reciente previa y posterior al efecto de las DANAs obtenida a través de otros proyectos de investigación, ya terminados, como son el “*Estudio del estado de ictiofauna indicadora en zonas someras, mejoras de la información y aplicación en la redacción de proyectos en el Mar Menor*”, “*Evaluación del estado de la comunidad de peces en zonas someras tras el fenómeno meteorológico DANA*” y “*Evaluación de la recolonización de la ictiofauna de las zonas someras sometidas a mortandades por fenómenos de anoxia*”. No obstante, es necesario monitorear las comunidades de peces de

áreas someras para seguir evaluando el estado del ecosistema lagunar, así como la extensión temporal de los cambios detectados en el año 2020.

### **Fauna exótica invasora (*Callinectes sapidus*): situación actual en zonas someras del mar menor.**

Las invasiones biológicas, ocasionadas por especies exóticas invasoras (EEIs), son uno de los principales desencadenantes del denominado cambio global, que pueden impactar negativamente sobre los servicios ecosistémicos y la salud humana (Richardson and Pyšek, 2008). En las últimas décadas, estos procesos de invasión están incrementando notablemente (Essl et al. 2015, Roques et al. 2016), siendo el sudoeste de Europa un ejemplo paradigmático de ello (Oliva-Paterna et al. 2021). Esta situación ha llevado a considerar recientemente esta amenaza como la segunda causa de pérdida de biodiversidad a nivel mundial, por delante del calentamiento global, si bien existen interrelaciones entre los diferentes procesos que desencadenan las extinciones (Bellard et al. 2016).

Concretamente, los ecosistemas de transición son especialmente sensibles a estos procesos de invasión (Occhipinti-Ambrogi, 2007). Por ello, dada la delicada situación del Mar Menor, es clave realizar un seguimiento de las mismas, ya que pueden incrementar las presiones a las que sus comunidades biológicas están sometidas, así como ocasionar impactos socioeconómicos (Pysék et al. 2020).

El cangrejo azul o jaiba [*Callinectes sapidus* (Ratbhun, 1826)] es un crustáceo decápodo originario del Atlántico occidental que presenta sus primeros registros en aguas europeas en el siglo pasado. En los últimos años, esta especie ha colonizado gran parte del Mediterráneo (Taybi & Maubouki, 2020) llegando a elevadas densidades en entornos como el delta del Ebro, donde ha comenzado a dominar las capturas, ejerciendo un notable impacto en la actividad pesquera relacionada con moluscos (Prado et al. 2020). A su vez, recientes estudios relativos a su posición trófica confirman como puede ejercer presión por competencia y depredación en ecosistemas similares al Mar Menor, incluyendo la comunidad ictiológica (Mancinelli et al. 2016; 2017). De esta manera, conocer la dinámica de la especie en zonas críticas del Mar Menor, como son sus áreas someras, es necesario para establecer posibles relaciones con la biota del entorno. Estos ambientes, que han mostrado resiliencia ante las crisis distróficas lagunares de los últimos años, preservando una diversa y

abundante comunidad ictiológica podrían verse comprometidos con la expansión de esta especie.

La reciente colonización del cangrejo azul en el Mar Menor supone un grave impacto, ejerciendo procesos de depredación y competencia con las especies nativas, así como generando pérdidas económicas directas fruto de las roturas en artes de pesca y los daños ocasionados en el resto de capturas (Nehring, 2011). Actualmente existe un elevado desconocimiento del comportamiento del cangrejo azul en la laguna. Los datos apuntan a una rápida expansión en la laguna a partir de 2018, llegando a superar los 3500 kg en lonja en los primeros 8 meses de 2019. Si bien los datos de pesca no cumplen una estandarización precisa e impiden inferir correctamente su distribución y abundancia, los picos de capturas se dan en verano. Respecto a su dieta, su principal presa son los crustáceos, mayoritariamente langostinos (*Panaeus sp.*), una especie con alto interés comercial. Cabe destacar también la depredación sobre caballito de mar (*Hippocampus guttulatus*), que podría suponer una presión añadida sobre especies bentónicas amenazadas (Muñoz et al. 2019). Esto hace patente la necesidad de continuar indagando en aspectos de su biología, como son sus patrones estacionales, su distribución o su densidad, sobre todo en lugares sensibles, como son las áreas someras mencionadas anteriormente.

En investigaciones relativas a la especie en estuarios donde es nativa, la red de arrastre manual ha sido empleada como método de captura (Clarkson et al. 2020). Experiencias de campo previas del Departamento de Zoología de la Universidad de Murcia han constatado su eficacia en áreas someras del Mar Menor, llegando a capturar más de 10 ejemplares/100 m<sup>2</sup> en determinadas localidades. De esta manera, esta metodología es útil para inferir densidades, permitiendo también obtener información relativa a tallas y sex-ratio con el procesado de los ejemplares, así como establecer relaciones precisas con variables del hábitat cuantificadas en la superficie prospectada.

En consonancia con lo expuesto, uno de los objetivos de este proyecto es generar información base de la distribución, abundancia, tallas y sex-ratio de esta especie en las áreas someras de la laguna del Mar Menor, actualizando la información bibliográfica existente relativa a invasiones biológicas de la especie en ecosistemas de transición similares. Esta información representa una primera fase de estatus de conocimiento sobre la especie, que ayudará a futuros proyectos que deben ser realizados para poder generar propuestas y estrategias de gestión destinadas a controlar la especie y minimizar sus impactos.

El Grupo de Investigación de Zoología Básica y Aplicada a la Gestión y la Conservación del Departamento de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia, lleva trabajando en la evaluación de las comunidades de peces en zonas someras del Mar Menor, análisis del efecto del estado eutrófico actual y de problemáticas previsibles asociadas a la gestión en el Mar Menor desde 1990. A su vez, la temática de especies invasoras ha sido una línea recurrente en las investigaciones del grupo desde el año 2000, trabajando en proyectos relacionados con EEIs de la cuenca del río Segura (p. ej. LIFE Ripisilvanatura), siendo en determinadas ocasiones especies objetivo algunos crustáceos invasores como el cangrejo rojo americano y el cangrejo señal (Zamora-Marín et al. 2016). Actualmente, dicho Departamento se encuentra inmerso en la coordinación del proyecto LIFE INVASAQUA, el cuál trata de generar conocimiento relativo a EEIs acuáticas de ecosistemas continentales y de aguas de transición, incluyendo entre sus áreas de estudio la laguna del Mar Menor. Además, actualmente personal docente e investigador del Departamento de Zoología y Antropología, está tutelando Trabajos Fin de Máster (TFMs) relativos a la biota invasora del Mar Menor y su entorno, con el objetivo de inventariar de la forma más precisa posible las EEIs presentes y definir sus principales vías de entrada, con intención de proponer medidas de gestión para reducir el impacto y la llegada de nuevas especies con carácter invasor. Por todo ello, es difícil encontrar otros Departamentos de la Universidad de Murcia que cuenten con expertos, más experimentados, en la materia y problemática existente en el Mar Menor en lo relativo a su ictiofauna y la amenaza de EEIs.

## 1.2. Descripción del objeto del proyecto.

Según lo descrito en el pliego de cláusulas administrativas, técnicas y económicas, la Dirección General del Mar Menor de la Región de Murcia, propuso el presente estudio ante los resultados y conclusiones del proyecto “*Evaluación de la recolonización de la ictiofauna de las zonas someras sometidas a mortandades por fenómenos de anoxia*”, así como atendiendo a la necesidad de evaluar el estado actual de las comunidades de peces de sus áreas someras y la patente expansión de la EEI *Callinectes sapidus*.

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 *C. sapidus* en los hábitats críticos de las áreas someras del Mar Menor.**

### Definición de tareas y cronograma de trabajos realizados

Según lo descrito en el pliego de cláusulas administrativas, técnicas y económicas, las tareas necesarias para la *Valoración de la fauna piscícola de áreas someras del Mar Menor. Revisión de antecedentes de la especie invasora Callinectes sapidus*, 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 durante invierno y primavera de 2021 el estatus de la ictiofauna tras los sucesivos episodios de estrés ambiental previos en áreas críticas de afección.
- Recabar información bibliográfica, relativa a la biología y características, como especie exótica invasora exitosa, del cangrejo azul (*Callinectes sapidus*), necesaria para ayudar al diseño de futuros trabajos y actuaciones de gestión de dicha especie en la laguna del Mar Menor.

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 en base a 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	
<b>T1</b>	Búsqueda y actualización de bases de datos y documentos bibliográficos
<b>T2</b>	Establecimiento de puntos de muestreo para la red de monitoreo.
<b>T3</b>	Muestreo de campo a escala de red de monitoreo.
<b>T4</b>	Evaluación y análisis de datos.
<b>T5</b>	Elaboración de informes

**Tabla. 1.2.** Cronograma de las tareas desarrolladas en el proyecto.

Tareas	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO
<b>T1</b>							
<b>T2</b>							
<b>T3</b>							
<b>T4</b>							
<b>T5</b>							

**(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 *C. 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 los muestreos de invierno y primavera e inicio inmediato de la toma de muestras.

**(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 dos campañas de muestreo (invierno y primavera) en la totalidad de localidades de la red de monitoreo establecida, orientadas al seguimiento de las comunidades ictícolas y a la determinación preliminar del estatus poblacional de *C. sapidus* en las áreas someras.
- Procesado y análisis de los datos obtenidos (campo y laboratorio).

La técnica de muestreo empleada para la obtención de muestras de ictiofauna y de la EEI *C. sapidus* en las áreas someras del Mar Menor ha sido la red de arrastre manual. Esta técnica no selectiva es considerada como el método de muestreo idóneo para la captura de alevines en zonas de escasa corriente y profundidad, siendo a su vez testada su eficacia para la captura estandarizada de *C. sapidus* en otras regiones geográficas y en el Mar Menor (Clarkson et al. 2020). Además, la red de arrastre no implica la muerte de los ejemplares capturados ni una grave alteración de los hábitats.

#### **(T4) Evaluación y análisis de datos para determinar el estatus poblacional de los taxones que componen la comunidad de peces de las áreas someras.**

Se han llevado a cabo diversos análisis estadísticos sobre parámetros indicadores de la comunidad ictiológica, con el objeto de determinar en qué estado se encuentran las poblaciones de peces presentes en las áreas someras del Mar Menor respecto a los datos obtenidos en estudios previos. Además, se han realizado análisis espacio-temporales para testar la resiliencia, o por el contrario persistencia del impacto, en las comunidades ictiológicas afectadas por eventos de mortandad.

Los datos han sido analizados a nivel de localidad en base a su riqueza, abundancia, biomasa y diversidad, así como a nivel estructural y de complejidad de la comunidad ictícola presente en las áreas someras. A su vez, se ha analizado la evolución del índice EMFI desarrollado para su implementación en las áreas someras del Mar Menor, permitiendo así detectar cambios en la calidad ecológica del medio.

La presencia y evolución de *Callinectes sapidus* en las áreas someras del Mar Menor, ha sido analizada en términos de abundancia y frecuencia de aparición. La información resultante permitirá orientar próximos estudios, de cara al planteamiento y desarrollo de estrategias de gestión y control de la especie en la laguna.

#### **(T5) Elaboración de informes**

- **Informe inicial (marzo 2021).** Diseño específico del trabajo a desarrollar y resultados de la ejecución de las tareas T1 y T2.

- **Informe intermedio (abril 2021).** Resultados e información relativa a la campaña de muestreo de invierno de 2021.
- **Informa final (julio 2021).** 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 *Conservación y Biología 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 *Conservación y Biología 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.

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

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. Del mismo modo, la diversidad de tipologías de hábitats muestreados y la distribución de las localidades de muestreo a lo largo de todo el perímetro lagunar permitirá aportar información relativa a la presencia y distribución de *C. sapidus* en las áreas someras del Mar Menor.

Durante el mes de febrero, se realizaron **2 jornadas de campo** destinadas a evaluar de forma visual el estado de la orilla litoral del Mar Menor, de cara a asegurar la viabilidad logística del muestreo y diseñar así una correcta red de monitoreo que permitiera cumplir con los objetivos del presente proyecto.

Por otro lado, cabe recordar que en la última temporada la cubeta norte de la laguna se había visto afectada por episodios de mortandades masivas. Por ello, y con el objetivo complementario de estudiar la resiliencia de las comunidades de peces de sus áreas someras, se han establecido dentro de la Red de Monitoreo del presente proyecto tres sectores: Villananitos (AS15), Molino de la Calcetera (AS16) y Encañizadas (AS00). A su vez, se han seleccionado 15 localidades de referencia, permitiendo así evaluar el paralelismo entre las tendencias de las localidades que componen dicha Red de Monitoreo (Figura 3.1) y Tabla 3.1. **Estas localidades permiten completar el área de seguimiento estacional que se ha realizado, de forma ininterrumpida, desde invierno de 2018 en el marco de proyectos previos, permitiendo evaluar el estado actual y la evolución temporal del conjunto perimetral en términos de medio-largo plazo.**

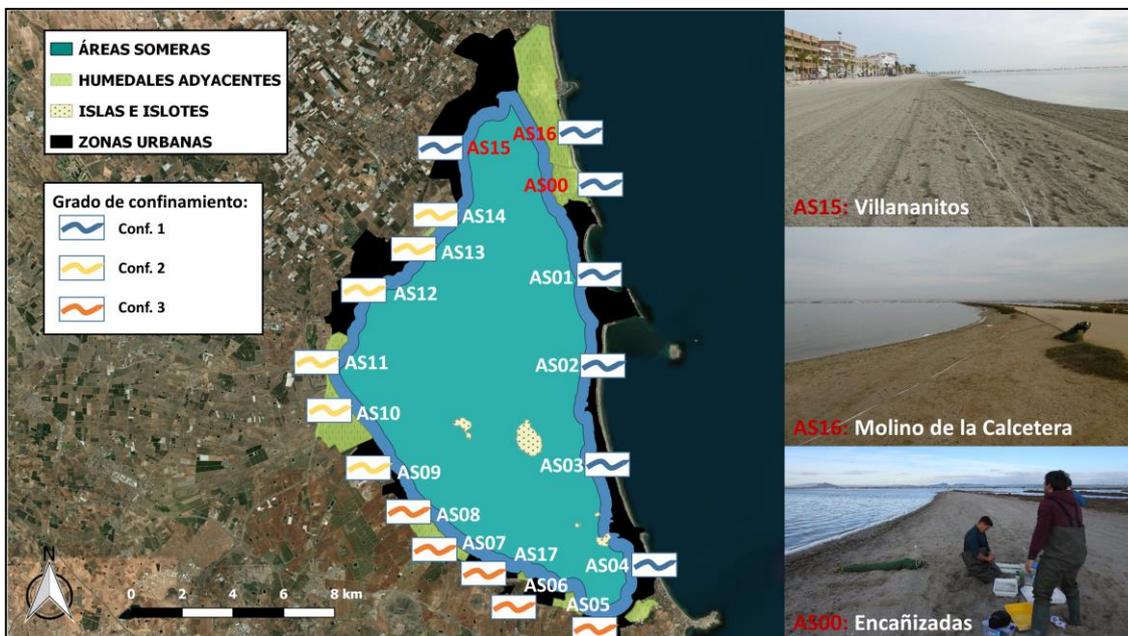


Figura 3.1. Localidades que componen la red de monitoreo establecida.

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

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

### 3.1. Periodicidad de muestreo.

Durante el mes de **febrero e inicios de marzo de 2021 se realizó la campaña de muestreo correspondiente a la estación de invierno**. Durante la segunda quincena del mes de **abril y primera semana de mayo se llevó a cabo la campaña de muestreo correspondiente a la estación de primavera** (ver apartado 5.1). Estos muestreos han abarcado en su conjunto dos réplicas estacionales de las 18 localidades que componen la red de monitoreo establecida (Tabla 3.1).

### 3.2. Metodología de muestreo.

#### 3.2.1. 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 y análisis y comparación con la información ya existente recabada en estudios previos.

La unidad de muestreo definida en las áreas someras es la **localidad**, entendiéndose cada una de éstas por la **extensión comprendida por 200 – 300 m 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.
- (3) Evaluación de la EEI *C. sapidus*: Realización de muestreos cuantitativos (estandarizados según esfuerzo superficial) + muestreo cualitativo.

