

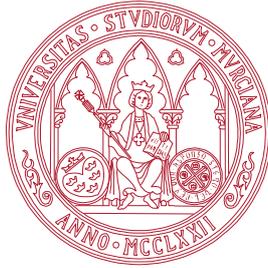
UNIVERSIDAD DE MURCIA
Departamento de Zoología y Antropología Física

**ICTIOFAUNA DE LAS ZONAS SOMERAS
LITORALES DEL MAR MENOR (SE, PENÍNSULA
IBÉRICA): PARÁMETROS DE SU BIOLOGÍA Y
RELACIONES CON EL HÁBITAT**



DAVID VERDIELL CUBEDO

2009



UNIVERSIDAD DE MURCIA
Facultad de Biología
Departamento de Zoología y Antropología Física

**ICTIOFAUNA DE LAS ZONAS SOMERAS LITORALES DEL
MAR MENOR (SE, PENÍNSULA IBÉRICA): PARÁMETROS
DE SU BIOLOGÍA Y RELACIONES CON EL HÁBITAT**

Memoria presentada para optar al grado de
doctor en Biología por el licenciado

DAVID VERDIELL CUBEDO

Directores:

Dr. Francisco José Oliva Paterna

Dra. M^a Mar Torralva Forero

A la meua familia

“Necesitamos libertad para errar por tierras que no pertenezcan a nadie y estén protegidas por todos, tierras cuyo inmutable horizonte sea el mismo que veían nuestros antepasados de hace milenios (...)”

“Humanizado y bien transmitido, el conocimiento científico es el elemento crucial para alcanzar un equilibrio vital duradero. Cuanto más aprenden los biólogos de la prodigiosa riqueza de la biosfera, más magnífica se les aparece esa imagen.”

Edward O. Wilson. 2006. La Creación. Salvemos la vida en la Tierra.

Resumen de contenidos

Agradecimientos	i
Preliminares y estructura de la memoria de Tesis	ii
PARTE I. INTRODUCCIÓN GENERAL.	
Capítulo 1.	
Introducción y objetivos.	5
Capítulo 2.	
Área de estudio y metodología de muestreo y laboratorio.	16
PARTE II. INVENTARIO Y CARACTERIZACIÓN DE LAS ZONAS SOMERAS DEL MAR MENOR.	
Capítulo 3.	
Ictiofauna de las zonas someras litorales del Mar Menor: inventario y clasificación en grupos funcionales.	34
Capítulo 4.	
Relaciones longitud-peso en especies de peces presentes en las zonas someras litorales del Mar Menor.	50
PARTE III. BIOLOGÍA POBLACIONAL Y RELACIONES CON EL HÁBITAT DE ESPECIES BENTÓNICAS.	
Capítulo 5.	
Biología poblacional y asociaciones con el hábitat de especies de peces bentónicos en las zonas someras litorales de la laguna costera del Mar Menor.	60
Capítulo 6.	
Efectos de la competencia interespecífica sobre el estado de condición de <i>Pomatoschistus marmoratus</i> (Risso, 1810) en las zonas someras litorales del Mar Menor (SE Península Ibérica).	82
Capítulo 7.	
Estado de condición de los juveniles de <i>Gobius cobitis</i> (Pallas, 1811) en las zonas someras litorales del Mar Menor (SE Península Ibérica): Efectos de la competencia intra- e interespecífica.	100
Capítulo 8.	
Estado de condición de los juveniles de <i>Salaria pavo</i> (Risso, 1810) en las zonas someras litorales del Mar Menor (SE Península Ibérica): Influencia de variables ambientales sobre estados juveniles.	120
PARTE IV. EFECTOS DEL TIPO DE HÁBITAT SOBRE LA COMUNIDAD DE PECES DE LAS ZONAS SOMERAS.	
Capítulo 9.	
Las comunidades de peces de las áreas someras litorales del Mar Menor: relaciones con el tipo de hábitat.	140
Parte V. ICTIOFAUNA DE LAS ZONAS SOMERAS LITORALES DEL MAR MENOR: CONCLUSIONES.	
Capítulo 10.	
Resumen de Conclusiones.	170

Agradecimientos

En primer lugar debo decir que la presente memoria no habría podido realizarse de no ser por el buen trabajo y colaboración de un gran número de personas. A mis directores, el Dr. Francisco J. Oliva Paterna y la Dra. Mar Torralva Forero, les agradezco infinitamente la oportunidad de poder trabajar en una de mis particulares "obsesiones", y es que, desde que tengo uso de razón, los peces (ese grupo de animales que pasa desapercibido para la mayor parte de los humanos), siempre han sido objetivo primario de mi inquietud y curiosidad por la naturaleza. Gracias por dirigir esta tesis, pero sobre todo por confiar en mí desde el principio y poner a mi disposición todos vuestros conocimientos... ¡y digo todos! Gracias por los consejos, críticas productivas y todas esas horas de dedicación que han hecho posible el desarrollo y finalización del trabajo aquí presentado.

De los componentes del equipo investigador y humano del que formo parte, de mis compañeros de aventuras y desventuras, que puedo decir... me resulta bastante difícil encontrar personas que reúnan tantas cualidades juntas, tanto a nivel humano como profesional. Reconozco que han sido años de duro trabajo pero también muy enriquecedores personalmente, he perdido la cuenta de los kilómetros de carreteras y caminos recorridos en la búsqueda, muchas veces infructuosa, de peces... ranas, sapos, salamandras y culebras... de las horas de pesca en nuestro tan querido y maltrecho río Segura, de los días de muestreo en las orillas del Mar Menor, y del número de fartets y gambusias que han pasado por nuestras manos durante estos últimos años. Para mí ha sido un enorme placer y orgullo haber compartido todo ese tiempo con vosotros... Por todo ello, y mucho más, vaya mi gratitud y mi amistad para Siscu, Asun, Andrés, Ana, Raquel, Antonio y Pedro.

Mostrar mis agradecimientos a la entidad y al personal del Departamento de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia y, en particular, al Área de Zoología del mismo, por posibilitar la realización de este trabajo.

Gracias a los técnicos y gestores de la Dirección General del Medio Natural de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia que, con su empuje y decisión, han facilitado la realización de este estudio.

Todos estos años de dedicación y esfuerzo no habrían sido tan llevaderos sin la amistad y el cariño de mucha gente que ha compartido conmigo los buenos y malos momentos que te ofrece la vida. Especialmente para ellos, mis amig@s de pandilla en tierras murcianas, dedico unas líneas para mostrarles mi más sincero reconocimiento y gratitud, gracias a Javi, Sara, Paloma, Cari, Raúl "El Pelu", Javi "El Alemán", Nica, Marta "Popular", Ilu... y a muchos otros, que por las prisas y mi mala memoria no consigo nombrar en estas líneas. Vosotros sabéis quienes sois.

Gracias a Mar por todos los buenos momentos, que fueron muchos y muy intensos.

Gràcies també a la colla d' amics de Vila-real, per ser com son, autèntics de veritat! I a pesar de la distància, poder retrobar-me amb ells cada cop que torne a la meua terreta valenciana. Després de tants anys preguntant-me per la Tesi! Doncs bé, aquí està!

Mil i una gràcies a Anna, pel concert i la nit d' aquell estiu i per donar-me l' última empena...

I per últim i per aixó no menys important, agraeixo als meus pares, Lola i Remi, el seu suport incondicional en aquesta empresa, i en molts altres aspectes de la meua vida. No trobe paraules per agrair el seu carinyo i comprensió. El mateix agraiement per al meu germà, Jordi, i per als iaies, els que estàn, Dolores i Carme, i els que no, Pasqual i Remigio. A tots us duc dintre del cor.

A tots, moltes gràcies!

Murcia, 24 de mayo de 2009

Preliminares y estructura de la memoria de Tesis Doctoral

En síntesis, la presente Tesis Doctoral nace y se gesta en el contexto del Proyecto de Investigación titulado "Estudio de la Fauna del Mar Menor y Directrices para su Manejo y Conservación", financiado por la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Región de Murcia. La finalidad de esta memoria es ampliar el conocimiento científico sobre la ictiofauna del Mar Menor y, específicamente, aportar información actualizada sobre la composición, estructura y parámetros de la biología de las comunidades de peces de las zonas someras litorales de la laguna, con el fin de proporcionar las bases para el desarrollo de herramientas que faciliten su correcta gestión y conservación.

La Tesis Doctoral se ha estructurado en una serie de trabajos relativamente independientes entre sí, de forma que cada uno de ellos presenta un formato de artículo científico que consta de los siguientes apartados: Introducción, Material y Métodos, Resultados, Discusión y Conclusiones. Así, cada capítulo constituye una unidad que permite extraer resultados concretos y posibilita la discusión autónoma respecto del resto de trabajos presentados, si bien, en su conjunto, proporcionan una visión completa de la finalidad de la Tesis Doctoral. Por otro lado, el hecho de estar compuesta por capítulos independientes fuerza a la repetición insalvable de metodologías y descripciones a lo largo de los mismos.

En los capítulos iniciales de la memoria (Parte I) se exponen los antecedentes, la finalidad y los objetivos principales de la presente Tesis (Capítulo 1). A su vez, se presenta una descripción detallada del área de estudio y la metodología de muestreo y laboratorio empleados para la consecución de los objetivos planteados (Capítulo 2).

Los apartados siguientes (Parte II, III y IV), engloban los trabajos realizados en el contexto del proyecto de investigación anteriormente citado. De este modo, la Parte II consta de dos capítulos (Capítulos 3 y 4) que reflejan el inventario y caracterización de la ictiofauna de las zonas someras litorales de la laguna.

La Parte III (Capítulos 5, 6, 7 y 8) incluye los estudios desarrollados sobre parámetros de la biología poblacional y relaciones con el hábitat de las especies de peces bentónicos representativos del Mar Menor (familias Gobiidae y Blenniidae).

La Parte IV (Capítulo 9) pretende identificar las relaciones entre los tipos de fondo o hábitats litorales y las comunidades de peces presentes en las zonas someras litorales de la laguna.

Finalmente, en el último capítulo de la memoria (Parte V, Capítulo 10) se realiza un resumen de las conclusiones del conjunto de la Tesis Doctoral.

En la actualidad, el presente proyecto de Tesis Doctoral ya ha derivado en una serie de publicaciones científicas:

Verdiell-Cubedo D, Oliva-Paterna FJ y Torralva M. 2006. Length-weight relationships for 22 species of the Mar Menor coastal lagoon (western Mediterranean Sea). *Journal of Applied Ichthyology* 22: 293-292.

Verdiell-Cubedo D, Oliva-Paterna FJ y Torralva M. 2006. Condition of *Gobius cobitis* (Pallas, 1811) juveniles in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula): Effects of inter- and intraspecific fish competition. *Scientia Marina* 70(2): 303-310.

Verdiell-Cubedo D, Oliva-Paterna FJ y Torralva M. 2006. Condition of *Salaria pavo* in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula): potential influence of environmental variables on juveniles. *Journal of Applied Ichthyology* 22: 407-413.

Verdiell-Cubedo D, Oliva-Paterna FJ y Torralva M. 2007. The effects of competitors on fitness of marbled goby *Pomatoschistus marmoratus* (Pisces: Gobiidae) in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Italian Journal of Zoology* 74(2): 169-177.

Verdiell-Cubedo D, Oliva-Paterna FJ, Egea-Serrano A y Torralva M. 2008. Population biology and habitat associations of benthic fish species in the shallow areas of a Mediterranean coastal lagoon. *Scientia Marina* 72(2): 169-177.

PARTE I

INTRODUCCIÓN GENERAL



CAPÍTULO 1

Introducción y objetivos



1. INTRODUCCIÓN

Los sistemas estuáricos son zonas de transición entre los océanos y los continentes, es decir, constituyen los ecotonos entre los ecosistemas terrestre, dulceacuícola y marino. Dichos ambientes acuáticos engloban diversos morfotipos o formas fisiográficas tales como lagunas costeras, estuarios de llanura, marismas, rías, deltas, fiordos, etc. De este modo, sus características ambientales vienen determinadas en última instancia por su geomorfología y dinámica hidrológica (régimen de mareas, caudal fluvial, comunicación con el mar abierto, etc.), circunstancia que conlleva la presencia de fluctuaciones periódicas, de mayor o menor intensidad, en sus parámetros físicos y químicos (Day et al. 1989; Elliott y McLusky 2002). Por todo ello, se considera que los ambientes estuáricos son sistemas muy dinámicos y sometidos a un elevado estrés ambiental, característica que condiciona enormemente la composición y estructura de sus comunidades biológicas y que da lugar a complejas interacciones ecológicas (Drake et al. 2002; Thiel et al. 2003; Pombo et al. 2005; Pérez-Ruzafa et al. 2007). En este sentido, las especies que habitan estos sistemas presentan adaptaciones fisiológicas y de su estrategia de vida que les confieren una ventaja selectiva en este tipo de ambientes impredecibles (Elliott y Quintino 2007).

A pesar de su naturaleza fluctuante, los ambientes estuáricos se encuentran entre los ecosistemas con mayor productividad biológica del planeta (Day et al. 1989), actuando como zonas de cría de fases larvarias y juveniles de multitud de especies marinas (Arias y Drake 1990; Fernández-Delgado et al. 2000; Drake et al. 2002; Thiel et al. 2003; Pérez-Ruzafa et al. 2004; Seitz et al. 2005). Además, y desde el punto de vista humano, constituyen una fuente muy importante de recursos naturales, permitiendo el desarrollo de actividades altamente rentables como la pesca y la acuicultura (Costa et al. 2002; Wilson 2002), así como de servicios tales como el turismo, transporte de mercancías e incluso como receptores de los vertidos originados por las industrias y las poblaciones ribereñas (Fernández-Delgado et al. 2000; Pérez-Ruzafa 2006).

Generalmente, las zonas estuáricas se caracterizan por presentar una abundante y relativamente diversa comunidad íctica. Además de las especies residentes, es decir, aquellas que completan su ciclo vital en el interior del estuario, podemos encontrar un gran número de ellas que utilizan estos sistemas de forma temporal, como ambientes donde se desarrollan sus estados larvarios y juveniles (Elliott et al. 2007). Así, se ha constatado que las zonas someras de los ambientes estuáricos constituyen hábitats de vital importancia para muchas especies marinas, ya que ofrecen condiciones ambientales muy favorables (mayor disponibilidad de alimento, refugio contra los depredadores, temperaturas más benignas, etc.) para el crecimiento y la supervivencia de sus alevines (Franco et al. 2006; Oliva-Paterna et al. 2006; Ribeiro et al. 2006; França et al. 2009).

Como consecuencia de la confluencia de todo tipo de usos e intereses socio-económicos, los estuarios están sujetos a un importante número de alteraciones de origen antrópico con



un impacto relevante sobre la estructura y dinámica de sus comunidades icticas. Entre otros, cabe destacar aquellos relacionados con la regulación de caudales (Drake et al. 2002; Baldó et al. 2005; Chícharo et al. 2006; López et al. 2007), procesos de eutrofización y contaminación por metales pesados (Thiel et al. 2003; Maes et al. 2007; Marín-Guirao et al. 2008; Courrat et al. 2009), sobrepesca (Blaber et al. 2000; Sobrino et al. 2005), dragados, canalizaciones y obras costeras (Fernández-Delgado et al. 2000; Pérez-Ruzafa et al. 2006; Seitz et al. 2006; Bilkovic y Rogero 2008), etc.

En este sentido, resulta fundamental incrementar el conocimiento científico sobre la estructura y el funcionamiento de las comunidades de peces en estos sistemas, ya que estos estudios son una herramienta básica para su gestión y conservación, tanto desde el componente socioeconómico, como científico y conservacionista (Branco et al. 2008; Franco et al. 2008).

En el suroeste y área mediterránea de la Península Ibérica, diversos trabajos han abordado el estudio de la biología y ecología de las comunidades de peces en sistemas estuáricos. Entre otros, cabe destacar los trabajos realizados en el delta del río Ebro (De Sostoa 1983), en el estuario del río Guadalquivir (Fernández-Delgado 1987; Fernández-Delgado et al. 2000; Baldó y Drake 2002; Drake et al. 2002) y en las marismas y esteros de la bahía de Cádiz (Arias y Drake 1990; Drake y Arias 1991a, 1991b). En lo que respecta a la laguna costera del Mar Menor, son diversos los estudios que, con mayor o menor profundidad, han tratado sobre su componente ictiofaunístico, entre los que cabe destacar aquellos realizados por Lozano-Cabo (1979), Ramos y Pérez-Ruzafa (1985), Pérez-Ruzafa (1989), Mas (1994), Barcala (1999), Andreu-Soler et al. (2003, 2006), Oliva-Paterna et al. (2006), Pérez-Ruzafa et al. (2004, 2006) y Verdiell-Cubedo et al. (2007a, 2007b).

La laguna costera del Mar Menor se encuentra entre los sistemas lagunares de mayor extensión de la cuenca Mediterránea. Sin embargo, y al contrario que la mayor parte de ambientes estuáricos, el Mar Menor se podría clasificar como una laguna costera típicamente marina e hipersalina, donde las perturbaciones físico-químicas (abióticas), son relativamente poco frecuentes e intensas (Pérez-Ruzafa 2006). Esta circunstancia, junto con su elevada diversidad ambiental, favorece el desarrollo de una abundante y diversa comunidad ictica (Barcala 1999; Pérez-Ruzafa et al. 2004; Oliva-Paterna et al. 2006; Pérez-Ruzafa et al. 2006), siendo una de las lagunas costeras con mayor riqueza de especies de peces del Mar Mediterráneo, con un total de 84 especies citadas (Franco et al. 2008). Además, la laguna mantiene una importante actividad pesquera, siendo objeto de pesquerías especies como la anguila (*Anguilla anguilla* L., 1758), la dorada (*Sparus aurata* L., 1758), la lubina (*Dicentrarchus labrax* L., 1758), el chirrete (*Atherina boyeri* Risso, 1810), el magre (*Lithognathus mormyrus* L., 1758) y distintas especies de mugílidos (*Mugilidae* spp.) y sargos (*Diplodus* spp.) (Andreu-Soler et al. 2006; Pérez-Ruzafa et al. 2004).

Durante los últimos años el Mar Menor está sufriendo una degradación ambiental generalizada debido a múltiples causas de origen antrópico. Por un lado, el dragado y ampliación de los canales de comunicación con el Mar Mediterráneo ha provocado un



aumento de las tasas de renovación de sus aguas, situación que, a su vez, ha incrementado las tasas de colonización de especies marinas y el establecimiento de especies alóctonas a la laguna. Un buen ejemplo de ello es la proliferación masiva del alga invasora *Caulerpa prolifera* (Forskaal) Lamourex, 1816 hasta el punto que, y favorecido por la eutrofización de las aguas lagunares, este macrófito ocupa la mayor parte de los fondos de la laguna (Lloret et al. 2005). Los cambios acontecidos en las características del sedimento y el ambiente bentónico (incremento del contenido en materia orgánica y bajas concentraciones de oxígeno) han sido relacionados con un descenso drástico en las capturas de las principales especies de peces con interés comercial en la laguna (mújoles y dorada principalmente) (Pérez-Ruzafa et al. 2005). Por otro lado, el Mar Menor está sufriendo un proceso de colonización por nuevas especies de peces de origen marino (Pérez-Ruzafa et al. 2004), situación que probablemente esté produciendo cambios drásticos en la composición y estructura de las comunidades ícticas de la laguna (Gamito et al. 2005).

Adicionalmente, gran parte de sus orillas se encuentran alteradas por el efecto de obras costeras relacionadas principalmente con el desarrollo de infraestructuras turísticas (desarrollo urbano, construcción de puertos deportivos, escolleras, paseos marítimos, trabajos de regeneración y mantenimiento de playas, etc.). En este sentido, en el estudio realizado por Pérez-Ruzafa et al. (2006), se constató la profunda modificación que sufrieron las comunidades de peces bentónicos tras las obras realizadas, para la creación de playas artificiales en la laguna, durante la década de los años 80.

A pesar de estas presiones, la importancia de las zonas someras para el reclutamiento de un elevado número de especies de peces ha sido constatado (Oliva-Paterna et al. 2006). Sin embargo, pese a su elevada importancia biológica y económica, son escasos los conocimientos sobre los patrones espaciales y temporales de las poblaciones de peces en las zonas someras litorales del Mar Menor (De Maya et al. 2004; Verdiell-Cubedo et al. 2004; Verdiell-Cubedo et al. 2007a, 2007b), situación que se ve agravada por la creciente presión antrópica aludida y que puede llevar a la pérdida de hábitats esenciales para gran parte de las especies de peces de la laguna.