El equipo de investigación de la Línea de 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.

### 3.2.2. Evaluación de la comunidad de peces de pequeña talla y de *Callinectes sapidus*: Métodos de captura.

Debemos entender la evaluación o inventario como la totalidad de actividades encaminadas a evaluar la cantidad, calidad y distribución geográfica de la comunidad. Con esta finalidad, la valoración de la comunidad ictiológica, así como de las poblaciones de *Callinectes sapidus*, en cada una de las localidades de muestreo, ha sido obtenida mediante muestreos cuantitativos 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, han permitido recabar información a nivel de localidad, pudiendo analizar relaciones espacio-temporales.

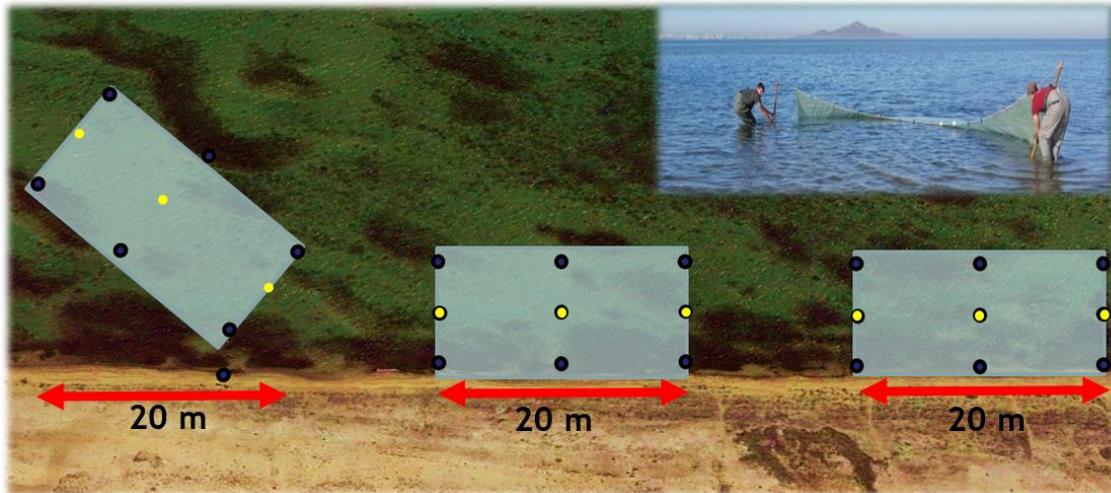
ESFUERZO DE MUESTREO POR LOCALIDAD
<b>3 Muestreos semicuantitativos + 1 Muestreo cualitativo</b>
<p>Muestreo cuantitativo:</p> <p><b>Metodología:</b> Red de arrastre manual (10 x 1,5 m; sin copo), 5 mm Luz de malla. (Arrastres paralelos y oblicuos a la orilla).</p> <p><b>Esfuerzo de Muestreo:</b> Arrastre de 160 m<sup>2</sup> (20x8 m) x 3 = 480 m<sup>2</sup> de arrastre / Localidad</p> <p><b>Resultados:</b> Capturas por Unidad de Esfuerzo (CPUEs) y Biomasa por Unidad de Esfuerzo (BPUEs): CPUEs = n<sup>o</sup> individuos / 160 m<sup>2</sup> (= n<sup>o</sup> individuos / Arrastre) BPUEs = g de individuos / 160 m<sup>2</sup> (= g de individuos / Arrastre)</p>
<p>Muestreo cualitativo:</p> <p><b>Metodología:</b> Red de arrastre manual (10 x 1,5 m; sin copo), 5 mm Luz de malla. Salabres o Cedazos. Minnow-Traps (Trampas tipo Minnow).</p> <p><b>Esfuerzo de Muestreo:</b> Variable según la metodología, pero fijo en tiempo total.</p> <p><b>Resultados:</b> n<sup>o</sup> de especies (Riqueza específica, S)</p>

### **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. A su vez, su reducida luz de malla ( $\leq 5\text{mm}$ ) permite la captura de individuos juveniles de *Callinectes sapidus*, especie exótica invasora y también objetivo del presente proyecto, cuya captura con otras técnicas de elevada eficacia para ejemplares adultos, (por ejemplo nasas cangrejas), se vería altamente dificultada. 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.

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  $160\text{m}^2$ , 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.

### 3.2.3. 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 3.2):

- 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 3.2.** Variables de hábitat que serán evaluadas en los muestreos.

	<b>Unidad de medida</b>	<b>Metodología de medida</b>
<b>Variables fisicoquímicas</b>		
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 <sup>2</sup>	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
<b>Variables bióticas</b>		
Vegetación acuática. (Recubrimiento)	% / m <sup>2</sup>	Valoración porcentual media /Arrastre
Volumen/densidad	Escala ordinal (1-5)	Valoración ordinal / 1 estima /Arrastre

### 3.3. Metodología de laboratorio y análisis de datos.

#### 3.3.1. Procesado de material y obtención 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. Una vez procesada la totalidad de la muestra, los ejemplares son liberados en el medio. En cuanto a los ejemplares de *Callinectes sapidus* capturados, estos fueron retirados del medio y trasladados al laboratorio para su posterior análisis, de acuerdo a la legislación vigente en cuanto al manejo de EEIs.

#### 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 ( $\pm 0.1$  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 (< 5 %), 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 depositando en bateas 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 según el modo de reproducción (Franco et al. 2008).

De esta manera, en la tabla 3.3 se describen las variables evaluadas para el presente proyecto a distintos niveles.

**Tabla 3.3.** Descripción de las variables a analizar correspondientes a la comunidad ictiológica y la especie invasora *Callinectes sapidus*.

<b>Nivel de Análisis = Comunidad</b>		
<i>Variables</i>	<i>Metodología</i>	<i>Resultados de Análisis</i>
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
<b>Nivel de Análisis = Especie-Individuo</b>		
<i>Variables</i>	<i>Metodología</i>	<i>Resultados de Análisis</i>
<i>Nº de individuos / Especie</i>	Ictiómetro ( $\pm 1$ mm)	Abundancia especie
<i>Peso de individuos / Especie</i>		Biomasa especie
<i>Longitud Furcal media poblacional</i>	Extrapolación de pesos a partir de rectas de crecimiento a nivel de especie	Parámetros poblacionales
<i>Longitud Standard media poblacional</i>		EMFI
<b>Nivel de análisis = <i>Callinectes sapidus</i></b>		
<i>Variables</i>	<i>Metodología</i>	<i>Resultados de Análisis</i>
Nº/individuos	Ictiómetro ( $\pm 1$ mm)	Distribución
<i>Longitud</i>	Sexado	Abundancia especie

Sexo		Parámetros poblacionales
------	--	--------------------------

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.:** Investigador procesando muestras en laboratorio.

### 3.3.2. 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 =  $n^0$  individuos / 160 m<sup>2</sup> (=  $n^0$  individuos / Arrastre perimetral)
- BPUEs =  $n^0$  individuos / 160 m<sup>2</sup> (= peso capturas / Arrastre perimetral)

## Indicador del estado de conservación de las áreas someras mediante las comunidades de peces. *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 3.3.) 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 3.3.** Métricas utilizadas para el desarrollo de la adaptación del EMFI a las áreas someras del Mar Menor.

Métrica	Descripción	
<b>Diversidad y composición de especies</b>		
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.
<b>Abundancia</b>		
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.
<b>Uso de las áreas someras</b>		
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 esperadas.
8	Riqueza de especies migradoras	Proporción del nº de especies migradoras detectadas respecto a 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.
<b>Integridad trófica</b>		
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 3.4.) (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 3.4.** 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

Especies	Categorización de abundancias teóricas			
	Invierno	Primavera	Verano	Otoño
<i>Gobius niger</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Escaso
<i>Gobius paganellus</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
<i>Hippocampus guttulatus</i>	Ausente	Ausente	Muy escaso	Muy escaso
<i>Lipophrys dalmatinus</i>	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso	Muy escaso
<i>Liza aurata</i>	Muy abundante	Muy abundante	Moderado	Moderado
<i>Liza ramada</i>	Abundante	Escaso	Muy escaso	Muy escaso
<i>Liza 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

Especies	Categorización de abundancias teóricas			
	Invierno	Primavera	Verano	Otoño
<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 3.5). 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 uno de las unidades de muestreo (Tabla 3.6.).

**Tabla 3.5.** 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

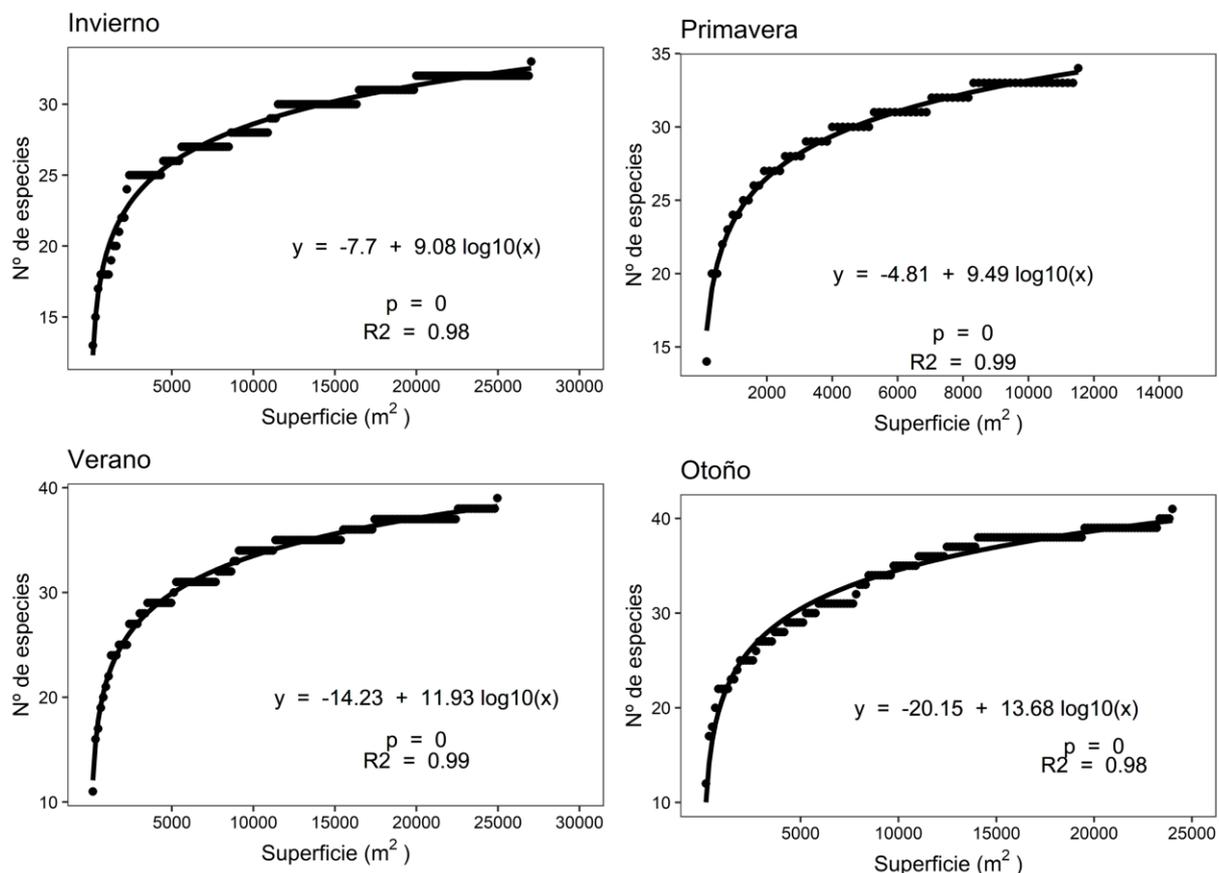
**Tabla 3.6.** Listado de especies incluidas en catálogos de conservación. **DD:** datos insuficientes; **LC:** preocupación menor; **NT:** casi amenazada; **VU:** Vulnerable; **EN:** en peligro; **CR:** en peligro crítico

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

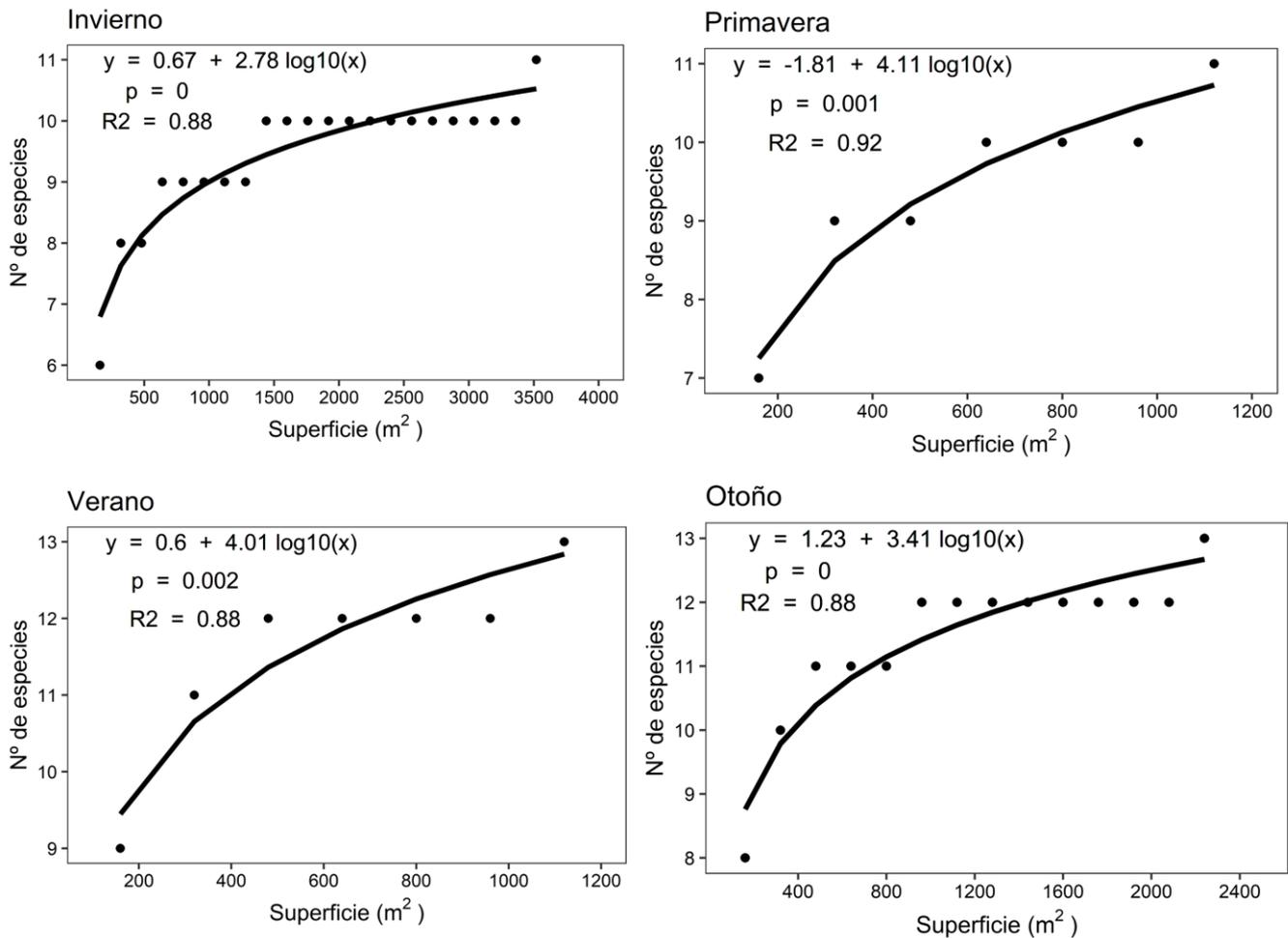
Para el cálculo de las métricas 1 (riqueza de especies), 7 (riqueza de especies residentes), 8 (riqueza de especies migradoras marinas), 11 (riqueza de especies zoobentívoras) y 12 (riqueza de especies piscívoras) se procedió a la elaboración de **Curvas de acumulación** que reflejan el número máximo de especies detectadas en relación a la superficie de muestreo (Figuras 3.6 - 3.10). Las ecuaciones resultantes permiten obtener los valores máximos

teóricos del número de especies, según sea la métrica, para cada superficie de muestreo.

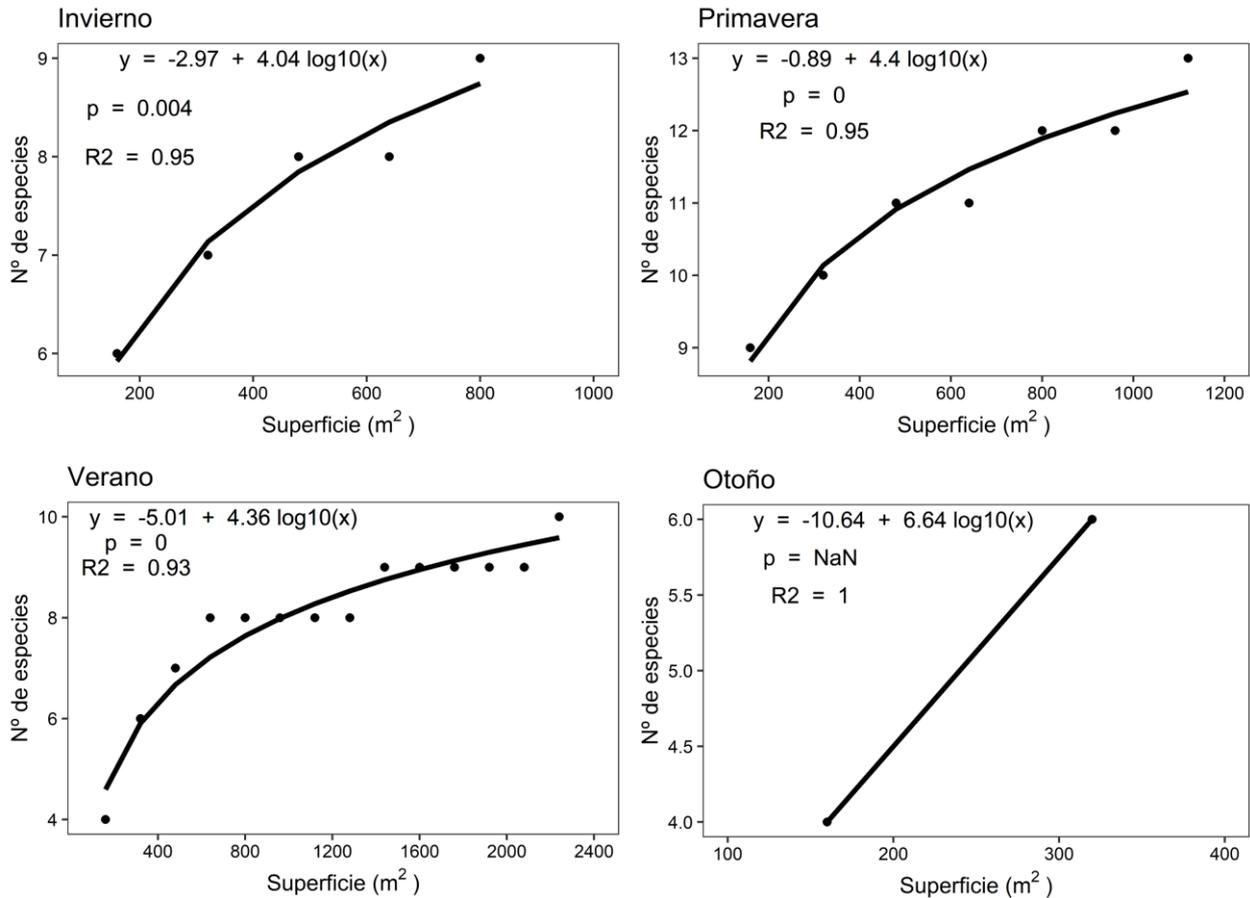
De esta forma, el cálculo de cada una de las métricas en las diferentes unidades de muestreo se realizó como la proporción de especies, obtenida en cada localidad y periodo, respecto a la riqueza teórica reflejada para una superficie de 480 m<sup>2</sup>. La métrica 5 (dominancia), debido a sus particularidades 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.



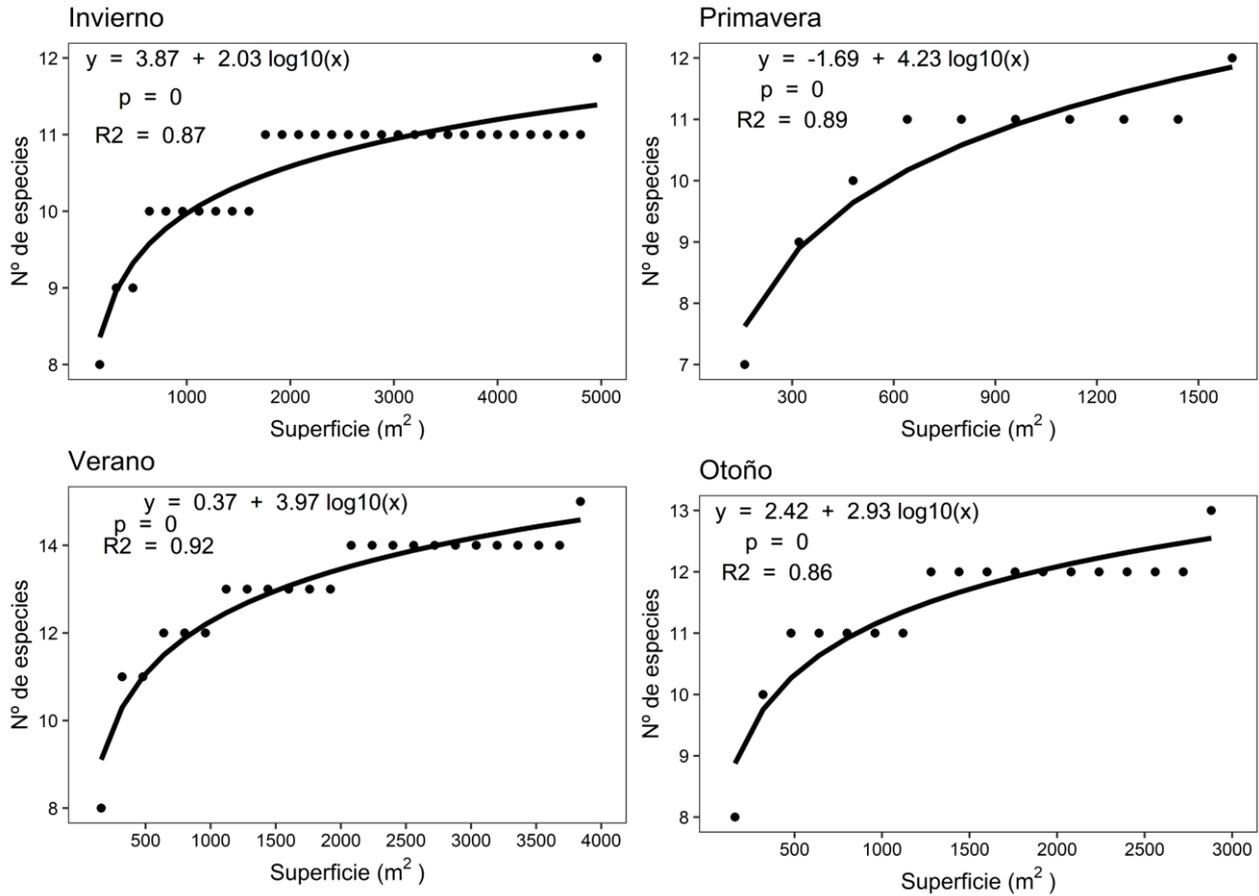
**Figura. 3.6.** Regresiones establecidas entre la riqueza total de especies y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones de muestreo.



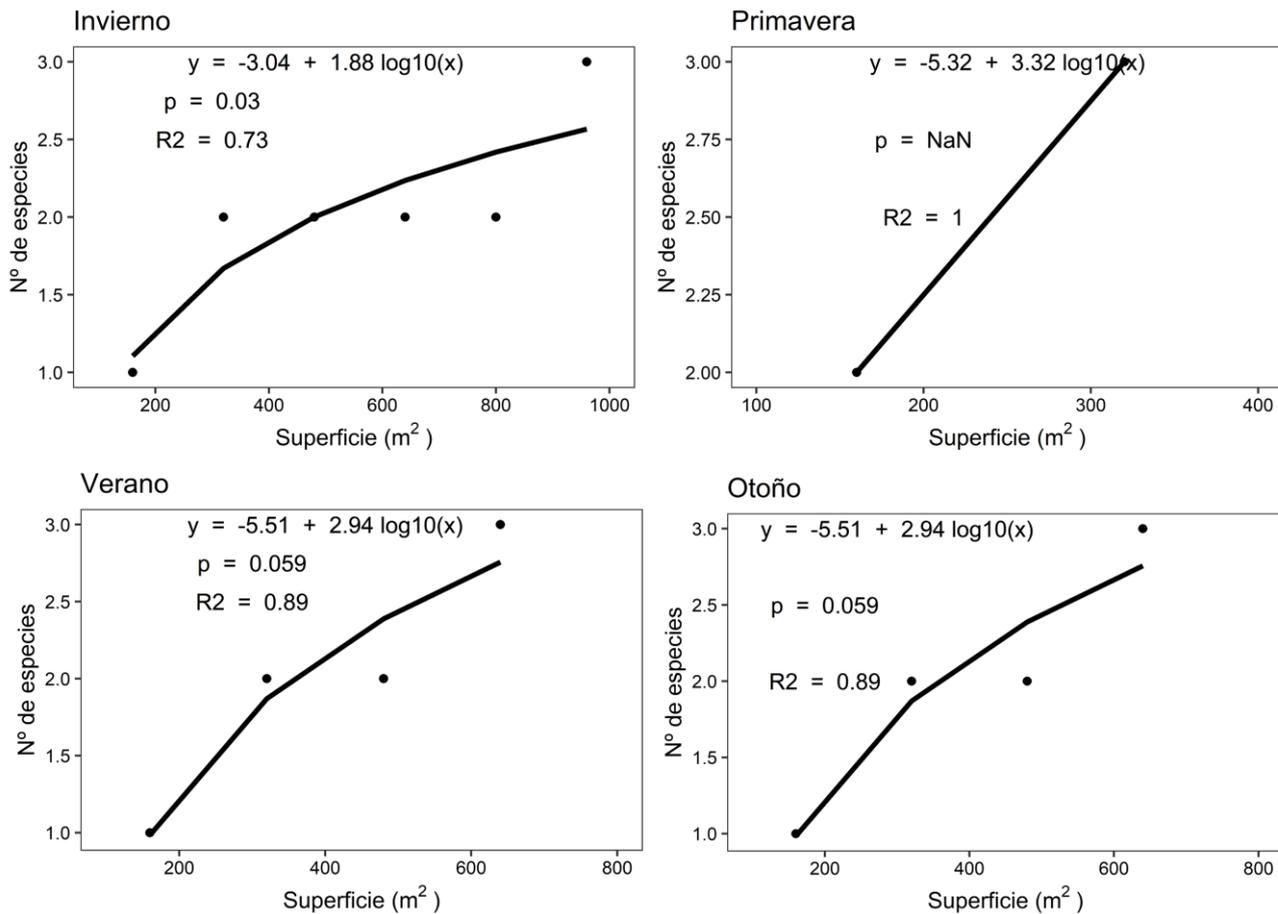
**Figura. 3.7.** Regresiones establecidas entre la riqueza de especies residentes y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones de muestreo



**Figura. 3.8.** Regresiones establecidas entre la riqueza de especies migrantes y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones de muestreo



**Figura. 3.9.** Regresiones establecidas entre la riqueza de especies zoobentónicas y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones de muestreo



**Figura. 3.10.** Regresiones establecidas entre la riqueza de especies piscívoras y la superficie de la unidad de muestreo para las 4 estaciones de muestreo.

Las métricas se han aplicado de forma individual para cada una de las unidades de estudio en las diferentes réplicas temporales. Los valores obtenidos se han ponderado atendiendo a los umbrales de puntuación de cada métrica y a los criterios preestablecidos (Tabla 3.7).

**Tabla 3.7.** Adaptación del índice EMFI. Rangos de valores de las métricas y criterios de puntuación.

Métrica	Puntuación					
	1	2	3	4	5	
<b>Diversidad y composición de especies</b>						
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%
<b>Abundancia</b>						
4	Abundancia de especies	<10%	≥10% - <20%	≥20% - <30%	≥30% - <40%	≥40%
5	Dominancia	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%
<b>Uso de las áreas someras</b>						
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%
<b>Integridad trófica</b>						
11	Riqueza de especies zoobentívoras	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%
12	Riqueza de especies piscívoras	<20%	≥20% - <40%	≥40% - <60%	≥60% - <80%	≥80%
13	Abundancia de especies zoobentívoras	<5% o >95%	≥5% - <10% o >90% - ≤95%	≥10% - <25% o >75% - ≤90%	≥25% - <40% o >60% - ≤75%	≥40% - ≤60%
14	Abundancia de especies piscívoras	0%	0% - <1%	≥1% - <5%	≥5% - <10%	≥10%

### 3.3.3. Análisis estadístico

Se ha aplicado el tratamiento estadístico más adecuado con el objetivo de alcanzar el análisis de los datos más robusto posible (Anderson, 2017). Se consideró oportuno excluir de los análisis las estaciones de verano y otoño de los años anteriores, al no disponer de los referentes al año 2021, y estar ya analizadas las referentes a los años anteriores en informes pretéritos. A su vez, también se excluyeron los datos de 2002/04, también analizados en informes previos, por no mantener una simetría espacial con los realizados desde 2018 en adelante. De esta manera, la matriz de datos a analizar en el presente informe refleja una simetría espacio-temporal que nos permite indagar en las variaciones de una manera más detallada, así como en la interacción de los diferentes factores considerados. Estos fueron, por un lado, a nivel temporal (año y estación), y por otro, a nivel espacial. Dentro de este último, se consideró la naturalidad de la línea de costa (Natural vs Artificial), el tiempo de renovación de las aguas con el Mediterráneo (Grado de confinamiento [en base a García-Oliva et al. (2018)]: 1 (150-250 días); 2 (250-350 días); 3 (> 350 días)), así como el impacto de la mortandad masiva de octubre de 2019 (Impactadas vs Control). **Factor Naturalidad**

- Naturales
- Artificiales

**Factor Grado de confinamiento** [en base a García-Oliva et al. (2018)]

- Confinamiento 1 = tiempo de renovación de agua 150-250 días
- Confinamiento 2 = tiempo de renovación de agua 250-350 días
- Confinamiento 3 = tiempo de renovación de agua >350 días

**Factor Afección por mortandad en 2019**

- Impactadas
- Control

**Factor Año**

- 2018
- 2019
- 2020

- 2021

### Factor Estación

- Invierno
- Primavera

Se utilizó el software PRIMER V6 (Clarke & Gorley, 2005), realizándose 3 diseños de análisis permutacional de la varianza (PERMANOVA) sobre la matriz de distancias euclidianas de cada métrica descrita en los apartados anteriores (Anderson, 2017):

- Sector (factor aleatorio anidado en Naturalidad), Naturalidad (factor fijo), Año (factor fijo), Estación (factor fijo).
- Sector (factor aleatorio anidado en Grado de confinamiento), Grado de confinamiento (factor fijo), Año (factor fijo), Estación (factor fijo).
- Sector (factor aleatorio anidado en Sometidas a mortandad), Sometidas a Mortandad (factor fijo), Año (factor fijo), Estación (factor fijo).

Con el fin de conocer los cambios en términos de estructura y composición de la comunidad, también se aplicó este mismo diseño realizándose para la matriz de distancias de Bray-Curtis de las abundancias y biomásas de las diferentes especies transformadas a la raíz cuarta (Anderson, 2017). Seguidamente, se realizó un *test SIMPER* (Clarke, 1993) para conocer qué especies generaron los cambios significativos en la estructura y composición.