2. OBJETIVOS

Teniendo en cuenta todo lo expuesto anteriormente, el objetivo principal de la presente Tesis Doctoral es aportar información actualizada sobre la composición, estructura y parámetros de la biología de la ictiofauna de las zonas someras litorales del Mar Menor, con el fin de aportar conocimientos básicos que contribuyan a su correcta gestión y conservación.

Así, los objetivos específicos planteados para la presente Tesis Doctoral fueron:

1) Caracterización específica de la ictiofauna de las zonas someras litorales de la laguna costera del Mar Menor.

- Descripción mediante inventario de las especies peces y clasificación en grupos funcionales relacionados con el uso del hábitat lagunar, alimentación y reproducción.
- Establecer las relaciones longitud-peso de las especies de peces capturadas en las zonas someras litorales de la laguna.

2) Análisis de la biología poblacional y relaciones con el hábitat de especies de peces bentónicos (Gobiidae y Blenniidae) representativas de la laguna costera del Mar Menor.

- Analizar las variaciones temporales y espaciales en parámetros poblacionales (abundancia, biomasa, estatus reproductor y estructura de tallas) de 4 especies de peces bentónicos representativas de las zonas someras litorales: *Pomatoschistus marmoratus* (Risso, 1810), *Gobius cobitis* (Pallas, 1811), *Gobius niger* (Linnaeus, 1758) y *Salaria pavo* (Risso, 1810).
- Establecer relaciones entre la abundancia específica y variables ambientales descriptoras de la estructura del hábitat de las 4 especies mencionadas.
- Determinar variaciones espaciales en la condición somática como indicador del estado poblacional en *Pomatoschistus marmoratus*, *Gobius cobitis* y *Salaria pavo*.
- Establecer la influencia de variables ambientales descriptoras del hábitat y de la comunidad de peces acompañante sobre la condición somática en estas 3 últimas especies.

3) Analizar las relaciones entre los tipos de fondo y las familias de peces presentes en las zonas someras litorales de la laguna costera del Mar Menor.

- Identificar los distintos tipos de fondo o hábitats litorales presentes en las zonas someras litorales del Mar Menor en función de variables relacionadas con la estructura del hábitat (profundidad, granulometría y heterogeneidad del sustrato, recubrimiento y volumen de la vegetación sumergida).



- Analizar las variaciones espaciales y temporales en la abundancia, biomasa, riqueza de especies y estructura de la comunidad de peces en función de los tipos de fondos o hábitats establecidos.



3. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- **Andreu-Soler A, Oliva-Paterna FJ, Fernández-Delgado C y Torralva M. 2003.** Age and growth of the sand smelt, *Atherina boyeri* (Risso 1810), in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *J. Appl. Ichthyol.* 19: 202–208.
- **Andreu-Soler A, Oliva-Paterna FJ y Torralva M. 2006.** Seasonal variations in somatic condition, hepatic and gonad activity of sand smelt *Atherina boyeri* (Teleostei, Atherinidae) in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Folia Zool.* 55(2): 151-161.
- **Arias AM y Drake P. 1990.** Estados alevines y juveniles de la ictiofauna en los caños de las salinas de la bahía de Cádiz. Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía. CSIC. Junta de Andalucía.
- **Baldó F y Drake P. 2002.** A multivariate approach to the feeding habits of small fishes in the Guadalquivir Estuary. *J. Fish Biol.* 61(Supplement A): 21-32.
- **Baldó F, Cuesta JA, Fernández-Delgado C y Drake. 2005.** Effect of the regulation of freshwater inflow on the physical-chemical characteristics of water and on the aquatic macrofauna in the Guadalquivir estuary. *Ciencias Marinas* 31(3): 467-476.
- **Barcala E. 1999.** Estudio ecológico de la ictiofauna bentónica del Mar Menor. Tesis Doctoral, Universidad de Murcia.
- **Bilkovic DM y Roggero MM. 2008.** Effects of coastal development on nearshore estuarine nekton communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 358: 27-39.
- **Blaber SJM, Cyrus DP, Albaret JJ, Ching CV, Day JW, Elliott M, Fonseca MS, Hoss DE, Orensanz J, Potter IC y Silvert W. 2000.** Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 590–602
- **Branco P, Costa JL y Almeida PR. 2008.** Conservation Priority Index for Estuarine Fish (COPIEF). *Est. Coast. Shelf Sci.* 80: 581-588.
- **Chícharo MA, Chícharo L y Morais P. 2006.** Inter-annual differences of ichthyofauna structure of the Guadiana estuary and adjacent coastal area (SE Portugal/SW Spain): Before and after Alqueva dam construction. *Est. Coast. Shelf Sci.* 70: 39-51.
- **Costa MJ, Cabral HN, Drake P, Economou AN, Fernández-Delgado C, Gordo L, Marchand J y Thiel R. 2002.** Recruitment and production of commercial species in estuaries. En: Elliot M y Hemingway K (eds.). *Fishes in Estuaries*, pp 54-123. Blackwell Science, United Kingdom.
- **Courrat A, Lobry J, Nicolas D, Laffargue P, Amara, Lepage M, Girardin M y Le Pape O. 2009.** Anthropogenic disturbance on nursery function of estuarine areas for marine species. *Est. Coast. Shelf Sci.* 81: 179-190.
- **Day JW, Hall CAS, Kemp WM y Yáñez-Arancibia A (eds.). 1989.** *Estuarine Ecology*. John Wiley & Sons, Inc. USA.
- **De Maya JA, Andreu A, Miñano PA, Verdiell-Cubedo D, Egea A, Oliva-Paterna FJ y Torralva M. 2004.** Dinámica espacio-temporal de la familia Syngnathidae en las áreas someras del Mar Menor (SE, Murcia). Actas del III Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia. Murcia.
- **De Sostoa A. 1983.** Las comunidades de peces del delta del Ebro. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.
- **Drake P y Arias AM. 1991a.** Composition and seasonal fluctuations of the ichthyoplankton community in a shallow tidal channel of the Cádiz Bay (SW Spain). *J. Fish Biol.* 39:245-263.



- **Drake P y Arias AM. 1991b.** Ichthyoplankton of a shallow coastal inlet in southwest Spain: factors contributing to colonization and retention. *Est. Coast. Shelf Sci.* 32: 347-364.
- **Drake P, Arias AM, Baldó F, Cuesta JA, Rodríguez A, Silva-García A, Sobrino I, García-González D y Fernández-Delgado C. 2002.** Spatial and temporal variation of the nekton and hyperbenthos from a temperate european estuary with regulated freshwater inflow. *Estuaries* 25(3): 451-468.
- **Elliott M y McLusky DS. 2002.** The need for definitions in understanding estuaries. *Est. Coast. Shelf Sci.* 55: 815-827.
- **Elliott M, Whitfield AK, Potter IC, Blaber SJM, Cyrus DP, Nordlie FG y Harrison TD. 2007.** The guild approach to categorize estuarine fish assemblages: a global review. *Fish Fish.* 8: 241-268.
- **Elliott M y Quintino VM. 2007.** The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Mar. Poll. Bull.* 54:640-645.
- **Fernández-Delgado C. 1987.** Ictiofauna del estuario del Guadalquivir: su distribución y biología de las especies sedentarias. Tesis Doctoral. Universidad de Córdoba.
- **Fernández-Delgado C, Drake P, Arias AM y García D. 2000.** Peces de Doñana y su entorno. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- **França S, Costa MJ y Cabral HN. 2009.** Assessing habitat specific fish assemblages in estuaries along the Portuguese coast. *Est. Coast. Shelf Sci.* 83: 1-12.
- **Franco A, Franzoi P, Malavasi S, Riccato F, Torricelli P y Mainardi D. 2006.** Use of shallow water habitats by fish assemblages in a Mediterranean coastal lagoon. *Est. Coast. Shelf Sci.* 66: 67-83.
- **Franco A, Elliott M, Franzoi P y Torricelli. 2008.** Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 354: 219-228.
- **Gamito S, Gilbert J, Marcos C y Pérez-Ruzafa A. 2005.** Effects of changing environmental conditions on lagoon ecology. En: Gönenç IE y Wolfliin JP (eds.). Coastal lagoons. Ecosystem processes and modelling for sustainable use and development, pp. 193-229. CRC Press, Boca Ratón.
- **López MA, Gázquez N, Olmo-Vidal JM, Aprahamian MW y Gisbert E. 2007.** The presence of anadromous twait shad (*Alosa fallax*) in the Ebro river (western Mediterranean, Spain): an indicator of the population's recovery? *J. Appl. Ichthyol.* 23: 163-166.
- **Lozano-Cabo F. 1979.** Ictiología del Mar Menor (Murcia). Los Fisóstomos. Secretariado de Publicaciones. Universidad de Murcia.
- **Lloret J, Marín A, Marín-Guirao L y Velasco J. 2005.** Changes in macrophytes distribution in a hypersaline coastal lagoon associated with the development of intensively irrigated agriculture. *Ocean Coast. Manage.* 48: 828-842.
- **Maes J, Stevens M y Breine J. 2007.** Modelling the migration opportunities of diadromous fish species along a gradient of dissolved oxygen concentration in a European tidal watershed. *Est. Coast. Shelf Sci.* 75: 151-162.
- **Marín-Guirao L, Lloret-Barba J y Marín-Atucha A. 2008.** Carbon and nitrogen stable isotopes and metal concentration in food webs from a mining-impacted coastal lagoon. *Sci. Total Environ.* 393: 118-130.
- **Mas J. 1994.** El Mar Menor. Relaciones, diferencias y afinidades entre la laguna y el Mar Mediterráneo. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- **Oliva-Paterna FJ, Andreu A, Miñano PA, Verdiell-Cubedo D, Egea A, de Maya JA, Ruiz-Navarro A, García-Alonso J, Fernández-Delgado C y Torralva M. 2006.** YOY fish species richness in the littoral



shallows of the mesosaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean coast of the Iberian Peninsula). *J. Appl. Ichthyol.* 22: 235-237.

- **Pérez Ruzafa A. 1989.** Estudio ecológico y bionómico de los poblamientos bentónicos del Mar Menor (Murcia, SE de España). Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- **Pérez-Ruzafa A, Quispe-Becerra JI, García-Charlton JA y Marcos C. 2004.** Composition, structure and distribution of the ichthyoplankton in a Mediterranean coastal lagoon. *J. Fish Biol.* 64: 202 - 218.
- **Pérez-Ruzafa A, Marcos C y Gilabert J. 2005.** The ecology of the Mar Menor coastal lagoon: a fast changing ecosystem under human pressure. En: Gönenç IE y Wolflin JP (eds.). Coastal lagoons. Ecosystem processes and modelling for sustainable use and development, pp. 392-422. CRC Press, Boca Ratón.
- **Pérez-Ruzafa A. 2006.** Biodiversidad y fragilidad en las lagunas costeras: el caso del Mar Menor. En: Contrastes Naturales en la Región Bioclimática del Mediterráneo, pp. 223-241. Ayuntamiento de Murcia. Murcia.
- **Pérez-Ruzafa A, García-Charlton JA, Barcala E y Marcos C. 2006.** Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). *Mar. Poll. Bull.* 53: 107-120.
- **Pérez-Ruzafa A, Marcos C, Pérez-Ruzafa IM, Barcala E, Hegazi MI y Quispe J. 2007.** Detecting changes resulting from human pressure in a naturally quick-changing and heterogeneous environment: spatial and temporal scales of variability in coastal lagoons. *Est. Coast. Shelf Sci.* 75: 175-188.
- **Pombo L, Elliott M y Rebelo JE. 2005.** Environmental influences on fish assemblages distribution of an estuarine coastal lagoon, Ria de Aveiro (Portugal). *Sci. Mar.* 69(1): 143-159.
- **Ramos A y Pérez-Ruzafa A. 1985.** Contribución al conocimiento de la ictiofauna bentónica del Mar Menor (SE de España) y su distribución bionómica. *Anales de Biología* 4: 49-55.
- **Ribeiro J, Bentes L, Coelho R, Gonçalves JMS, Lino PG, Monteiro P y Erzini K. 2006.** Seasonal, tidal and diurnal changes in fish assemblages in the Ria Formosa lagoon (Portugal). *Est. Coast. Shelf Sci.* 67: 461-474.
- **Seitz RD, Lipcius RN y Seebo MS. 2005.** Food availability and growth of the blue crab in seagrass and unvegetated nurseries of Chesapeake Bay. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 319: 57-68.
- **Seitz RD, Lipcius RN, Olmstead NH, Seebo MS y Lambert DM. 2006.** Influence of shallow-water habitats and shoreline development on abundance, biomass and diversity of benthic prey and predators in Chesapeake Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 326: 11-27.
- **Sobрино I, Baldó F, García-González D, Cuesta JA, Silva-García A, Fernández-Delgado C, Arias AM, Rodríguez A, Drake P. 2005.** The effect of estuarine fisheries on juvenile fish observed within the Guadalquivir Estuary (SW Spain). *Fish. Res.* 76: 229-242.
- **Thiel R, Cabral H y Costa MJ. 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: 330-342.
- **Verdiell-Cubedo D, Andreu A, Egea a, Oliva-Paterna FJ y Torralva M. 2004.** Dinámica espacio-temporal de la familia Mugilidae en las áreas someras del Mar Menor (SE, Murcia): Estados alevines y juveniles. Actas del III Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia. Murcia.



- **Verdiell-Cubedo D, Oliva-Paterna FJ y Torralva M. 2007a.** Fish assemblages associated with *Cymodocea nodosa* and *Caulerpa prolifera* meadows in the shallow areas of the Mar Menor coastal lagoon. *Limnetica* 26(2): 341-350.
- **Verdiell-Cubedo D, Oliva-Paterna FJ, Andreu A y Torralva M. 2007b.** Characterisation of the nursery areas for YOY Sparidae fish species in a Mediterranean coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Anales de Biología* 29: 3-11.
- **Wilson JG. 2002.** Productivity, fisheries and aquaculture in temperate estuaries. *Est. Coast. Shelf Sci.* 55: 953-967.

CAPÍTULO 2

Área de estudio y metodología de muestreo y laboratorio



1. ÁREA DE ESTUDIO

El Mar Menor es una laguna costera típicamente marina e hipersalina, localizada en el sureste de la Península Ibérica (37°44'00'' Norte - 00°47'00'' Oeste) (Figura 1). Está situada en el fondo de la cuenca aluvial del Campo de Cartagena, delimitada en su parte interna por las sierras de Cartagena, Carrascoy, El Puerto, Villares, Columbares y Escalona. La barra arenosa que la separa del Mar Mediterráneo es conocida como La Manga presentando una longitud de 22 Km y una anchura variable (entre 100 y 900 m) (Mas 1994; Pérez-Ruzafa et al. 2005).

La región donde se enclava esta laguna costera tiene un clima subtropical mediterráneo de carácter semiárido. La precipitación media anual se sitúa en torno a los 300 mm y, generalmente, es de carácter torrencial. Los máximos valores se registran en otoño (20% del total) y los mínimos en julio y agosto. La evapotranspiración anual es de 1293 mm, con lo que se obtiene un déficit hídrico de 984 mm/m² al año (Mas 1994). La temperatura media anual está comprendida entre los 17°C y 21°C. El invierno es templado, con una temperatura media de 12°C, y el verano caluroso con una media superior a los 25°C. Los vientos predominantes durante el otoño y el invierno son procedentes del noroeste y suroeste. No obstante, durante la primavera y el verano cambia el origen de los vientos, pasando a ser de noreste y sureste (Cavero 1998).

La laguna tiene una superficie aproximada de 135 Km² y 59,5 Km de perímetro, siendo una de las lagunas de mayor extensión del Mediterráneo y de Europa. Posee una profundidad media de 3,6 m y máxima de 6 m en la zona central. La barra arenosa que la delimita está atravesada por tres canales o golgas que regulan el intercambio de agua con el Mediterráneo (Figura 1). En su interior aparecen cinco islas de origen volcánico: del Ciervo, Rondella, del Sujeto, Mayor o del Barón y Perdiguera (Pérez-Ruzafa et al. 2005).

Los cauces que desembocan en el Mar Menor son de tipo temporal (ramblas) y sólo llevan agua durante periodos de fuertes lluvias: Rambla de Los Alcázares, Rambla del Albuñón, Rambla de Miranda, Rambla del Beal, Rambla de Ponce y Rambla de la Carrasquilla. En la actualidad, esta última junto con la del Albuñón, mantienen un aporte continuo a lo largo del año debido a la subida del nivel freático en el acuífero del Campo de Cartagena. Esta subida ha sido provocada por la transformación de los cultivos extensivos de secano por unos intensivos irrigados con las aguas del trasvase Tajo-Segura lo que ha supuesto, a su vez, un incremento de la concentración de nutrientes en las aguas de la laguna (Pérez-Ruzafa et al. 2002; Lloret et al. 2005; Velasco et al. 2006) (Cuadro 1). Por otro lado, y debido a la actividad minera desarrollada durante décadas en la sierra de Cartagena, gran parte de los sedimentos de la zona sur de la laguna presentan una fuerte contaminación por metales pesados, con elevadas concentraciones de plomo, zinc y cadmio, entre otros (Marín-Guirao et al. 2005; Conesa y Jiménez-Cárceles 2007).



La comunicación con el Mar Mediterráneo se producía, antiguamente y de forma natural, a través de canales o golas someras situados a lo largo de la barra arenosa. En el extremo norte de La Manga, en una zona conocida como Las Encañizadas, se localizaban los ingenios de pesca, con el mismo nombre, que capturaban a los peces durante sus movimientos migratorios. Actualmente existen dos nuevas comunicaciones artificiales con el Mediterráneo: la gola de Marchamalo y el canal de El Estacio (Figura 1). En la década de 1970, éste último fue dragado y ampliado para la navegación, situación que ha tenido drásticas consecuencias en las características de la laguna, tanto en las aguas como en los sedimentos, así como en la composición y distribución de su biota (Pérez-Ruzafa y Marcos, 2003) (Cuadro 1).

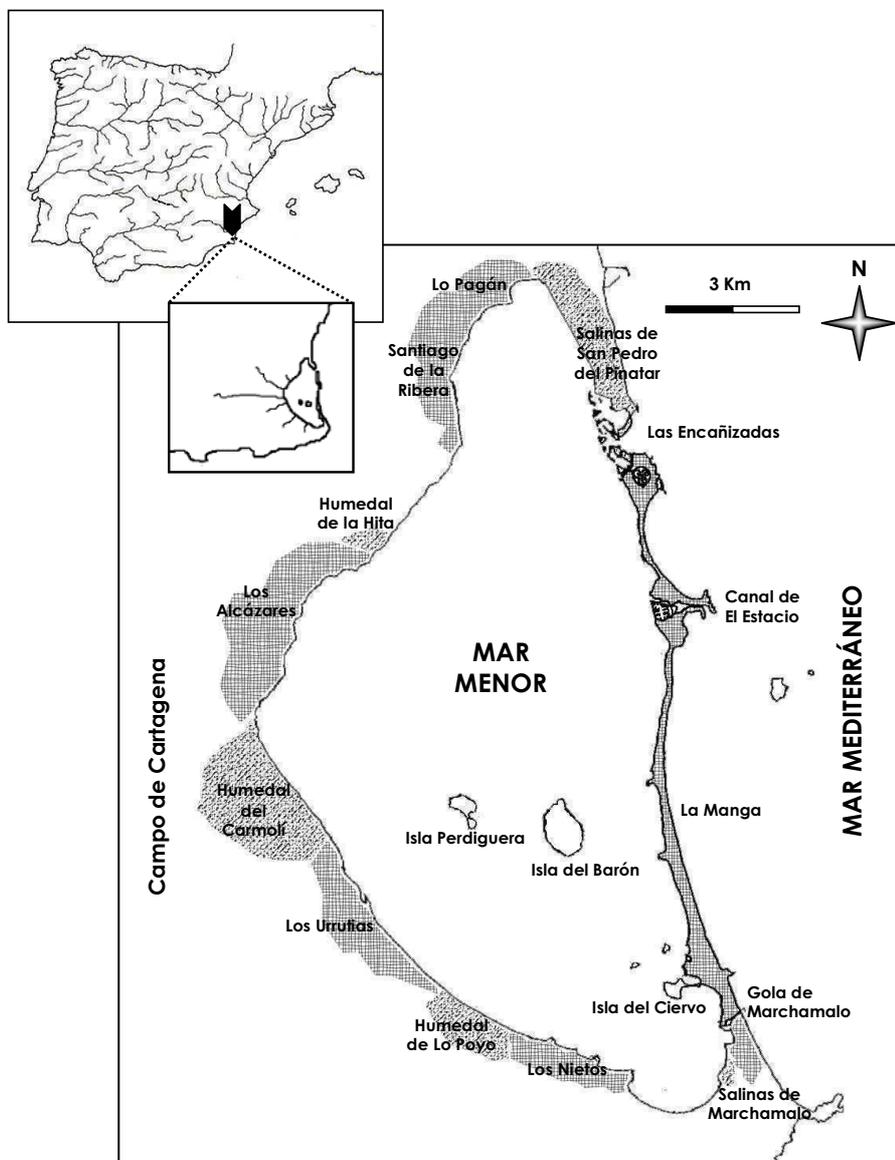


Figura 1. Localización geográfica de la laguna costera del Mar Menor y situación de los principales núcleos de población , zonas húmedas , islas y canales de comunicación con el Mar Mediterráneo.