Respecto a la especie invasora *Callinectes sapidus*, se realizó un PERMANOVA sobre las distancias euclídeas de su abundancia y frecuencia de aparición (Anderson, 2017), considerando solo las estaciones de primavera e invierno. En este caso se consideraron los factores año y estación, no siendo posible realizar un análisis espaciotemporal más profundo fruto de sus bajos valores de abundancia y frecuencia de aparición.

#### 4. Actualización de bases de datos bibliográficos.

Con el objetivo de elaborar un diseño de estudio orientado a evaluar la situación actual de la comunidad de peces, así como la de la especie invasora *Callinectes sapidus*, se ha realizado una búsqueda y selección bibliográfica de estudios y artículos de referencia en esta temática. Esta labor de búsqueda se ha mantenido durante todo el periodo de vigencia del proyecto, garantizando así la actualización continua de base de datos bibliográfica. Ésta ha sido clave para el establecimiento de una red de monitoreo apropiada. A su vez, la información aportada por la bibliografía registrada permitió esclarecer y diseñar una planificación del trabajo, abordando aspectos claves como la periodicidad, superficie de muestreo o variables ambientales a determinar, factores esenciales para la consecución de los objetivos del presente proyecto.

Además, se ha orientado la búsqueda bibliográfica a la temática de invasiones biológicas de *C. sapidus* en ecosistemas de transición.

De forma adjunta al informe del presente proyecto se anexan dos directorios bibliográficos: “**Bibliografía *Callinectes sapidus***” y “**Bibliografía-Comunidad\_Ictiológica**”.

## 5. Resultados del proyecto.

### 5.1 Ejecución de las campañas de invierno y primavera de 2021. Inventario de taxones

***Programas de seguimiento a escala de red de monitoreo: Primavera 2020.***

Días de trabajo en campo (Febrero + Marzo + Abril + Mayo): 17 días totales [2 (prospección) + 15 (muestreo)]

Localidades prospectadas (Febrero + Marzo + Abril + Mayo): 30 Localidades, pertenecientes a los 18 Sectores del programa de seguimiento en dos estaciones (invierno y primavera) (Tabla).

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

#### ***Febrero-Marzo y Abril-Mayo 2021***

Unidades de muestreo de comunidad de peces y *Callinectes sapidus* (febrero y marzo 2021): 108 arrastres cuantitativos + 24 arrastres cualitativos.

Sector	Localidad	Coord. XX	Coord. YY	Fecha Invierno	Fecha Primavera
AS00	Las Encañizadas	37°46'44.8"N	0°45'23.1"W	23/02/2021	13/04/2021
AS01	Escuela de Pieter	37°46'05.0"N	0°44'54.6"W	01/03/2021	
AS01	Navemar	37°45'11.4"N	0°44'31.5"W		13/04/2021
AS02	Paquebote	37°44'15.3"N	0°44'21.2"W	24/02/2021	
AS02	Punta Seca	37°43'42.4"N	0°44'23.7"W		13/04/2021
AS03	Área Sunset	37°42'20.7"N	0°44'34.2"W	01/03/2021	
AS03	Rte. El Molino	37°41'57.2"N	0°44'28.4"W		05/05/2021
AS04	Bahía de las Palmeras	37°39'40.3"N	0°43'42.5"W	02/03/2021	
AS04	Gola de Marchamalo Sur	37°39'02.2"N	0°43'21.9"W		05/05/2021
AS05	El Arsenal	37°38'18.9"N	0°45'05.5"W	24/02/2021	27/04/2021
AS06	Mar de Cristal Norte	37°38'40.4"N	0°45'52.8"W	22/02/2021	
AS06	Mar de Cristal Sur	37°38'29.9"N	0°45'26.8"W		20/04/2021
AS07	Los Nietos Sur	37°38'57.4"N	0°46'53.2"W	22/02/2021	
AS07	Los Nietos Norte	37°39'05.5"N	0°47'17.6"W		20/04/2021
AS08	Lo Poyo Sur	37°39'24.8"N	0°48'01.3"W	23/02/2021	
AS08	Estrella de Mar	37°40'13.7"N	0°49'10.7"W		20/04/2021
AS09	Los Urrutias Sur	37°40'46.5"N	0°49'39.4"W	25/02/2021	
AS09	Los Urrutias Norte	37°41'27.1"N	0°50'08.8"W		21/04/2021
AS10	Carmolí 1º Párking	37°42'44.8"N	0°51'23.0"W	26/02/2021	
AS10	Carmolí 2º Párking	37°42'19.4"N	0°50'57.1"W		21/04/2021
AS11	Camping Carthago	37°43'07.3"N	0°51'36.1"W	26/02/2021	
AS11	Venta Simón	37°43'16.7"N	0°51'35.6"W		21/04/2021
AS12	Los Alcázares Sur	37°44'21.1"N	0°50'54.4"W	02/03/2021	
AS12	Los Alcáceres Norte	37°44'31.4"N	0°50'56.3"W		26/04/2021
AS13	La Hita Sur	37°45'42"N	0°49'16.1"O	03/03/2021	29/04/2021
AS14	Camping Hita N	37°46'07.0"N	0°48'52.3"O	03/03/2021	29/04/2021
AS15	Villananitos Sur	37°49'07.9"N	0°47'02.8"W	25/02/2021	
AS15	Villananitos Norte	37°49'11.8"N	0°46'38.8"W		27/04/2021
AS16	Molino Calcetera	37°47'45.9"N	0°45'41.2"W	26/02/2021	27/04/2021
AS17	Punta Lengua de Vaca	37°38'48.7"N	0°46'16.2"W	01/03/2021	05/05/2021

## Listado de taxones detectados - INVENTARIO

Familia	Nombre científico	Invierno		Primavera	
		F	CPUEs	F	CPUEs
<b>Anguillidae</b>	<i>Anguilla anguilla</i> (L., 1758)	0.02	0.02	0.04	0.06
<b>Atherinidae</b>	<i>Atherina boyeri</i> Risso, 1810	0.78	12.98	0.69	29.19
<b>Blennidae</b>	<i>Microlipophrys dalmatinus</i> (Steindachner & Kolombatovic, 1883)	0.02	0.06	0.02	0.04
	<i>Salaria pavo</i> (Risso, 1810)	0.07	0.11	0.46	1.19
<b>Belonidae</b>	<i>Belone belone</i> (L., 1760)	0	0	0.17	0.31
	<i>Tylosurus acus</i> (Lacépède, 1803)	0	0	0.02	0.02
<b>Clupeidae</b>	<i>Sardinella aurita</i> Valenciennes, 1847	0	0	0.02	0.02
<b>Cyprinodontidae</b>	<i>Aphanius iberus</i> (Valenciennes, 1846)	0.15	3.98	0.05	0.24
<b>Engraulidae</b>	<i>Engraulis encrasicolus</i> (L., 1758)	0.07	0.96	0.07	0.07
<b>Gobiidae</b>	<i>Gobius cobitis</i> Pallas, 1814	0.02	0.02	0.07	0.11
	<i>Gobius niger</i> L. 1758	0	0	0.07	0.15
	<i>Pomatoschistus marmoratus</i> (Risso, 1810)	0.94	27.63	0.87	35.07
<b>Labridae</b>	<i>Symphodus cinereus</i> (Bonnaterre, 1788)	0.02	0.02	0.07	0.07
	<i>Thalasoma pavo</i> (L., 1758)	0	0	0	0
<b>Moronidae</b>	<i>Dicentrarchus labrax</i> (L., 1758)	0	0	0.44	1.76
<b>Mugilidae</b>	<i>Chelon auratus</i> (Risso, 1810)	0.89	47.89	0.93	56.30
	<i>Chelon labrosus</i> (Risso, 1827)				
	<i>Chelon ramada</i> (Risso, 1827)	0.39	5.09	0.02	0.04
	<i>Chelon saliens</i> (Risso, 1810)	0.81	94.76	0.94	70.31
	<i>Mugil cephalus</i> L., 1758	0	0	0.09	0.74
<b>Soleidae</b>	<i>Solea senegalensis</i> Kaup, 1858	0.02	0.02		
<b>Sparidae</b>	<i>Diplodus puntazzo</i> (Walbaum, 1792)	0.08	0.20	0.15	0.67
	<i>Diplodus sargus</i> (L., 1758)	0	0	0.17	0.30
	<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	0	0	0.13	0.61
	<i>Sarpa salpa</i> L., 1758	0	0	0.06	0.24
	<i>Sparus aurata</i> L., 1758	0.93	44.07	0.80	6.69
<b>Syngnathidae</b>	<i>Syngnathus abaster</i> Risso, 1827	0.56	5.54	0.72	7
	<i>Syngnathus typhle</i> L., 1758	0.02	0.02	0.09	0.13

\* CPUEs = n° individuos/160m<sup>2</sup>

## 5.2 Indicadores descriptores de la comunidad ictícola de las áreas someras

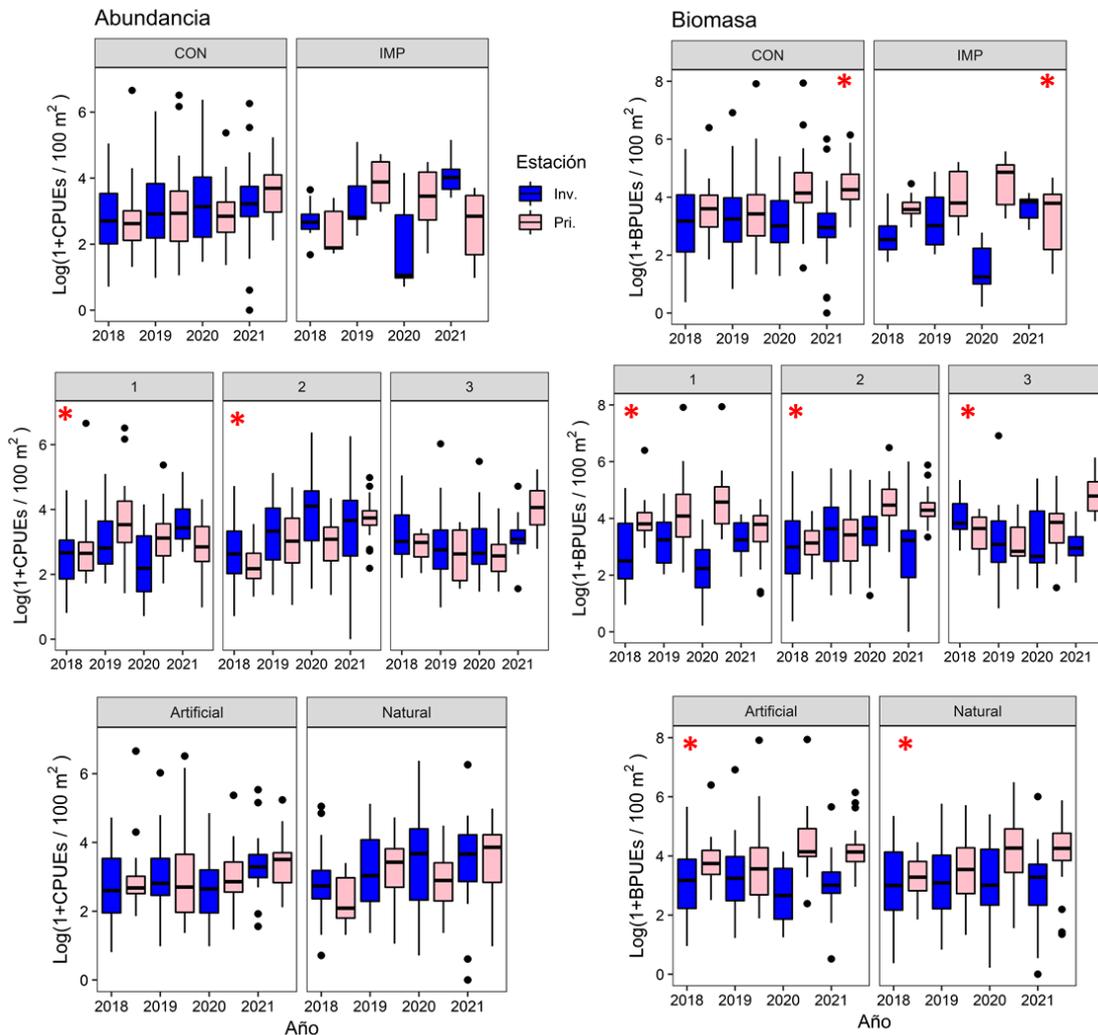
### Abundancia y biomasa total de capturas

Las métricas relativas a la abundancia y biomasa total de capturas registrada en primavera de 2021 mostraron valores similares a los obtenidos en la serie temporal disponible (2018-21) (Fig. 5.1; Tabla 5.1). El análisis espacio-temporal reflejó durante la estación invernal una mayor abundancia de peces en las áreas someras con grado de confinamiento 2 respecto a las que presentan mayor tasa de renovación de aguas (confinamiento 1), aspecto relacionado con el mayor reclutamiento de cardúmenes de mugílidos en la cubeta oeste, atraídos por la zona de descarga de las aguas de la cuenca vertiente.

Por su lado, la biomasa no mostró diferencias significativas respecto a los factores de grado de impacto, confinamiento o naturalidad, ni a sus interacciones. Sin embargo, se muestra superior durante la estación de primavera respecto al periodo invernal (Fig. 5.1; Tabla 5.1), debido a la dominancia y crecimiento de los espáridos y mugílidos asentados en invierno.

**Tabla 5.1.** Factores significativos en el test PERMANOVA diseñado para la abundancia y biomasa total de capturas.

Métrica	Factor significativo	Test por pares
Abundancia	Estación * Grado de confinamiento	Invierno (Conf. 2 > Conf. 1) Conf. 2 (Invierno > Primavera)
Biomasa	Estación	Primavera > Invierno

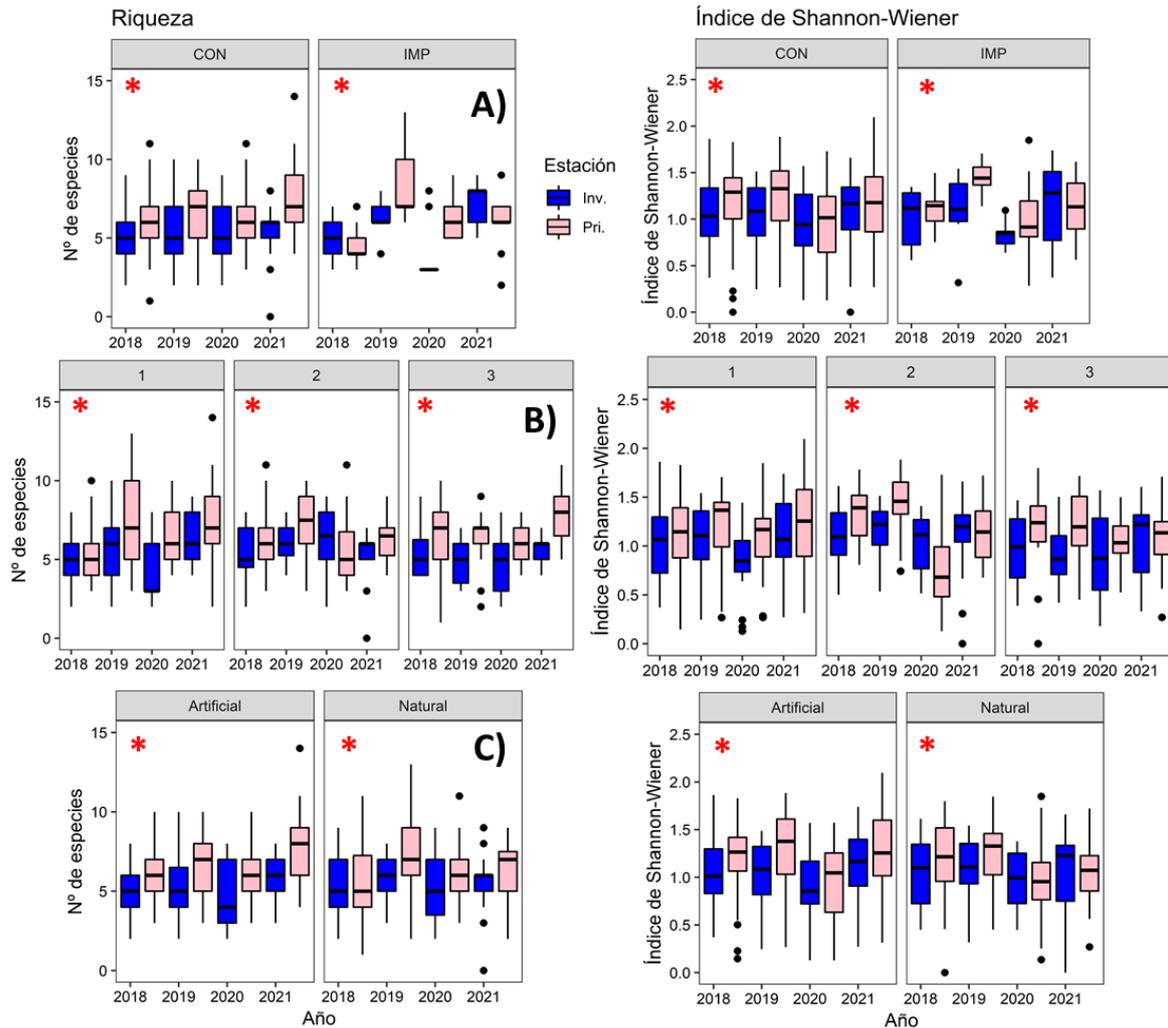


**Figura 5.1.** Diagrama de cajas y bigotes de la evolución espacio-temporal de la abundancia y biomasa total de capturas/100 m<sup>2</sup> transformadas logarítmicamente. **A:** Evolución de localidades control (CON) e impactadas (IMP) por la mortandad de octubre de 2019. **B:** Evolución de localidades en relación a categorías de confinamiento (establecidas en base a García-Oliva et al., 2018). **C:** Evolución de localidades naturales y artificiales. \*: Significancia estadística (P<0.05) de alguno de los factores.

## Riqueza e índice de Shannon-Wiener

La riqueza de especies detectada en las campañas de muestreo de invierno y primavera de 2021 reflejaron valores significativamente superiores a los observados en 2018 y 2020. A lo largo de la serie temporal analizada, el número de especies detectadas en la estación de primavera se mostró superior a la comunidad ictícola del periodo invernal (Fig. 5.2; Tabla 5.2). A su vez, se detectaron interacciones espacio-temporales complejas, motivadas posiblemente por las diferentes características de los años evaluados. Variables como el volumen de agua descargado en la laguna, los niveles de nitratos o las temperaturas acumuladas, podrían estar relacionadas con estas interacciones. En este sentido, el mantenimiento de un seguimiento de la comunidad ictícola a largo plazo, de forma ininterrumpida y de simetría espacio-temporal en el diseño metodológico, podría arrojar luz sobre qué variables desencadenan los complejos cambios observados.

Los valores de diversidad, definidos por el índice de Shannon-Wiener, parecen haber recuperado cierta normalidad en el invierno y primavera de 2021, mostrando signos de recuperación tras la mortandad de otoño de 2019 y la posterior caída detectada en este indicador durante las campañas correspondientes a 2020. Por otro lado, en el conjunto de la serie temporal analizada, la comunidad ictiológica de las áreas someras muestra una mayor diversidad durante la estación de primavera respecto al periodo invernal (Fig. 5.2; Tabla 5.2). Este hecho está principalmente relacionado con una reducción en abundancia en primavera de las especies migrantes dominantes, principalmente mugílidos y *Sparus aurata*, que alcanzan tallas superiores y se desplazan a zonas de mayor profundidad, viéndose reducida además su capturabilidad por su mayor capacidad de natación. Esta situación, junto con el incremento en riqueza y abundancia de especies residentes acorde a los picos reproductivos de algunas de estas especies y la aparición de otros taxones migrantes más escasos como *Diplodus* sp., incrementa la riqueza y equitatividad dentro de la comunidad, mejorando por tanto los valores de diversidad.



**Figura 5.2.** Diagrama de cajas y bigotes de la evolución espaciotemporal de la riqueza e índice de diversidad de Shannon-Wiener a nivel de arrastre (160 m<sup>2</sup>). **A:** Evolución de localidades control (CON) e impactadas (IMP) por la mortandad de octubre de 2019. **B:** Evolución de localidades en relación a categorías de confinamiento (establecidas en base a García-Oliva et al., 2018). **C:** Evolución de localidades naturales y artificiales. \*: Significancia estadística ( $P < 0.05$ ) de alguno de los factores.

**Tabla 5.2.** Factores significativos en los test PERMANOVA diseñados para la riqueza de especies e índice de Shannon.

Métrica	Factor significativo	Test por pares
Riqueza	Estación	Primavera > Invierno
	Año	(2019 = 2021) > (2018 = 2020)
	Año * Grado de confinamiento	Año 2019 (Conf. 2 > Conf. 3) Año 2021 (Conf. 1 > Conf. 2) Conf. 1 (2021 > (2018 = 2020)) Conf. 2 (2019 > 2021) Conf. 3 (2021 > 2019)
	Estación * Año * Impacto	Invierno de 2021 (Imp. > Con.) Con. de 2019 (Primavera > Invierno) Con. de 2021 (Primavera > Invierno) Imp. de invierno (2019 > 2020) Imp. de primavera (2021 > 2018) Con. de primavera (2021 > (2018 = 2020))
	Índice de Shannon-Wiener	Primavera > Invierno
	Año	(2018 = 2019 = 2021) > 2020

## Estructura y composición de la comunidad desde una perspectiva espacio-temporal

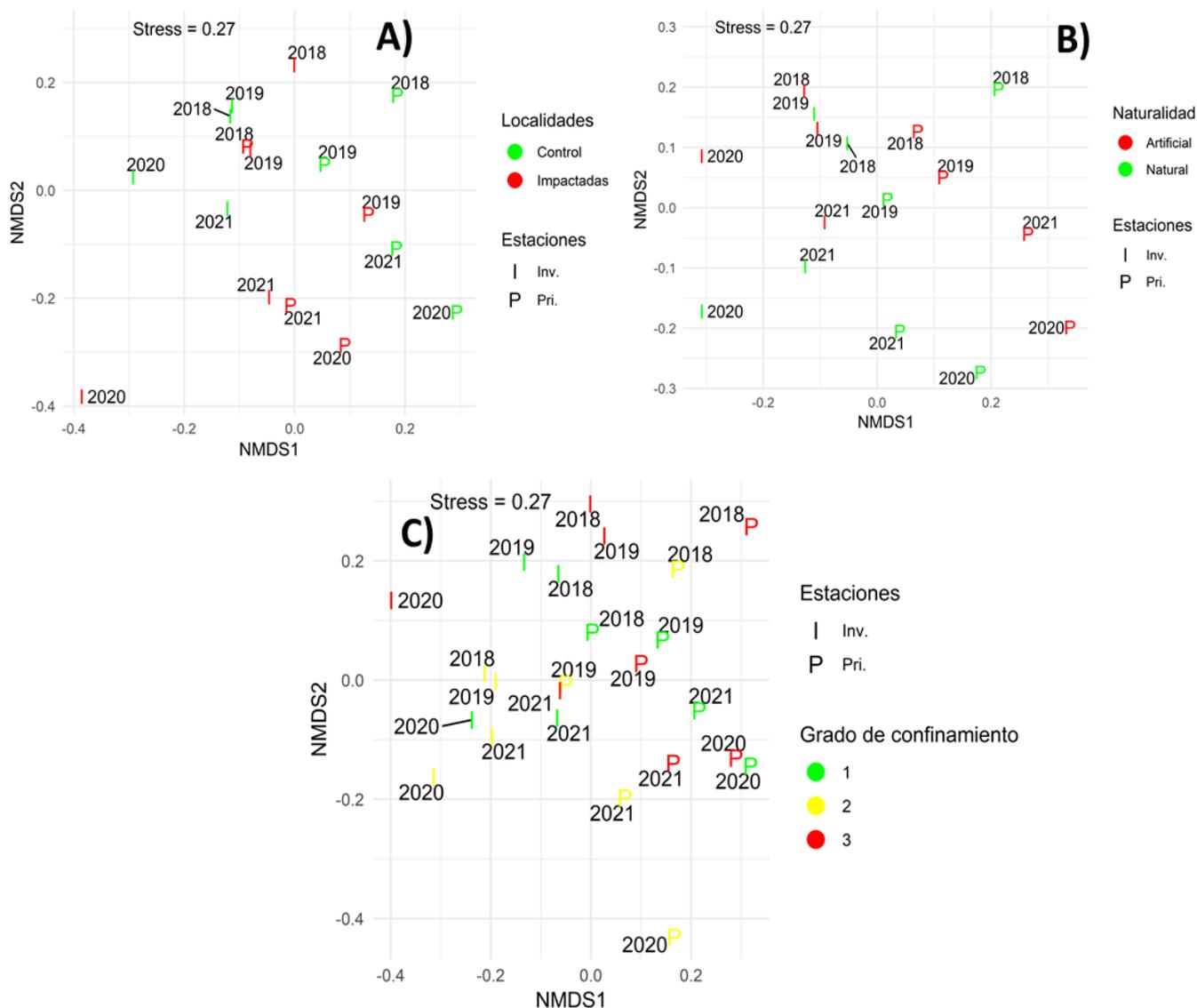
Respecto a la estructura y composición de la comunidad, se detectaron diferencias entre las localidades naturales y artificiales (Fig. 5.3; Tabla 5.3), explicadas principalmente por una mayor abundancia de *Chelon saliens* y *S. aurata* en playas naturales y *P. marmoratus* en artificiales (Tabla 5.4). También se encontraron diferencias en las impactadas por la mortandad masiva de octubre de 2019 y las localidades consideradas control durante invierno y primavera de 2020 (Fig. 5.3; Tabla 5.3), motivadas por una menor abundancia en las zonas impactadas de especies como *P. marmoratus*, *A. boyeri* y *S. abaster* (Tabla 5.7), especies residentes que, fruto de su fidelidad a la laguna a lo largo de su ciclo vital, fueron mayormente dañadas por el evento de mortandad.

En las áreas someras impactadas se detectó una mayor abundancia de *A. iberus*, *C. saliens* y *S. aurata* (Tabla 5.7). La disminución de competencia, así como la modificación de la orilla litoral y la aparición de zonas con escaso hidrodinamismo, pudo beneficiar la expansión del fartet en estas áreas, así como un mayor asentamiento de los juveniles de estas especies migrantes. No obstante, en 2021, no se detectaron estas diferencias, apuntando a una equiparación entre ambas zonas. Del mismo modo, se detectaron diferencias significativas entre todos los años analizados, aunque 2018 y 2019 fueron similares en la estación de invierno (Fig. 5.3; Tabla 5.3). Estas fluctuaciones fueron fruto de los cambios poblacionales de especies residentes descritos en informes anteriores, relacionados con los últimos acontecimientos lagunares (Tabla 5.6).

Por otro lado, el decremento en la abundancia de *S. abaster* tras su máximo alcanzado en 2019, contrasta con la aparente recuperación e incremento en términos de abundancia de *P. marmoratus* en 2021. A esto cabe añadir los cambios interanuales del ensamblaje de juveniles de taxones migrantes como la familia *Mugilidae* o *S. aurata* (Tabla 5.6), aspecto que podría depender también de factores ajenos a cambios fisicoquímicos en la laguna (p. ej. presión pesquera, o factores meteorológicos), para los que sería necesario evaluar una serie temporal más extensa que la aquí presente.

El factor estación también modeló significativamente la estructura y composición de la comunidad, siendo más abundante en primavera *C. aurata* (Tabla 5.4). También se detectaron complejas interacciones espaciotemporales con los diferentes grados de confinamiento, aspecto que al igual que en la

riqueza, podrá entenderse en una serie temporal más extensa, evaluando variables correspondientes a los años de muestreo (Fig. 5.3; Tabla 5.3).



**Figura 5.3.** NMDS de las distancias de Bray-Curtis de las abundancias (transformadas en raíz cuarta) de las diferentes especies ictiológicas en la evolución espaciotemporal invierno-primavera de 2018-2021. **A:** Evolución de localidades control (CON) e impactadas (IMP) por la mortandad de octubre de 2019. **B:** Evolución de localidades en relación a categorías de confinamiento (establecidas en base a García-Oliva et al., 2018). **C:** Evolución de localidades naturales y artificiales. \*: Significancia estadística ( $P < 0.05$ ) de alguno de los factores.

**Tabla 5.3.** Factores significativos en los test PERMANOVA diseñados para la estructura y composición de la comunidad basada en las abundancias de sus especies. (Control= “Con.”; Impactadas= “Imp.”; Confinamiento= “Conf.”).

Factor	Teste por Pares
Naturalidad	Naturales   Artificiales
Estación * Año	2018 (Invierno   Primavera) 2019 (Invierno   Primavera) 2020 (Invierno   Primavera) 2021 (Invierno   Primavera) Invierno [(2018 = 2019)   2020   2021] Primavera (2018   2019   2020   2021)
Estación * Año * Impacto	Con. de 2018 (Invierno   Primavera) Con. de 2019 (Invierno   Primavera) Con. de 2020 (Invierno   Primavera) Con. de 2021 (Invierno   Primavera) Invierno de 2020 (Con.   Imp.) Primavera de 2020 (Con.   Imp.) Con. de invierno [(2018 = 2019)   2020   2021] Con. de primavera (2018   2019   2020   2021)
Estación * Año * Confinamiento	Conf. 3 de 2019 (Invierno   Primavera) Conf. 1 de 2020 (Invierno   Primavera) Conf. 2 de 2020 (Invierno   Primavera) Conf. 3 de 2020 (Invierno   Primavera) Conf. 1 de 2021 (Invierno   Primavera) Conf. 2 de 2021 (Invierno   Primavera) Conf. 1 de invierno (2018   2021) Conf. 2 de invierno [(2018 = 2019)   2020; (2018 = 2021)   2020; 2019   2020] Conf. 3 de invierno [(2018 = 2019)   2020   2021]

Conf. 1 de primavera [(2018 = 2019 = 2021) | 2020]

Conf. 2 de primavera (2018 | 2019 | 2020 | 2021)

Conf. 3 de primavera [(2019 = 2021) | 2018 | 2020]

Invierno de 2019 (Conf. 2 | Conf. 3)

Invierno de 2020 [(Conf. 1 = Conf. 3) | Conf. 2]

Primavera de 2021 (Conf. 1 | Conf. 2)

**Tabla 5.4.** Test SIMPER de las diferencias en las distancias de Bray-Curtis de la abundancia de las diferentes especies para el factor naturalidad.

<b>Especies</b>	<b>Abundancia Natural</b>	<b>Abundancia Artificial</b>
<i>C. saliens</i>	1,79	1,38
<i>C. aurata</i>	1,82	1,77
<i>A. boyeri</i>	1,48	1,53
<i>P. marmoratus</i>	1,20	1,59
<i>S. abaster</i>	1,11	1,16
<i>S. aurata</i>	0,96	0,76

**Tabla 5.5.** Test SIMPER de las diferencias en las distancias de Bray-Curtis de la abundancia de las diferentes especies para el factor estación.

<b>Especies</b>	<b>Abundancia Invierno</b>	<b>Abundancia Primavera</b>
<i>C. aurata</i>	1,66	1,92
<i>C. saliens</i>	1,55	1,61
<i>A. boyeri</i>	1,54	1,48
<i>P. marmoratus</i>	1,44	1,35
<i>S. abaster</i>	1,13	1,14
<i>S. aurata</i>	0,92	0,79

**Tabla 5.6.** Test SIMPER de las diferencias en las distancias de Bray-Curtis de la abundancia de las diferentes especies para el factor año.

<b>Especies</b>	<b>Abundancia 2018</b>	<b>Abundancia 2019</b>	<b>Abundancia 2020</b>	<b>Abundancia 2021</b>
<i>C. saliens</i>	1,54	1,56	1,06	2,16
<i>A. boyeri</i>	1,63	1,81	1,20	1,41
<i>P. marmoratus</i>	1,15	1,54	0,96	1,92
<i>S. abaster</i>	1,28	1,47	0,80	0,99
<i>C. aurata</i>	1,07	1,51	2,42	2,11
<i>S. aurata</i>	0,54	0,87	0,43	1,56

**Tabla 5.7.** Test SIMPER de las diferencias en las distancias de Bray-Curtis de la abundancia de las diferentes especies para el factor Impacto en el año 2020.