La salinidad oscila entre los 42 y 46 ups según la estación del año y la localización en la laguna. Estos valores contrastan con la salinidad media (55 ups) que presentaba la laguna antes de la apertura del canal de El Estacio. Las temperaturas también han sufrido una suavización de sus valores extremos y se aproximan a las del Mar Mediterráneo. En este sentido, la circulación del agua en la laguna viene determinada en gran medida por la entrada de agua, a través del canal de El Estacio, procedente del Mediterráneo. Son las diferencias de nivel entre los dos mares, provocadas por la presión atmosférica, mareas y vientos, las que regulan la entrada o salida del agua del Mar Menor, predominando las entradas frente a las salidas (Pérez-Ruzafa et al. 2005).

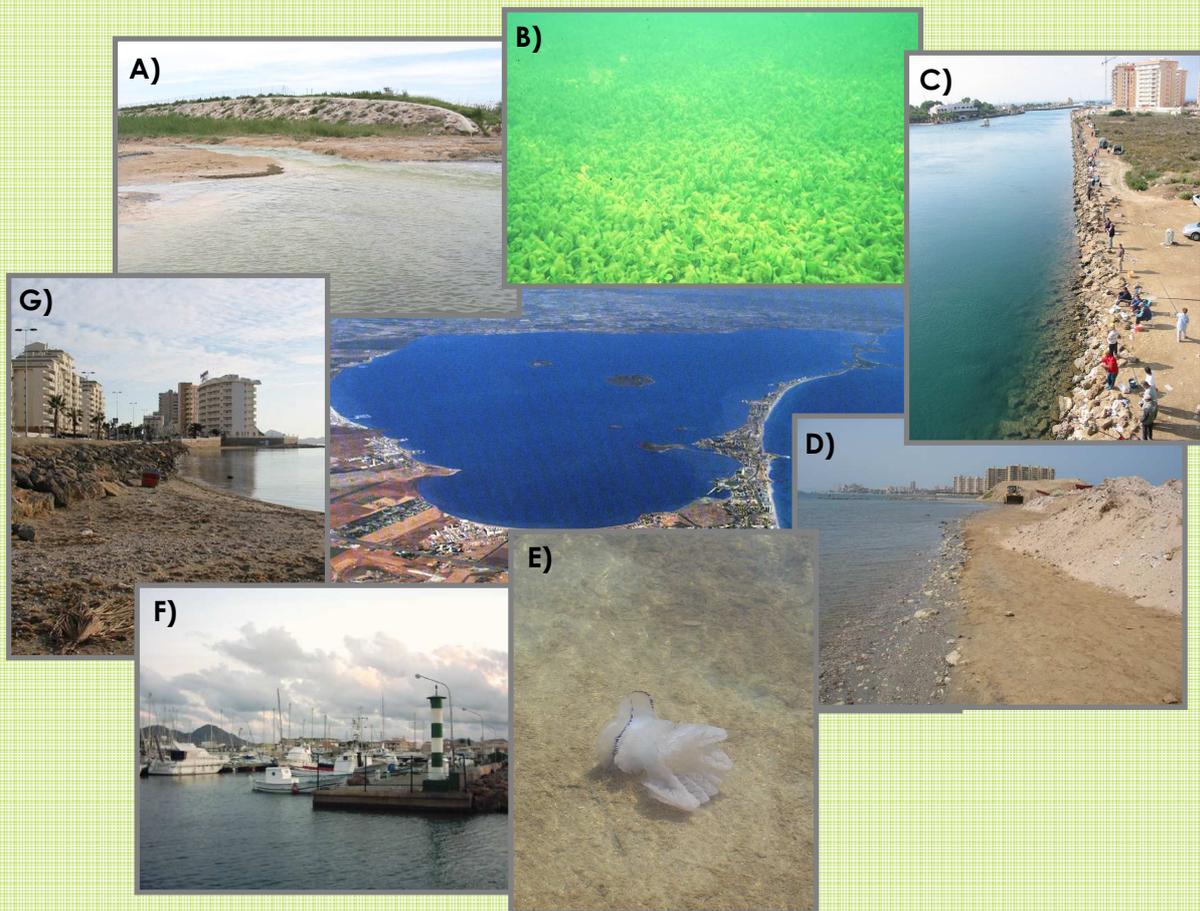
Los fondos de la laguna son principalmente blandos (99% de su superficie), limosos en su parte central y arenosos en las orillas, aunque existen fondos rocosos asociados a las islas y también a la presencia de diques y escolleras, circunstancia que permite una elevada diversidad de las comunidades bentónicas (Pérez-Ruzafa et al. 2005).

La vegetación que recubre dichos fondos está formada por una densa pradera de la macroalga invasora *Caulerpa prolifera*. A partir de la modificación de las condiciones lagunares por la apertura del canal del Estacio y el incremento de la eutrofia de las aguas, esta macroalga, procedente del Mediterráneo, ha colonizado prácticamente toda la laguna (Lloret et al. 2005) (Cuadro 1). La proliferación de ésta ha dado lugar a un aumento de la materia orgánica presente en el sedimento y a un empobrecimiento generalizado de la fauna asociada (Pérez-Ruzafa y Marcos 2003; Verdiell-Cubedo et al. 2007). Aunque el predominio de las praderas de *Caulerpa prolifera* es creciente, en las zonas someras litorales todavía permanecen pequeñas praderas de la fanerógama *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson, 1869. Durante los meses más cálidos, y en las zonas someras con presencia de sustratos gruesos (gravas, cantos y guijarros), aparecen comunidades del alga fotófila *Acetabularia calyculus* Lamouroux, 1816. A su vez, en las marinas someras resguardadas del oleaje se localizan pequeñas manchas de la fanerógama *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande, 1918 (Pérez-Ruzafa y Marcos 2003).

En cuanto a la fauna, cabe destacar la progresiva colonización de nuevas especies propias del Mar Mediterráneo, multiplicándose por dos el número de especies de peces y moluscos durante los últimos 15 años (Pérez-Ruzafa 2006). Como parte del mismo proceso, la proliferación masiva de las medusas *Rhizostoma pulmo* (Macri, 1758) y *Cotylorhiza tuberculata* Agassiz, 1862, constituyen desde la década de los 90 una verdadera plaga durante los meses estivales (Cuadro 1). Además, las explosiones demográficas de estos escifozoos se ven magnificadas, según estudios recientes, por la entrada masiva de nutrientes procedentes de las explotaciones agrícolas intensivas del Campo de Cartagena y los vertidos de aguas residuales parcialmente depuradas de los núcleos de población ribereños (Pérez-Ruzafa et al. 2002; Martínez et al. 2005; Conesa y Jiménez-Cárceles 2007).



Cuadro 1



Principales factores de amenaza sobre los poblamientos biológicos de la laguna costera del Mar Menor. A) Aumento en la contaminación orgánica e inorgánica de sus aguas (desembocadura de la Rbla. del Albuñón; B) Expansión del alga invasora *Caulerpa prolifera*; C) Incremento de las tasas de renovación de sus aguas (canal de El Estacio); D) Trabajos de mantenimiento y regeneración de playas; E) Proliferación masiva de medusas durante los meses de verano; F) Construcción de puertos deportivos; G) Urbanización masiva del litoral.

Fotografías: B) y F) Javier Lloret Barba; A), C), D), E) y G) Línea de Investigación: Conservación y Biología de Vertebrados Acuáticos (Universidad de Murcia); Fotografía aérea Laguna: Depósito Legal B. 27675-2000.



Con respecto a la ictiofauna, y de acuerdo con la revisión de la composición ictiofaunística de la laguna realizada por Barcala (1999), en el Mar Menor se contabilizaban un total de 83 especies de peces hasta esa fecha, si bien esta misma autora aporta trece especies de nueva aparición en la laguna durante el transcurso de su trabajo (Barcala 1999). Recientemente, en la revisión bibliográfica sobre la composición y estructura de las comunidades de peces en lagunas costeras mediterráneas (Franco et al. 2008), la riqueza ictica en el Mar Menor asciende a 84 especies, pertenecientes a 28 familias (Tabla 1). En dicho trabajo, las familias con mayor número de especies en la laguna fueron Gobiidae y Sparidae, con 10 especies cada una, seguidas por Blenniidae y Labridae, con 9 y 8 especies, respectivamente (Tabla 1).

Algunas de ellas son residentes y propias de la laguna como el gobio de arena (*Pomatoschistus marmoratus*), el chirrete (*Atherina boyeri*), la aguja (*Syngnathus abaster*), el caballito de mar (*Hippocampus guttulatus*), clasificada como "En Peligro Crítico" a nivel regional (Cortés et al. 2006), y el fartet (*Aphanius iberus*), especie catalogada como en "Peligro de Extinción" por el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas e incluido en el Anexo II de la Directiva Hábitats (Oliva-Paterna et al. 2006).

Las especies de peces más importantes desde el punto de vista pesquero son la anguila (*Anguilla anguilla*), que a su vez está clasificada como "En Peligro Crítico" en la lista de la UICN (UICN, 2008), la dorada (*Sparus aurata*), la lubina (*Dicentrarchus labrax*), el chirrete (*Atherina boyeri*), el magre (*Lithognathus mormyrus*) y distintas especies de mugílidos (*Liza* spp. y *Mugil cephalus*) y sargos (*Diplodus* spp.) (Tabla 1) (Andreu-Soler et al. 2003; Pérez-Ruzafa et al. 2004).

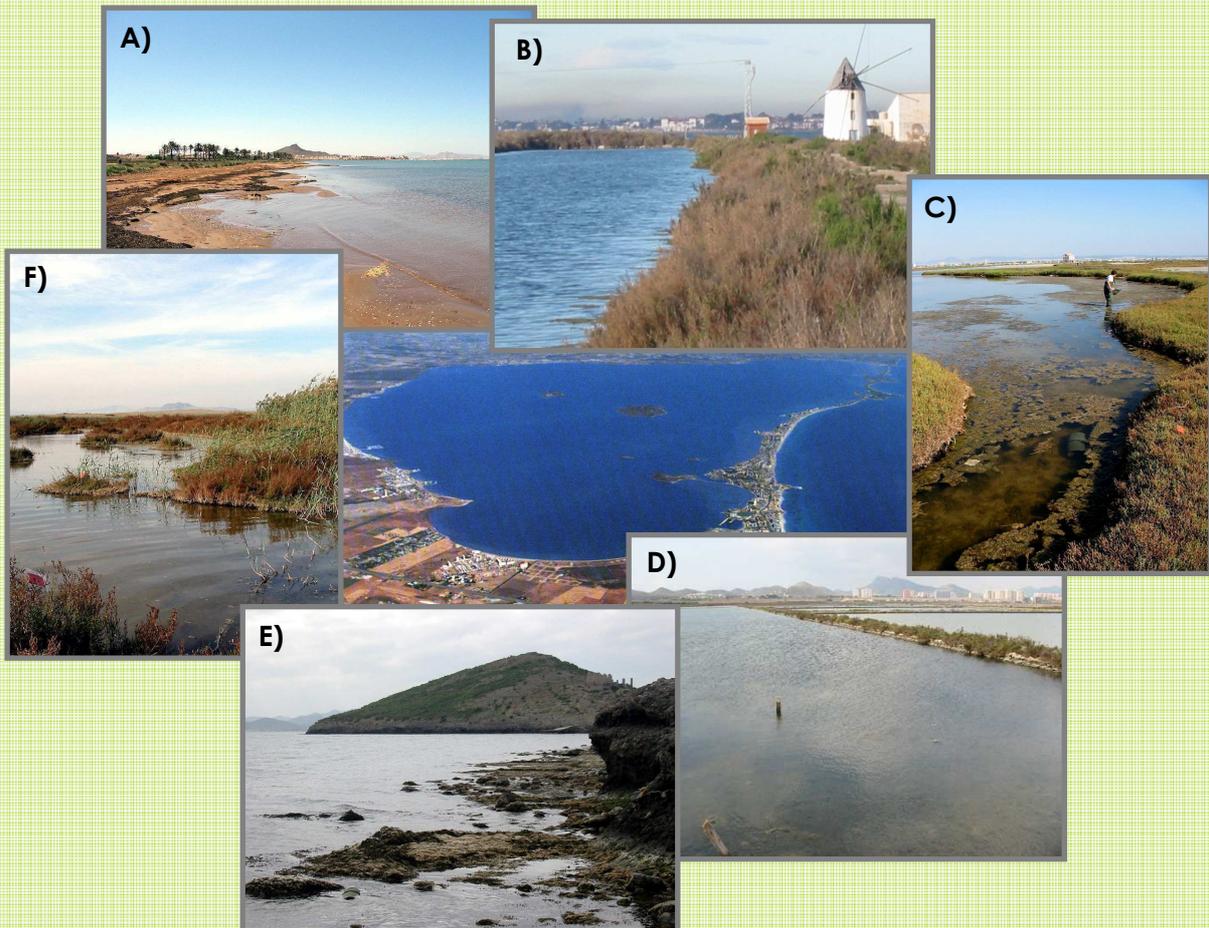
El entorno de la laguna está densamente poblado y afectado por gran variedad de infraestructuras (puertos deportivos, escolleras, paseos marítimos, etc.), si bien, alberga todavía una alta variedad de sistemas acuáticos naturales y artificiales (criptohumedales, marismas pseudomareales y salinas) con un elevado valor natural y paisajístico que ha sido reconocido, tanto a nivel nacional como internacional, con distintas figuras de protección (Conesa y Jiménez-Cárceles 2007) (Cuadro 2). De este modo, el Mar Menor ha sido declarado humedal de importancia internacional para las aves acuáticas (Sitio Ramsar), Zona Especialmente Protegida de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM), cuyo objetivo es la protección y conservación de especies amenazadas o en peligro, Zona Especial de Protección de Aves (ZEPA), ya que cumple los criterios para especies como la cigüeñuela (*Himantopus himantopus* L., 1758), garceta común (*Egretta garzetta* L., 1766) y terrera marismeña (*Calandrella rufescens* Vieillot 1816), Lugar de Importancia Comunitaria (LIC), actuando *Aphanius iberus* como el primer criterio faunístico de su declaración ya que está incluido en el Anexo II de la Directiva Hábitats, y Zona de Especial Conservación (ZEC) que le hará formar parte de la Red Natura 2000, cuyo objetivo es contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la flora y la fauna silvestres en la zona europea. Junto a todas estas figuras de protección, cabe añadir que el



Mar Menor está protegido a nivel regional mediante su declaración como Paisaje Protegido (Ley 4/1992) y como Área de Protección de Fauna Silvestre (Ley 7/1995).

Tabla 1. Listado de las especies de peces citadas en la laguna costera del Mar Menor de acuerdo con Franco et al. (2008).

Familia	Especie	Familia	Especie
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i> (L., 1758)	Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i> (L., 1758)
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i> (Risso, 1810)		<i>Dicentrarchus punctatus</i> (Bloch, 1792)
	<i>Atherina hepsetus</i> (L., 1758)	Mugilidae	<i>Chelon labrosus</i> (Risso, 1827)
Belonidae	<i>Belone belone</i> (L., 1761)		<i>Liza aurata</i> (Risso, 1810)
Blenniidae	<i>Aldablennius sphinx</i> (Valenciennes, 1836)		<i>Liza ramada</i> (Risso, 1810)
	<i>Coryphoblennius galerita</i> (L., 1758)		<i>Liza saliens</i> (Risso, 1810)
	<i>Lipophrys canevae</i> (Vinciguerra, 1880)		<i>Mugil cephalus</i> (L., 1758)
	<i>Lipophrys dalmatinus</i> (Steindachner & Kolombatovic, 1883)	Mullidae	<i>Mullus barbatus</i> (L., 1758)
	<i>Salaria pavo</i> (Risso, 1810)	Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i> (L., 1758)
	<i>Parablennius gattorugine</i> (L., 1758)	Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i> (L., 1766)
	<i>Parablennius pilicornis</i> (Cuvier, 1829)	Poecilidae	<i>Gambusia holbrooki</i> (Girard, 1859)
	<i>Parablennius sanguinolentus</i> (Pallas, 1814)	Scianidae	<i>Argyrosomus regius</i> (Asso, 1801)
	<i>Parablennius tentacularis</i> (Brünnich, 1768)	Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i> (L., 1758)
Callionymidae	<i>Callionymus maculatus</i> (Rafinesque, 1810)	Serranidae	<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834)
	<i>Callionymus pusillus</i> (Delaroche, 1810)		<i>Serranus cabrilla</i> (L., 1758)
	<i>Callionymus reticulatus</i> (Valenciennes, 1837)		<i>Serranus scriba</i> (L., 1758)
	<i>Callionymus risso</i> (Lesueur, 1814)	Soleidae	<i>Pegusa impar</i> (Bennett, 1831)
Carangidae	<i>Lichia amia</i> (L., 1758)		<i>Pegusa lascaris</i> (Risso, 1810)
	<i>Seriola dumerilii</i> (Risso, 1810)		<i>Solea senegalensis</i> (Kaup, 1858)
	<i>Trachinotus ovatus</i> (L., 1758)		<i>Solea solea</i> (L., 1758)
Clinidae	<i>Clinitrachus argentatus</i> (Risso, 1810)	Sparidae	<i>Boops boops</i> (L., 1758)
Clupeidae	<i>Sardinella aurita</i> (Valenciennes, 1847)		<i>Diplodus annularis</i> (L., 1758)
	<i>Sardina pilchardus</i> (Walbaum, 1752)		<i>Diplodus cervinus</i> (Lowe, 1838)
Congridae	<i>Conger conger</i> (L., 1758)		<i>Diplodus puntazzo</i> (Cetti, 1777)
Cyprinodontidae	<i>Aphanius iberus</i> (Valenciennes, 1846)		<i>Diplodus sargus sargus</i> (L., 1758)
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i> (L., 1758)		<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy St. Hilaire, 1817)
Gobiidae	<i>Aphia minuta</i> (Risso, 1810)		<i>Lithognathus mormyrus</i> (L., 1758)
	<i>Gobius ater</i> (Bellotti, 1888)		<i>Oblada melanura</i> (L., 1758)
	<i>Gobius bucchichi</i> (Steindachner, 1870)		<i>Sparus aurata</i> (L., 1758)
	<i>Gobius cobitis</i> (Pallas, 1814)		<i>Sarpa salpa</i> (L., 1758)
	<i>Gobius cruentatus</i> (Gmelin, 1789)	Syngnathidae	<i>Hippocampus guttulatus</i> (Cuvier, 1829)
	<i>Gobius fallax</i> (Sarato, 1889)		<i>Nerophis ophidion</i> (L., 1758)
	<i>Gobius niger</i> (L., 1758)		<i>Syngnathus abaster</i> (Risso, 1827)
	<i>Gobius paganellus</i> (L., 1758)		<i>Syngnathus acus</i> (L., 1758)
	<i>Millerigobius macrocephalus</i> (Kolombatovic, 1891)		<i>Syngnathus typhle</i> (L., 1758)
	<i>Pomatoschistus marmoratus</i> (Risso, 1810)	Triglidae	<i>Aspitrigla cuculus</i> (L., 1758)
Gobiosocidae	<i>Diplecogaster bimaculata bimaculata</i> (Bonnaterre, 1788)		<i>Chelidonichthys lucerna</i> (L., 1758)
Labridae	<i>Labrus merula</i> (L., 1758)	Tripterygiidae	<i>Tripterygion melanurus</i> (Guichenot, 1850)
	<i>Labrus viridis</i> (L., 1758)		<i>Tripterygion tripteronotus</i> (Risso, 1810)
	<i>Symphodus cinereus</i> (Bonnaterre, 1788)		
	<i>Symphodus mediterraneus</i> (L., 1758)		
	<i>Symphodus ocellatus</i> (Forsskal, 1775)		
	<i>Symphodus roissali</i> (Risso, 1810)		
	<i>Symphodus tinca</i> (L., 1758)		
	<i>Thalassoma pavo</i> (L., 1758)		

**Cuadro 2**

Diversidad de ambientes acuáticos que alberga la propia laguna del Mar Menor. A) Zona litoral del humedal de Lo Poyo; B) Salinas de San Pedro del Pinatar; C) Marismas pseudomareales de Las Encañizadas; D) Salinas de Marchamalo; E) Fondos rocosos asociados a las islas interiores; F) Charcas temporales en el humedal del Carmolí.