<b>Especies</b>	<b>Abundancia Impactadas</b>	<b>Abundancia Control</b>
<i>C. aurata</i>	2,26	2,45
<i>C. saliens</i>	1,31	1,01
<i>A. boyeri</i>	1,01	1,24
<i>P. marmoratus</i>	0,43	1,06
<i>S. abaster</i>	0,22	0,92
<i>A. iberus</i>	0,83	0,14
<i>S. aurata</i>	0,81	0,36
<i>D. sargus</i>	0,07	0,39

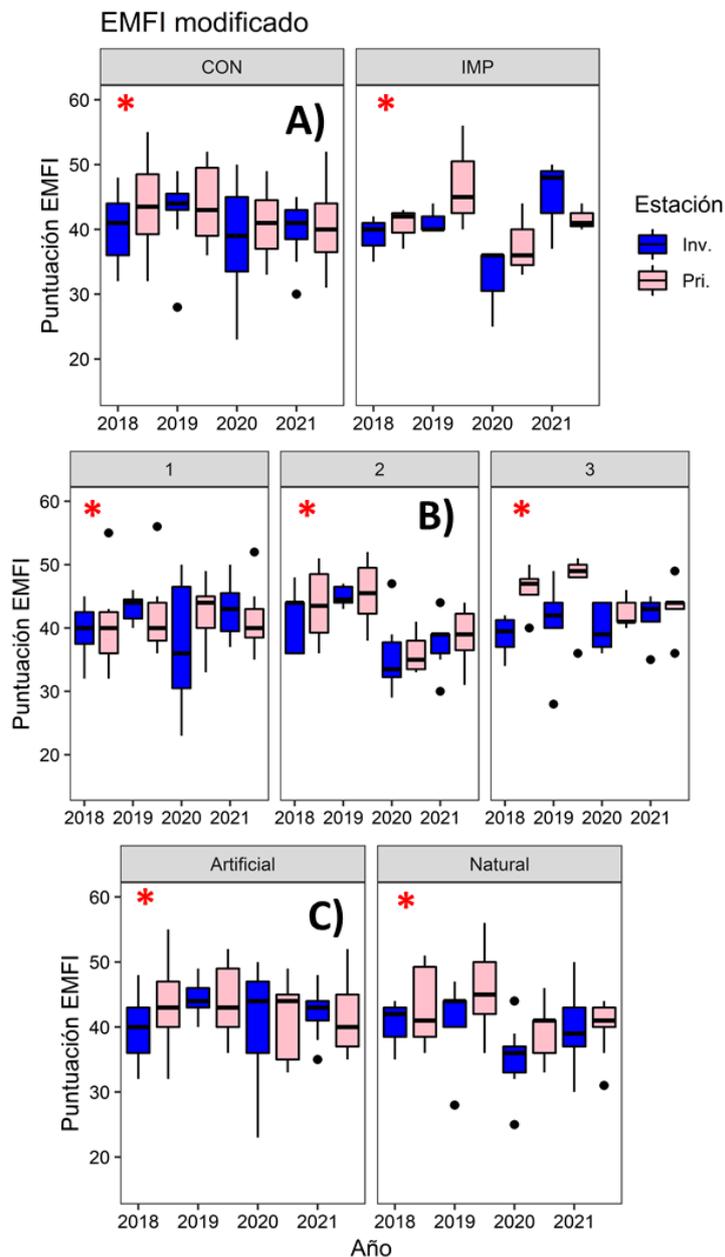
### Estuarine Multimetric Fish Index (EMFI) modificado

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. El análisis de la evolución temporal de la calidad ecológica en el conjunto de muestreos de las campañas de invierno y primavera de 2021 sugiere una recuperación respecto a los valores observados en 2020 (Fig. 5.4, Tabla 5.8). Los cambios detectados en este indicador se encuentran condicionados por el incremento de la abundancia de especies que se vieron afectadas gravemente por el episodio de mortandad acontecido en otoño de 2019.

Pese a no detectar diferencias significativas relativas a los factores estudiados, la representación gráfica de los resultados muestra ciertas variaciones en los parámetros analizados. En este sentido, podemos observar como la pérdida de calidad ecológica fue especialmente patente a comienzos de 2020 en las localidades directamente afectadas por el evento de mortandad (Figura 5.4.A), así como en aquellas localidades parcialmente confinadas (Figura 5.4.B), y con mayor grado de naturalidad (Figura 5.4.C),. No obstante, al igual que se ha observado a nivel global, los valores detectados en los muestreos de invierno y primavera de 2021 parecen indicar cierta recuperación de las comunidades ictiofaunísticas de las localidades englobadas en las categorías más afectadas.

**Tabla 5.8.** Factores significativos en los test PERMANOVA diseñados para el EMFI modificado.

Métrica	Factor significativo	Pares
EMFI modificado	Año	2019 > 2020



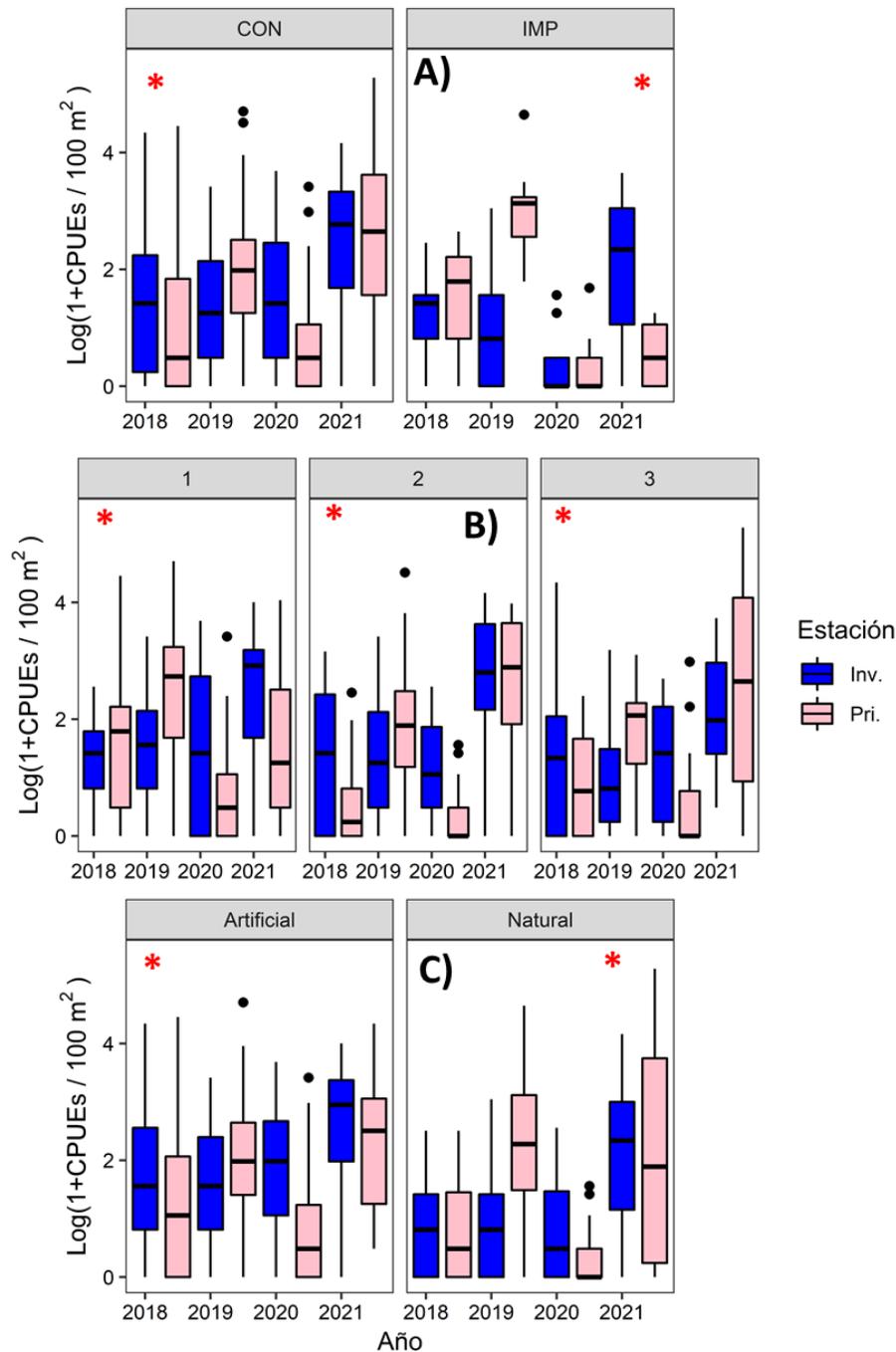
**Figura 5.4.** Diagrama de cajas y bigotes de la evolución espaciotemporal del Estuarine Multimetric Fish Index (EMFI) modificado a nivel de localidad (480 m<sup>2</sup>). **A:** Evolución de localidades control (CON) e impactadas (IMP) por la mortandad de octubre de 2019. **B:** Evolución de localidades en relación a categorías de confinamiento (establecidas en base a García-Oliva et al., 2018). **C:** Evolución de localidades naturales y artificiales. \*: Significancia estadística ( $P < 0.05$ ) de alguno de los factores.

### 5.3. Evolución temporal de especies de interés de conservación e interés comercial.

En relación al análisis de cambios experimentados en taxones de interés conservacionista, hemos podido observar como estos han mostrado tendencias dispares (Figs. 5.5; 5.6; 5.7). Si bien el año 2020 fue crítico para *S. abaster* y *P. marmoratus*, este último alcanzó en 2021 valores de abundancia similares a 2019, mejorando incluso los valores de éste en las áreas parcialmente confinadas (grado de confinamiento 2) (Tabla 5.9.). La estrategia reproductiva y la plasticidad fenológica de los pulsos reproductivos de *P. marmoratus* parecen haber sido claves para su capacidad de respuesta y recuperación. En invierno también se ha detectado, en el conjunto 2018-2021, una mayor abundancia en las playas artificiales (Tabla 5.9.), aspecto que podría estar relacionado con la presencia de ejemplares reproductores exclusivamente y una selección de hábitat más concreta, por áreas arenosas desprovistas de vegetación, en las que tendrán lugar los eventos reproductores.

**Tabla 5.9.** Factores significativos en los test PERMANOVA diseñados para la abundancia de *Pomatoschistus marmoratus*.

Factor	Pares
Año	(2019 = 2021) > 2018; 2019 > 2020
Estación * Año * Confinamiento	Conf. 1 de 2019 (Primavera > Invierno) Primavera de 2019 (Conf. 1 > Conf. 3) Conf. 1 de invierno [(2021 > (2018 = 2019))] Conf. 2 de invierno [(2021 > (2018 = 2019 = 2020))] Conf. 1 en primavera [2019 > (2018 = 2020)] Conf. 2 en primavera [2021 > (2018 = 2020)] Conf. 3 en primavera (2019 > 2020)
Estación * Naturalidad	Invierno (Artificiales > Naturales)

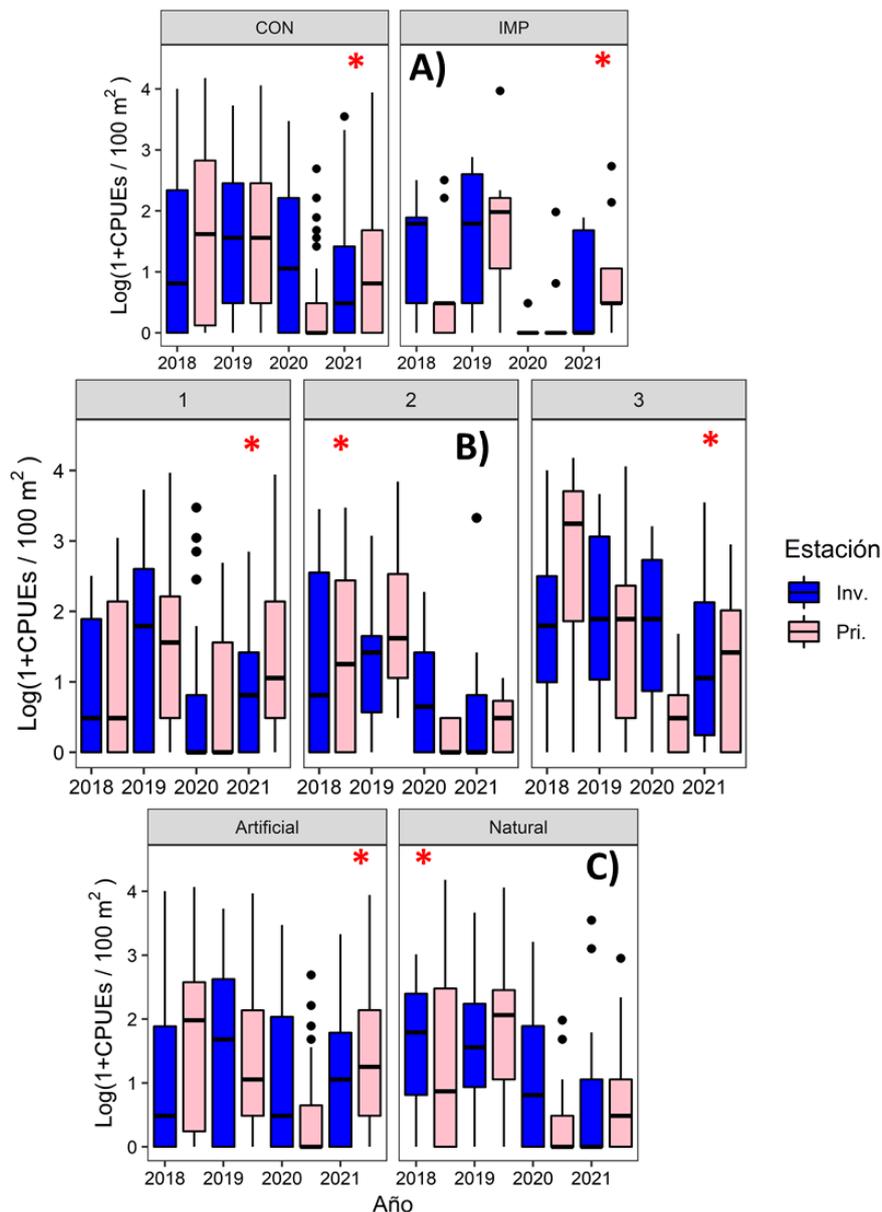


**Figura 5.5.** Diagrama de cajas y bigotes de la evolución espaciotemporal de la abundancia de *Pomatoschitus marmoratus*/100 m<sup>2</sup> transformada logarítmicamente. **A:** Evolución de localidades control (CON) e impactadas (IMP) por la mortandad de octubre de 2019. **B:** Evolución de localidades en relación a categorías de confinamiento (establecidas en base a García-Oliva et al., 2018). **C:** Evolución de localidades naturales y artificiales. \*: Significancia estadística ( $P < 0.05$ ) de alguno de los factores.

Por el contrario, las características biológicas de *S. abaster*, concretamente su menor capacidad reproductiva, parece haber condicionado la escasa resiliencia de sus poblaciones, mostrando en la actualidad una abundancia inusual a la observada en años anteriores, con esbozos de recuperación en primavera de 2021, pero con valores muy por debajo a los detectados en años previos al evento de mortandad (Fig. 5.6; Tabla 5.10). Del mismo modo, se detectaron interacciones entre la estación, el año y el grado de confinamiento, que podrían estar relacionados con cambios espacio-temporales en las características de los fondos vegetados de las áreas someras, fruto de su estrecha relación a estos hábitats.

**Tabla 5.10.** Factores significativos en los test PERMANOVA diseñados para la abundancia de *Syngnathus abaster*.

Factor	Pares
Año	2019 > (2020 = 2021)
Estación * Año * Confinamiento	Conf. 3 de 2018 (Primavera > Invierno) Conf. 2 de 2020 (Invierno > Primavera) Conf. 2 de invierno (2019 > 2021) Conf. 2 de primavera [(2018 = 2019) > (2020 = 2021)] Conf. 3 de primavera [2018 > (2020 = 2021)] Invierno de 2018 (Conf. 3 > Conf. 1) Invierno de 2020 (Conf. 3 > Conf. 2) Primavera de 2018 [(Conf. 3 > Conf. 1 = Conf.2)] Primavera de 2021 [Conf. 1 = Conf. 3) > Conf. 2]
Estación * Año	Año 2020 (Invierno > Primavera) Invierno [2019 > (2020 = 2021)] Primavera [(2018 = 2019) > 2021 > 2020]

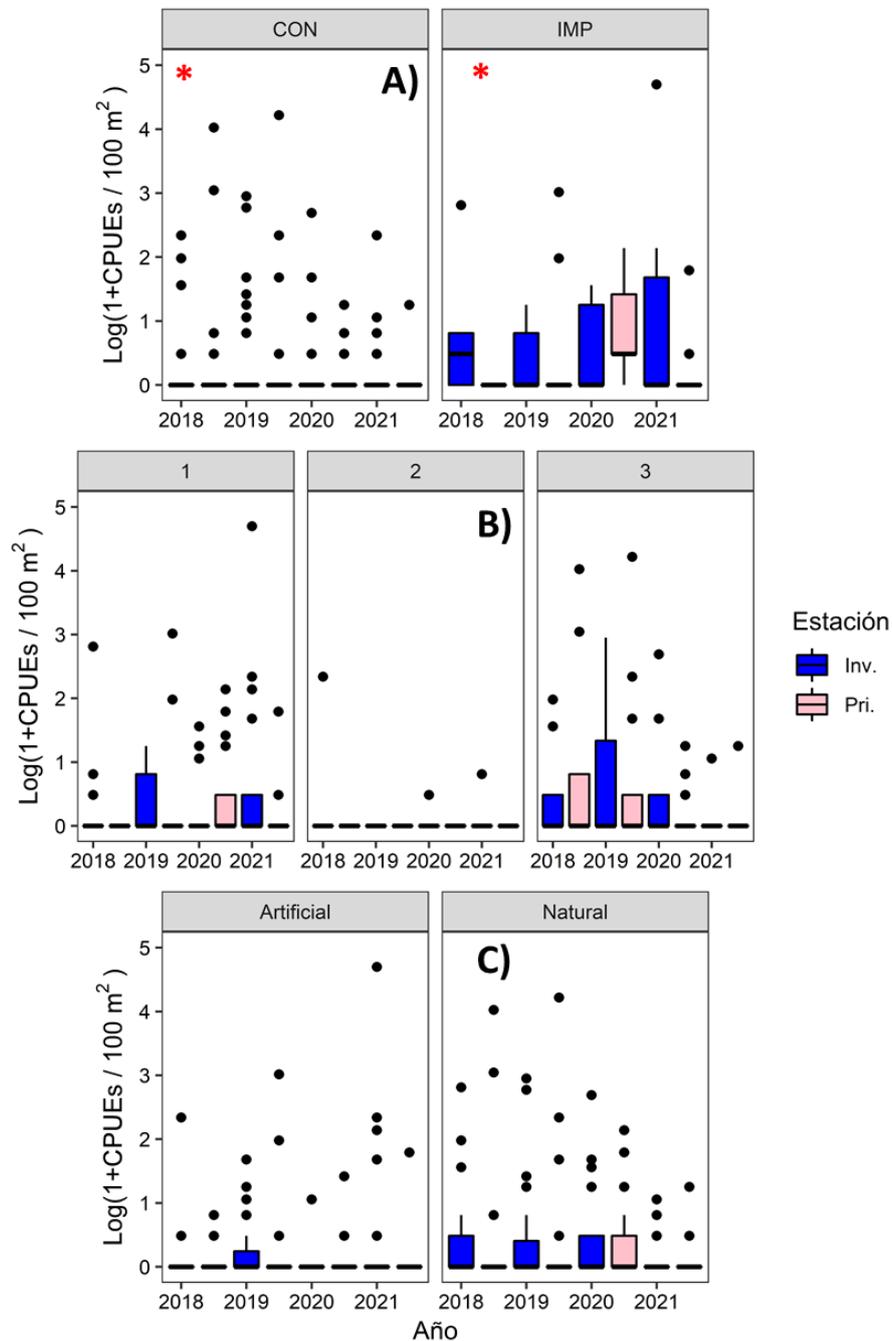


**Figura 5.6.** Diagrama de cajas y bigotes de la evolución espaciotemporal de la abundancia de *Syngnathus abaster*/100 m<sup>2</sup> transformada logarítmicamente. **A:** Evolución de localidades control (CON) e impactadas (IMP) por la mortandad de octubre de 2019. **B:** Evolución de localidades en relación a categorías de confinamiento (establecidas en base a García-Oliva et al., 2018). **C:** Evolución de localidades naturales y artificiales. \*: Significancia estadística (P<0.05) de alguno de los factores.

Finalmente, en cuanto a la evolución temporal, *A. iberus* mostró valores similares, apareciendo principalmente en las localidades próximas a los humedales adyacentes, donde podemos encontrar sus mejores poblaciones. No obstante, se detectó una interacción espacio-temporal, con un incremento en su abundancia en las localidades afectadas tras la mortandad (Fig. 5.7; Tabla 5.11). Una reducción de la competencia con otras especies afectadas negativamente tras la mortandad (por ejemplo *S. abaster* y *P. marmoratus*), a la que los ciprinodóntidos son especialmente sensibles, así como ciertos cambios en el hábitat (aumento de limos y de densidad de *Cladophora sp.*), disminución del hidrodinamismo y aumento del refugio en estas áreas impactadas, podrían justificar el suceso.

**Tabla 5.11.** Factores significativos en los test PERMANOVA diseñados para la abundancia de *Aphanius iberus*.

Factor	Pares
Estación * Año * Impacto	Invierno de 2021 (Impactadas > Control)
	Primavera de 2020 (Impactadas > Control)
	Primavera de 2021 (Impactadas > Control)

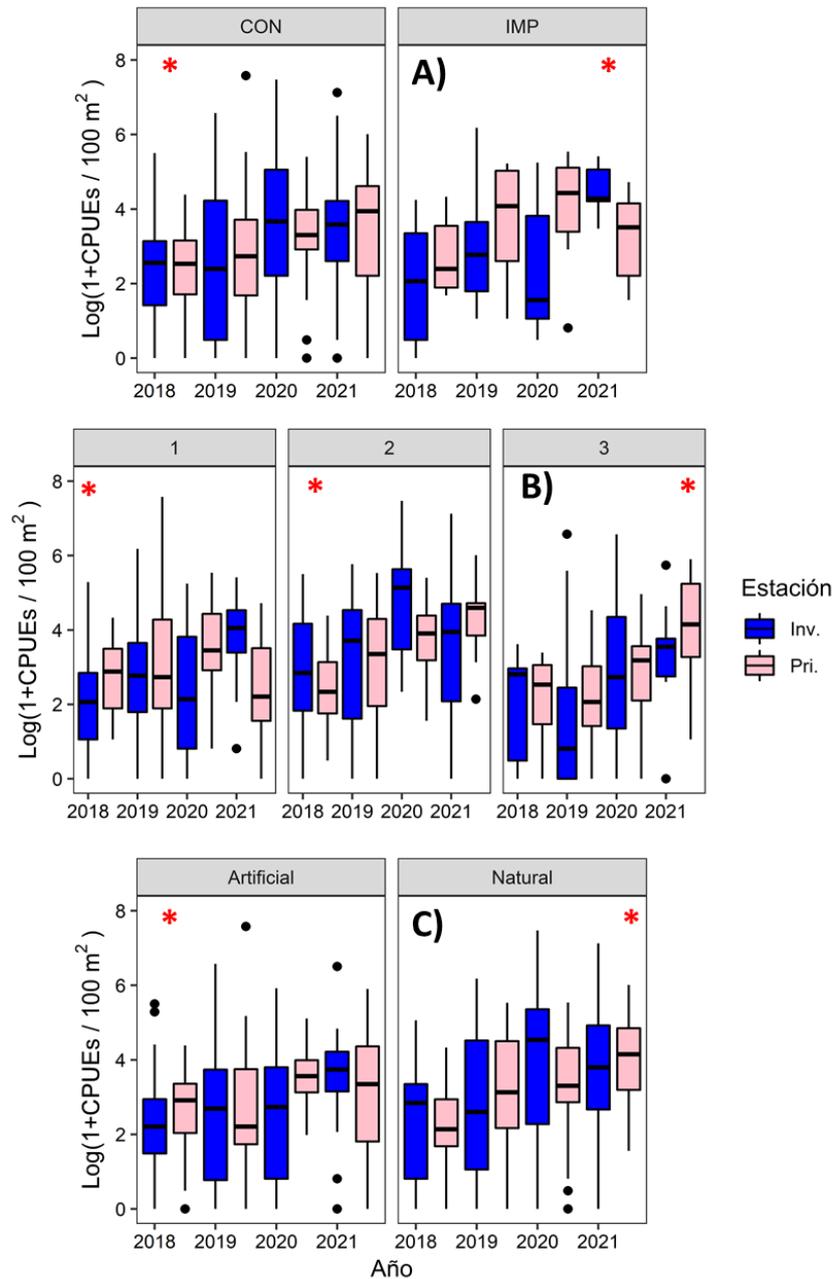


**Figura 5.7.** Diagrama de cajas y bigotes de la evolución espaciotemporal de la abundancia de *Aphanius iberus*/100 m<sup>2</sup> transformada logarítmicamente. **A:** Evolución de localidades control (CON) e impactadas (IMP) por la mortandad de octubre de 2019. **B:** Evolución de localidades en relación a categorías de confinamiento (establecidas en base a García-Oliva et al., 2018). **C:** Evolución de localidades naturales y artificiales. \*: Significancia estadística (P<0.05) de alguno de los factores.

Resulta imprescindible analizar la dinámica poblacional de las principales especies de interés pesquero en las áreas someras, así como su respuesta a los numerosos cambios que están teniendo lugar en los hábitats de la laguna. Entre las diferencias observadas, destaca la mayor abundancia de las especies de mugílidos durante los últimos 3 años de la serie temporal analizada, grupo taxonómico principalmente representado por *Chelon saliens*, *Chelon aurata* y *Mugil cephalus* (Fig. 5.8; Tabla 5.12).

Las especies pertenecientes a la familia *Sparidae* también han mostrado un importante incremento en su abundancia durante invierno de 2021, próximos a los registros históricos obtenidos en estudios previos en primavera de 2015. La veda de pesca establecida en otoño de 2019 como medida cautelar tras el episodio de mortandad, afectando por completo a la pesquería de la dorada (*S. aurata*), permitiendo así la entrada a la laguna de un mayor contingente de individuos reproductores, unido a una menor incidencia de los procesos eutróficos de la laguna en el último año, podrían respaldar este incremento en su abundancia.

Por último, el análisis de la evolución de la abundancia de *Atherina boyeri* no detectó significancia estadística (Fig. 5.10), lo que indica cierta estabilidad en sus poblaciones en las áreas someras tras los cambios descritos en informes anteriores.



**Figura 5.8.** Diagrama de cajas y bigotes de la evolución espaciotemporal de la abundancia de *Mugilidae*/100 m<sup>2</sup> transformada logarítmicamente. **A:** Evolución de localidades control (CON) e impactadas (IMP) por la mortandad de octubre de 2019. **B:** Evolución de localidades en relación a categorías de confinamiento (establecidas en base a García-Oliva et al., 2018). **C:** Evolución de localidades naturales y artificiales. \*: Significancia estadística (P<0.05) de alguno de los factores.

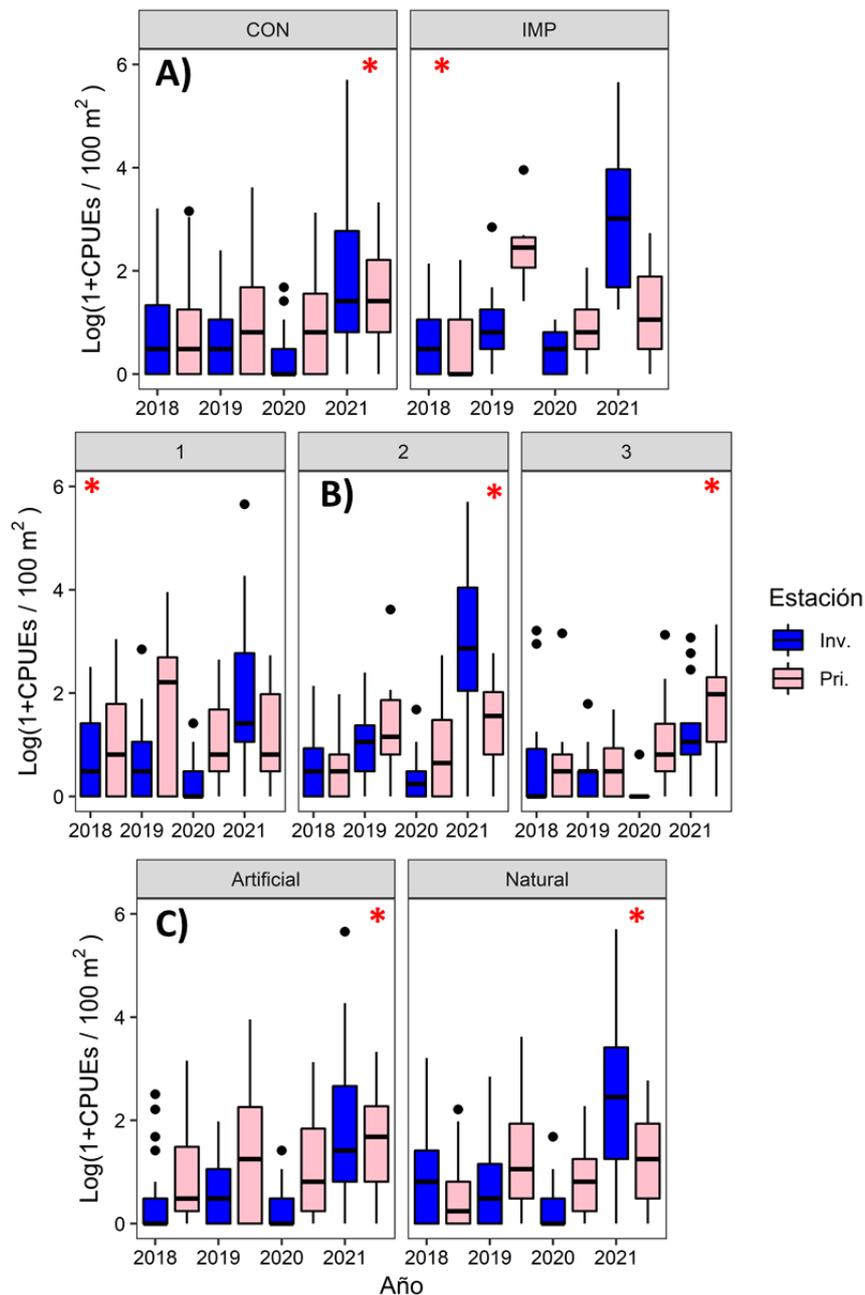
**Tabla 5.12.** Factores significativos en los test PERMANOVA diseñados para la abundancia del taxón *Mugilidae*.

Factor	Pares
Año	(2019 = 2020 = 2021) > 2018

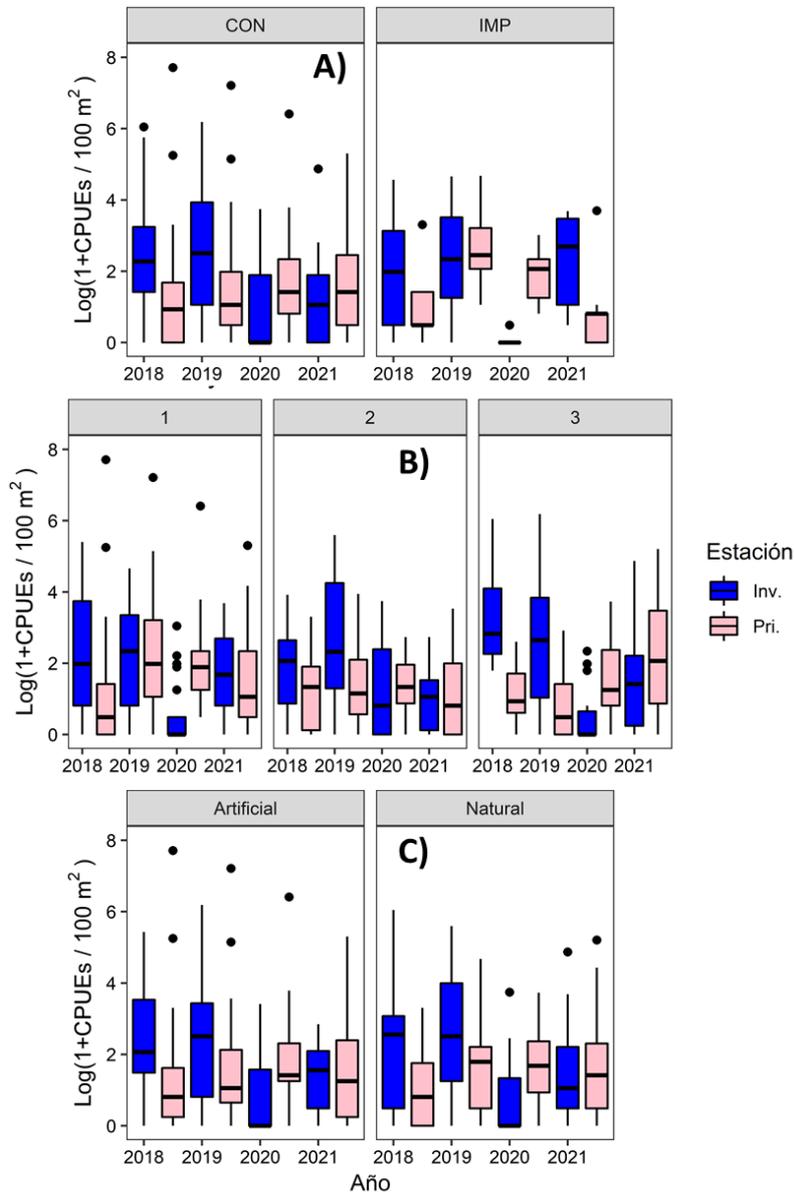
Respecto al conjunto de la familia *Sparidae*, en 2019 y 2020, se detectó una mayor abundancia en primavera respecto a invierno, siendo iguales estas estaciones en 2021, debido a una particularmente elevada abundancia de *S. aurata* en invierno de 2021 (Fig. 5.9; Tabla 5.13). A su vez, este invierno, reflejó unos valores de abundancia para esta familia más altos que en 2019 y 2020.

**Tabla 5.13.** Factores significativos en los test PERMANOVA diseñados para la abundancia del taxón *Sparidae*.

Factor	Pares
Estación * Año	2019 (Primavera > Invierno)
	2020 (Primavera > Invierno)
	Invierno (2021 > 2019 > 2020)



**Figura 5.9.** Diagrama de cajas y bigotes de la evolución espaciotemporal de la abundancia de *Sparidae*/100 m<sup>2</sup> transformada logarítmicamente. **A:** Evolución de localidades control (CON) e impactadas (IMP) por la mortandad de octubre de 2019. **B:** Evolución de localidades en relación a categorías de confinamiento (establecidas en base a García-Oliva et al., 2018). **C:** Evolución de localidades naturales y artificiales. \*: Significancia estadística (P<0.05) de alguno de los factores.



**Figura 5.10.** Diagrama de cajas y bigotes de la evolución espaciotemporal de la abundancia de *Atherina boyeri*/100 m<sup>2</sup> transformada logarítmicamente. **A:** Evolución de localidades control (CON) e impactadas (IMP) por la mortandad de octubre de 2019. **B:** Evolución de localidades en relación a categorías de confinamiento (establecidas en base a García-Oliva et al., 2018). **C:** Evolución de localidades naturales y artificiales. \*: Significancia estadística (P<0.05) de alguno de los factores.

#### 5.4. Resultados relativos al establecimiento de *Callinectes sapidus* en áreas someras

Los muestreos de ictiofauna desarrollados en los últimos años por el Departamento de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia en áreas someras del Mar Menor han permitido constatar la presencia y uso de este hábitat crítico por parte de la especie invasora *Callinectes sapidus*.

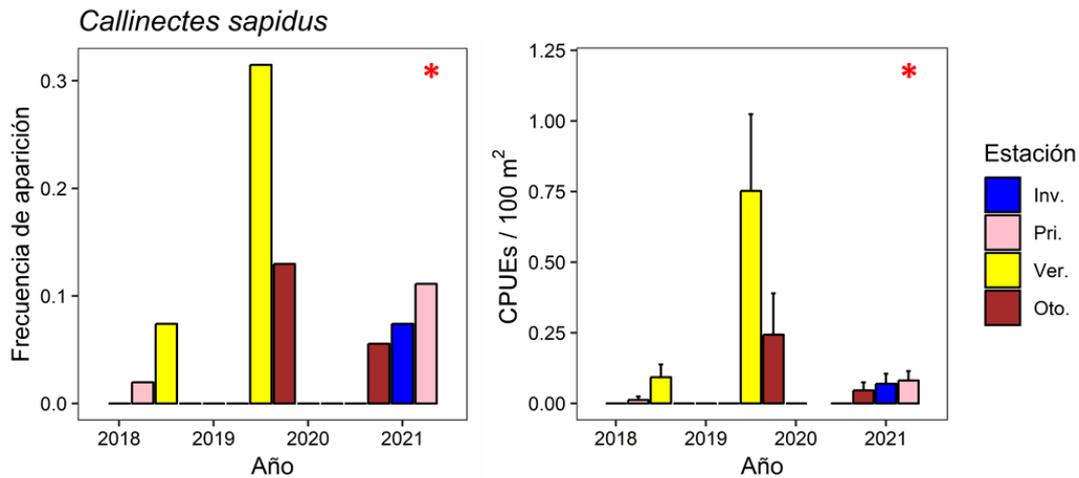
Los datos recopilados de pesquerías en el Mar Menor muestran una tendencia exponencial de la especie en los últimos años (Muñoz et al., 2019), hecho que resulta especialmente preocupante teniendo en cuenta la actual vulnerabilidad de este ecosistema como resultado de las diversas presiones a las que se encuentra sometido. En cuanto a las áreas someras de la laguna, los datos reflejan una mayor frecuencia de aparición y abundancia del cangrejo azul durante las estaciones de verano y otoño en términos generales (Fig. 5.12), coincidiendo ello con la fenología descrita para la especie en las zonas invadidas del Mediterráneo (Mancinelli et al., 2013; 2017).

Los datos relativos al sexado y longitud de la especie en primavera de 2021 reflejan un sex-ratio del 50% así como una diversidad de tallas, con mayor variación en las hembras. A su vez, los machos reflejaron tallas superiores (Tabla 5.11). Es necesario seguir evaluando estos datos para conocer la biología de la especie en el ecosistema invadido, teniendo en cuenta además la diferente selección de hábitat en base al sexo y las tallas de esta especie (Mancinelli et al., 2013; 2017).

**Tabla 5.11.** Sexado y longitud (mm) de *Callinectes sapidus* en las áreas someras del Mar Menor durante la campaña de primavera de 2021.

Nº ind.	Longitud	Nº ind.	Longitud
Macho_1	162	Hembra_1	101
Macho_2	158	Hembra_2	79
Macho_3	125	Hembra_3	56
Macho_4	106	Hembra_4	44
Macho_5	79	Hembra_5	21

Por otro lado, de acorde a nuestros datos, los valores máximos de frecuencia de aparición y abundancia de capturas registrados en las áreas someras de se corresponden con los observados en los muestreos de verano de 2019. Sin embargo, a pesar de registrar ese mismo año los valores más elevados para el periodo otoñal, tuvo lugar una disminución drástica de sus capturas motivado por el episodio de mortandad acontecido en octubre de 2019 en la cubeta norte de la laguna. A partir de ahí no ha vuelto a ser detectada hasta otoño de 2020. Podríamos decir que el cangrejo azul fue una de las especies más afectadas de forma directa por dichas circunstancias. No obstante, a partir de los valores obtenidos en invierno y primavera de 2021, se detecta un aumento significativo para el conjunto de ambas estaciones respecto a las mismas en años anteriores (Fig. 5.12; Tabla 5.12). Por lo tanto, atendiendo a su fenología y patrón descrito es esperable que la especie alcance máximos cuando aumenten las temperaturas en las áreas someras, con el consecuente impacto, que podría significar, sobre el ecosistema.



**Figura 5.12.** Frecuencia de aparición y promedio de abundancia junto a error estándar de la especie invasora *Callinectes sapidus* en las áreas someras del Mar Menor desde su primer año de detección. \*: Significancia estadística ( $P < 0.05$ ) de algún factor presente en el gráfico.

**Tabla 5.12.** Factores significativos en el test PERMANOVA diseñado para la frecuencia de aparición y abundancia de *Callinectes sapidus* en la serie temporal invierno-primavera 2018-21.

Factor	Pares
Año	2021 > (2018 = 2019 = 2020)

## 6. Conclusiones.

El presente informe recopila la información resultante del proyecto “*Valoración de la fauna piscícola de áreas someras del Mar Menor. Revisión de antecedentes de la especie invasora Callinectes sapidus*”. Los resultados obtenidos tras el análisis de los datos recabados en las campañas de muestreo de ictiofauna de primavera y verano de 2021, permiten establecer de forma cautelara 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 una respuesta positiva de la comunidad de peces que hace uso de las orillas del perímetro lagunar. Las puntuaciones obtenidas tras la aplicación del EMFI para invierno y primavera de 2021 vuelven a situarse en valores similares a los detectados de forma previa al evento de mortandad de otoño de 2019, lo que sugiere cierta recuperación de la calidad ecológica en las orillas del perímetro lagunar.
- Si bien es cierto que existen ligeras diferencias en la calidad ecológica de las áreas someras del Mar Menor en función de los factores analizados (afección por mortandad; grado de confinamiento; naturalidad), **el incremento de los valores de EMFI durante el periodo de ejecución del presente proyecto es un hecho generalizado.**
- **La estructura y composición de la comunidad** del conjunto de áreas someras muestra **diferencias interanuales** para el conjunto invierno-primavera. Además, se han detectado **complejas interacciones espacio-temporales en base al grado de confinamiento** de las áreas someras, también patente en la **riqueza de especies**. Estos cambios han sido marcados tanto por especies migrantes como residentes, si bien los cambios de estas últimas parecen más fáciles de explicar con los datos del seguimiento actual. No obstante, es necesario indagar en que presiones y/o factores modelan esta variación, siendo necesaria una **serie temporal con mayor extensión** que permita evaluar factores a nivel anual.

- El análisis a nivel específico de los taxones de mayor entidad conservacionista que habitan en las áreas someras del Mar Menor, no muestra una respuesta unánime. Las poblaciones de ***Pomatoschistus marmoratus*** han experimentado un patente incremento durante invierno y primavera de 2021. Por el contrario, ***Syngnathus abaster***, pese a mostrar en primavera de 2021 ciertos signos de recuperación, sigue mostrando valores de abundancia especialmente bajos en las áreas someras respecto a los datos de referencia previos a la mortandad. La menor plasticidad de esta especie en su fenología, así como su reducida eficacia reproductiva, podría justificar una menor capacidad de respuesta y resiliencia. Por último, las poblaciones de ***Aphanius iberus*** parecen mantenerse estables a lo largo de la serie temporal analizada, si bien es cierto que, tras el evento de mortandad de otoño de 2019, éstas podrían haberse visto favorecidas por la disminución de la competencia por la bajada de abundancia de otras especies y la formación de ambientes con escaso hidrodinamismo.
- **Los taxones que habitan en las áreas someras y que presentan un elevado interés comercial en la laguna (*Mugilidae*, *Sparidae* y *Atherina boyeri*), han mostrado en términos generales una respuesta positiva durante las estaciones muestreadas en el presente proyecto.** Entre ellos destacan los espáridos, representados en las áreas someras de la laguna principalmente por la especie *Sparus aurata*, cuya población ha reflejado una abundancia en la campaña de invierno de 2021 similar a la mostrada antes de los picos eutróficos de 2016. El establecimiento de una veda de pesca cautelar tras el episodio de mortandad, junto con una menor incidencia del proceso eutrófico lagunar durante las estaciones posteriores a dicho evento, han podido motivar un alto reclutamiento de este taxón migrador en las áreas someras del Mar Menor.
- Los datos recogidos en el presente proyecto, así como en estudios previos relativos a la ictiofauna desarrollados por el Dpto. de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia, han permitido constatar el **uso de las áreas someras por parte de la especie exótica invasora *Callinectes sapidus***. La especie se encuentra ampliamente distribuida por todo el perímetro lagunar, si bien es cierto que parece mostrar preferencia por localidades con extensa cobertura de praderas marinas y, en ocasiones, ambientes con escaso hidrodinamismo. Esta aparente selección de hábitats coincide con la mostrada por otras especies de interés conservacionista, tales como *Aphanius iberus*,

*Syngnathus abaster* o *Hippocampus guttulatus*, hecho que podría suponer un riesgo para la gestión y conservación de estas especies de interés. Por ello, se recomienda estudiar el impacto que esta especie invasora pueda tener sobre los hábitats sumergidos y las especies de interés presentes en ellos.

- Los datos relativos a *Callinectes sapidus* recabados en las campañas de muestreo de 2020 reflejan cierta afección de sus poblaciones por el evento de mortandad, no siendo detectado este taxón en las estaciones de primavera y verano de dicho año. No obstante, observando su fenología en años anteriores y teniendo en cuenta su aparente recuperación y las altas cifras observadas en invierno y primavera de 2021 (significativamente por encima de los años anteriores para estas estaciones), podría tener lugar una explosión demográfica de la especie con el aumento de las temperaturas y el siguiente pulso reproductivo.

## 7. 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.
- Bauchot, M.L. & A. Pras.** 1993. Guía de los Peces de Mar de España y de Europa. *Ediciones Omega, S.A.* Barcelona. 432 pp.
- Bellard, C., Cassey, P., Blackburn, T.M.,** 2016. Alien pecies as a driver of recent extinctions. *Biol. Lett.* 12 (2).
- Clarke K.R.** 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral Ecol.* 18:117–143
- Clarke, K.R & R.N. Gorley.** 2005. PRIMER-E. v6.
- Clarkson, E., & Beseres-Pollack, J.** 2020. Characterizing Fish–Habitat Associations through Paired Fisheries-Independent and In Situ Habitat Assessments. *North American Journal of Fisheries Management*, 41(1): 49-63.
- Corbera, J., A. Sabatés & A. García Rubies.** 1996. Peces de Mar de la Península Ibérica. *Editorial Planeta, S.A.* Barcelona. 312 pp.
- 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.

- Franco, A., Elliott, M., Franzoi, P. & Torricelli, P.** 2008. Life strategies of fishes in European estuaries: The functional guild approach. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 354: 219–228.
- Franco, A., Pérez-Ruzafa, A., Drouineau, H., Franzoi, P., Koutrakis, E.T., Lepage, M., Verdiell-Cubedo, D., Bouchoucha, M., López-Capel, A., Riccato, F., Sapounidis, A., Marcos, C., Oliva-Paterna, F.J., Torralva-Forero, M. & Torricelli, P.** 2012. Assessment of fish assemblages in coastal lagoon habitats: Effect of sampling method. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 112: 115–125.
- García-Oliva, M., Pérez-Ruzafa, Á., Umgiesser, G., McKiver, W., 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.
- 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.
- 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*.

**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.

**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.

**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., 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”.
- 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.
- Richardson DM, Pyšek P. 2008. Fifty years of invasion ecology-the legacy of Charles Elton. *Divers Distrib* 14:161–168.
- 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.
- 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.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA)** 2000. Estuarine and Coastal Marine Waters: Bioassessment and Biocriteria Technical Guidance. Office of Water EPA822-B-00-024. U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), Washington, DC.
- Verdiell-Cubedo, D., Oliva-Paterna, F.J. & 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.
- 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.
- 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.