Fotografías: Línea de Investigación: Conservación y Biología de Vertebrados Acuáticos (Universidad de Murcia); Fotografía aérea Laguna: Depósito Legal B. 27675-2000.



2. METODOLOGÍA DE MUESTREO y LABORATORIO

La escala temporal de trabajo es un aspecto prioritario en el diseño de muestreo en estudios enfocados en el establecimiento de relaciones entre las dinámicas poblacionales y las variables ambientales (Bain y Stevenson 1999). En el presente estudio se optó por realizar muestreos con periodos amplios entre los mismos pero con un alto esfuerzo espacial en cada campaña.

De este modo, el periodo de estudio abarcó desde Julio de 2002 hasta Abril de 2004. Los muestreos fueron realizados de forma estacional en un total de 6 campañas de muestreo: Verano 2002, Invierno 2003, Verano 2003, Otoño 2003, Invierno 2004 y Primavera 2004.

Se establecieron un total de 20 localidades de muestreo, 16 en las zonas litorales del perímetro de la laguna, que abarcaron la totalidad del perímetro lagunar, 1 en las marismas de Las Encañizadas y 3 en las islas interiores: Isla Mayor o del Barón, Isla Perdiguera e Isla Redonda (Tabla 2 y Cuadro 3).

Las localidades de muestreo deben entenderse como sectores de 3 a 4 km de orilla delimitados en función de las siguientes variables del macrohábitat:

- Localización geográfica en la laguna.
- Zonas puntuales de diferenciación y/o desconexión entre playas (puertos, escolleras, desembocaduras de ramblas, etc.).
- Estructura de la orilla según el grado de influencia antrópica (playas asociadas a zonas urbanizadas y zonas litorales de los humedales costeros).

Tabla 2. Código y denominación de las localidades establecidas en las zonas someras litorales del Mar Menor.

Código	Denominación	Código	Denominación
L1	La Chanta	L11	Cartagonovo
L2	Tomás Maestre	L12	Los Alcázares
L3	Los Alíseos	L13	La Hita
L4	El Vivero	L14	Tres Marías
L5	Playa Arsenal	L15	Lo Pagán
L6	Las Lomas	L16	San Pedro
L7	Los Nietos	L17	Isla Perdiguera
L8	Lo Poyo	L18	Isla del Barón
L9	Punta Brava	L19	Isla Redonda
L10	El Carmolí	L20	Las Encañizadas



En cada una de las localidades se establecieron dos puntos de muestreo (Cuadro 3). Para ello aplicamos el *Criterio de Representatividad* (Kingsford y Battershill 1998; Bain y Stevenson 1999) o de área (= Punto de muestreo) representativa de las características genéricas de la localidad en la que quedan ubicados. De este modo, el punto de muestreo consistió en la franja de orilla o área (200-300 m de longitud x 20-25 m de anchura) representativa que reflejaba las características genéricas referentes al hábitat de la localidad en la que era ubicado.

Cuadro 3

Fotografías: Línea de Investigación: Conservación y Biología de Vertebrados Acuáticos (Universidad de Murcia); Ortofotografías Mar Menor vuelo 1999 (CARM).



El arte de pesca utilizado fue una red de arrastre manual (10 m de longitud x 1,5 m de altura), sin copo y con una luz de malla de 2 mm, que resulta muy eficaz en la toma de muestras de peces juveniles y adultos de especies de talla pequeña (Cuadro 4). En cada punto de muestreo se realizaron tres arrastres, paralelos a la orilla, sobre una superficie aproximada de 160 m² cada uno, contabilizándose una superficie total muestreada por punto de 480 m² (960 m² por localidad). Cabe señalar que, en determinadas localidades y campañas de muestreo, y debido a circunstancias de tipo meteorológico y/o logístico, no fue posible realizar los seis arrastres indicados, si bien el área muestreada por localidad nunca fue inferior a 480 m² (mínimo tres arrastres por localidad).

Adicionalmente, se realizaron muestreos cualitativos mediante el uso de la red de arrastre y salabre (40 x 40 cm) en cada uno de los puntos de muestreo, con la intención de cuantificar la riqueza de especies de peces presentes en cada uno de ellos (Cuadro 4). En aquellas zonas donde no se pudo realizar el muestreo con la red de arrastre y el salabre, como fueron los fondos rocosos asociados a las islas y los canales pseudomareales de Las Encañizadas, se emplearon trampas tipo *minnow* dispuestas durante un tiempo mínimo de 18 horas (Cuadro 4).

En lo relativo a la caracterización ambiental, cada una de los puntos de muestreo se caracterizó mediante la medida de parámetros físico-químicos utilizando un multiparámetros modelo WTW® Multi340i (se realizaron tres medidas por arrastre): pH, temperatura del agua (°C), salinidad (ups) y conductividad (mS/cm). Además, se realizó una caracterización del tipo de fondo o hábitat en lo relativo a su estructura (valoración a nivel de arrastre), mediante la obtención de las siguientes variables: profundidad (cm), recubrimiento de la vegetación sumergida (%), volumen de la vegetación subacuática y composición del sustrato (Cuadro 4). La valoración del recubrimiento y el volumen de la vegetación sumergida se realizó visualmente en cada uno de los arrastres, la primera como porcentaje de cobertura de la vegetación sobre la superficie de arrastre (0-100%) y la segunda como variable categórica que toma valores desde 0 (vegetación con escaso desarrollo) hasta 5 (vegetación muy desarrollada). Las categorías de sustrato se establecieron según Bain (1999): limos ($\varnothing < 0,06$ mm), arenas ($\varnothing = 0,06-1$ mm), gravas ($\varnothing = 2-15$ mm), cantos ($\varnothing = 16-63$ mm) y guijarros ($\varnothing > 63$ mm), realizándose una estima visual del porcentaje de recubrimiento de cada una de las categorías sobre la superficie de arrastre. Posteriormente, se codificaron las distintas categorías de sustrato: limos (1), arenas (2), gravas (3), cantos (4) y guijarros (5) y se calcularon las variables granulometría y heterogeneidad del sustrato, la primera como el valor promedio y la última como la desviación estándar de los valores obtenidos (Bain 1999), para cada una de los arrastres.

Los peces capturados fueron anestesiados y posteriormente fijados en una solución de formaldehído al 10%. En el laboratorio se procedió a la identificación taxonómica de los ejemplares a nivel de especie de acuerdo con Whitehead et al. (1986), Arias y Drake (1990) y Fernández-Delgado et al. (2000). En este sentido, el material de análisis para la evaluación de la comunidad de peces ha quedado conformado principalmente por individuos en



estado de postlarva e individuos juveniles, es decir, individuos que no presentan saco vitelino (Arias y Drake 1990), junto con los adultos de especies de pequeña talla.

Ejemplares de todas las especies identificadas y citadas en el presente estudio se encuentran depositadas en la colección ictiológica del Departamento de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia.



Cuadro 4

Metodología empleada en el estudio de la fauna íctica en las zonas someras litorales del Mar Menor: A) y B) Red de arrastre manual (10 m de longitud x 1,5 m de altura) sin copo y luz de malla de 2 mm. C) Salabre o cedazo (40 x 40 cm y luz de malla de 2 mm). D) Trampas tipo *minnow* (luz de malla de 2 mm).



E)-G) Caracterización de las localidades de muestreo mediante la medida de parámetros físico-químicos (pH, temperatura, salinidad y conductividad) y la valoración de variables ambientales relacionadas con la estructura del hábitat (profundidad, recubrimiento y volumen de la vegetación sumergida y composición del sustrato).

Fotografías: Línea de Investigación: Conservación y Biología de Vertebrados Acuáticos (Universidad de Murcia).



3. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

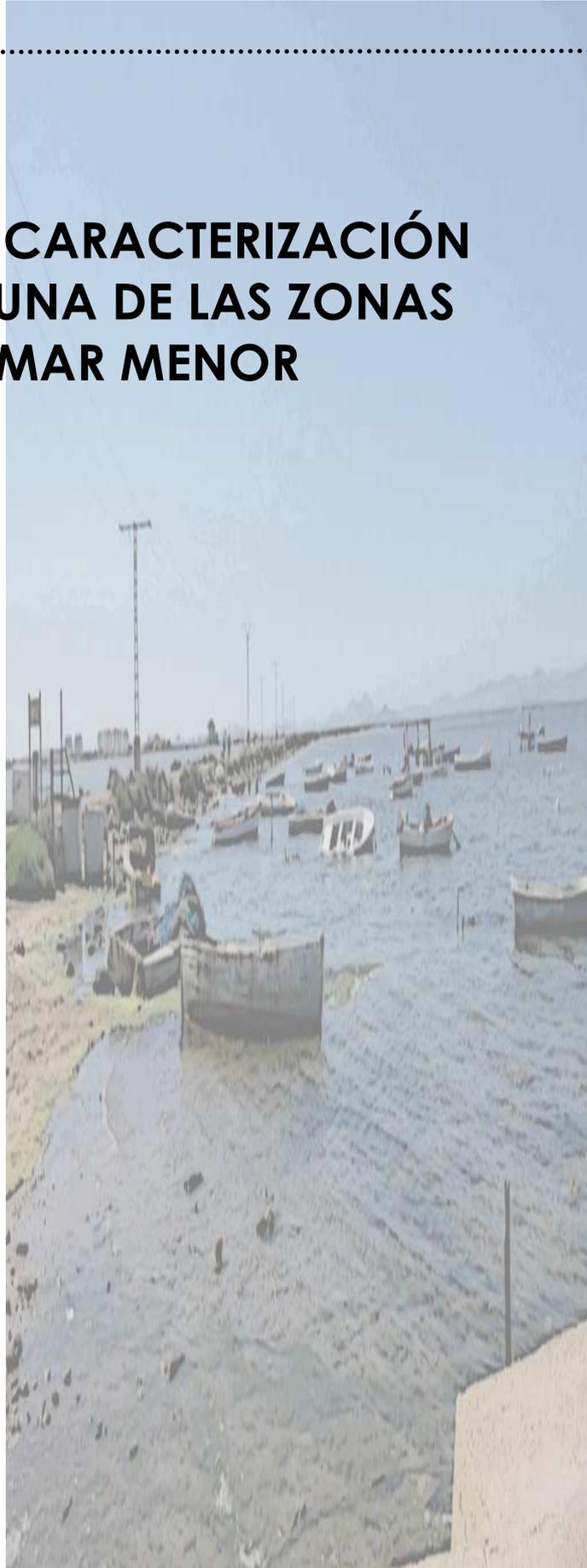
- **Andreu-Soler A, Oliva-Paterna FJ, Fernández-Delgado C y Torralva M. 2003.** Age and growth of the sand smelt, *Atherina boyeri* (Risso 1810), in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *J. Appl. Ichthyol.* 19: 202–208.
- **Arias AM y Drake P. 1990.** Estados alevines y juveniles de la ictiofauna en los caños de las salinas de la bahía de Cádiz. Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía. CSIC. Junta de Andalucía.
- **Bain MB y Stevenson NJ (eds.). 1999.** Aquatic habitat assesment: common methods. American Fisheries Society. Bethesda, Maryland.
- **Bain MB. 1999.** Substrate. En: Bain MB y Stevenson NJ (eds.). Aquatic habitat assesment: common methods, pp. 95-100. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- **Barcala E. 1999.** Estudio ecológico de la ictiofauna bentónica del Mar Menor. Tesis Doctoral, Universidad de Murcia.
- **Cavero L. 1998.** El Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- **Conesa HM y Jiménez-Cárceles FJ. 2007.** The Mar Menor lagoon (SE Spain): A singular natural ecosystem threatened by human activities. *Mar. Poll. Bull.* 54: 839-849.
- **Cortés E, Oliva-Paterna FJ y Torralva M. 2006.** Caballito de Mar (*Hippocampus guttulatus*). En: Libro Rojo de los Vertebrados de la Región de Murcia. Dirección General del Medio Natural. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- **Fernández-Delgado C, Drake P, Arias AM y García D. 2000.** Peces de Doñana y su entorno. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- **Franco A, Franzoi P y Torricelli P. 2008.** Structure and functioning of Mediterranean lagoon fish assemblages: A key for the identification of water body types. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 79: 549-558.
- **Kingsford M y Battershill C (eds.). 1998.** Studying temperate marine environments. A handbook for ecologists. Canterbury University Press. Christchurch, New Zealand.
- **Lloret J, Marín A, Marín-Guirao L y Velasco J. 2005.** Changes in macrophytes distribution in a hypersaline coastal lagoon associated with the development of intensively irrigated agriculture. *Ocean Coast. Manage.* 48: 828-842.
- **Marín-Guirao L, Marín-Atucha A, Lloret-Barba J, Martínez-López E y García-Fernández AJ. 2005.** Assesment of sediment metal contamination in the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain): metal distribution, toxicity, bioaccumulation and benthic community structure. *Ciencias Marinas* 31: 413-428.
- **Martínez J, Esteve MA, Robledano F, Pardo MT y Carreño MF. 2005.** Aquatic birds as bioindicators of trophic changes and ecosystem deterioration in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Hydrobiologia* 550: 221-235.
- **Mas J. 1994.** El Mar Menor. Relaciones, diferencias y afinidades entre la laguna y el Mar Mediterráneo. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- **Oliva-Paterna FJ, Torralva M y Fernández-Delgado C. 2006.** Threatened fishes of the world: *Aphanius iberus* (Cuvier & Valenciennes, 1846) (Cyprinodontidae). *Environ. Biol. Fishes* 75: 307-309.
- **Pérez-Ruzafa A. 1989.** Estudio ecológico y bionómico de los poblamientos bentónicos del Mar Menor (Murcia, SE de España). Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.



- **Pérez-Ruzafa A, Gilabert J, Gutiérrez JM, Fernández AI, Marcos C y Sabah S. 2002.** Evidence of planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Hydrobiologia* 475/476: 359-369.
- **Pérez-Ruzafa A y Marcos C. 2003.** El Mar Menor. En: Esteve MA, Lloréns M. y Martínez C. (eds.). Los recursos naturales de la Región de Murcia. Un análisis interdisciplinar, pp. 404-411. Universidad de Murcia, Servicio de Publicaciones.
- **Pérez-Ruzafa A, Quispe-Becerra JI, García-Charón JA y Marcos C. 2004.** Composition, structure and distribution of the ichthyoplankton in a Mediterranean coastal lagoon. *J. Fish Biol.* 64: 202 - 218.
- **Pérez-Ruzafa A, Marcos C y Gilabert J. 2005.** The ecology of the Mar Menor coastal lagoon: a fast changing ecosystem under human pressure. En: Gönenç IE y Wolflin JP (eds.). Coastal lagoons. Ecosystem processes and modelling for sustainable use and development, pp. 392-422. CRC Press, Boca Ratón.
- **Pérez-Ruzafa A. 2006.** Biodiversidad y fragilidad en las lagunas costeras: el caso del Mar Menor. En: Contrastes Naturales en la Región Bioclimática del Mediterráneo, pp. 223-241. Ayuntamiento de Murcia. Murcia.
- **UICN. 2008.** 2008 IUCN Red List of Threatened Species. <www.iucnredlist.org>. Descargado el 19 Febrero de 2009.
- **Velasco J, Lloret J, Millán A, Marín A, Barahona J, Abellán P y Sánchez-Fernández D. 2006.** Nutrient and particulate inputs into the Mar Menor lagoon (SE Spain) from an intensive agricultural watershed. *Water Air Soil Poll.* 176: 37-56.
- **Verdiell-Cubedo D, Oliva-Paterna FJ y Torralva M. 2007.** Fish assemblages associated with *Cymodocea nodosa* and *Caulerpa prolifera* meadows in the shallow areas of the Mar Menor coastal lagoon. *Limnetica* 26(2): 341-350.
- **Whitehead PJP, Bauchot ML, Hureau JC, Nielsen J y Tortonese E. 1986.** Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean vol. III. Unesco, Bungay.

PARTE II

INVENTARIO Y CARACTERIZACIÓN DE LA ICTIOFAUNA DE LAS ZONAS SOMERAS DEL MAR MENOR



CAPÍTULO 3

**Ictiofauna de las zonas someras litorales del
Mar Menor: inventario y clasificación en
grupos funcionales**



1. INTRODUCCIÓN

Generalmente, los ambientes estuáricos se caracterizan por presentar una abundante y relativamente diversa comunidad de peces. Además de las especies residentes, es decir, aquellas que completan su ciclo vital en el interior del estuario, podemos encontrar un gran número de ellas que utilizan estos sistemas de forma temporal, como ambientes donde se desarrollan sus estados larvarios y juveniles (Elliott et al. 2007). Así, se ha constatado que las zonas someras de los sistemas estuáricos constituyen hábitats de vital importancia para muchas especies marinas, ya que ofrecen condiciones ambientales muy favorables (mayor disponibilidad de alimento, refugio contra los depredadores, temperaturas más benignas, etc.) para el crecimiento y la supervivencia de sus alevines (Franco et al. 2006; Ribeiro et al. 2006; França et al. 2009). La mayor parte de estas especies tienen un interés comercial, ya que son objeto de pesquerías, por lo que la realización de estudios sobre la composición y dinámica poblacional de dichas comunidades resultan particularmente muy importantes para su correcta gestión y conservación (Costa et al. 2002).

Diversos estudios han descrito recientemente la composición y estructura de las comunidades de peces en lagunas costeras y estuarios en función de su clasificación en grupos funcionales (Pombo et al. 2005; Franco et al. 2006; Ribeiro et al. 2006; França et al. 2009; Selleslagh et al. 2009). Estos últimos son descriptores de las principales características de la biología (alimentación, reproducción, etc.) y del modo en que las distintas especies de peces hacen uso de dichos ambientes, proporcionando información valiosa sobre el funcionamiento de dichas comunidades y facilitando la comparación de estos sistemas entre distintas regiones biogeográficas. Dicha información resulta muy útil como herramienta para mejorar el conocimiento y la gestión que los impactos antrópicos producen sobre los estuarios y lagunas costeras (Elliott et al. 2007; Franco et al. 2008).

La laguna costera del Mar Menor se encuentra entre los sistemas lagunares de mayor extensión de la cuenca Mediterránea. Sin embargo, y al contrario que la mayor parte de ambientes estuáricos, el Mar Menor se podría clasificar como una laguna costera típicamente marina e hipersalina, donde las perturbaciones físico-químicas, son relativamente poco frecuentes e intensas (Pérez-Ruzafa 2006). Esta circunstancia, junto con su elevada diversidad ambiental, favorece el desarrollo de una abundante y diversa comunidad íctica (Barcala 1999; Pérez-Ruzafa et al. 2004; Oliva-Paterna et al. 2006; Pérez-Ruzafa et al. 2006), siendo una de las lagunas costeras con mayor riqueza de especies de peces del Mar Mediterráneo, con un total de 84 especies citadas (Franco et al. 2008). Además, la laguna mantiene una importante actividad pesquera, siendo objeto de pesquerías especies como la anguila (*Anguilla anguilla*), la dorada (*Sparus aurata*), la lubina (*Dicentrarchus labrax*), el chirrete (*Atherina boyeri*), el magre (*Lithognathus mormyrus*) y distintas especies de mugílidos (*Mugilidae* spp.) y sargos (*Diplodus* spp.) (Andreu-Soler et al. 2006; Pérez-Ruzafa et al. 2004).



Durante las últimas décadas la laguna está sufriendo una elevada tasa de transformación debido a múltiples causas de origen antrópico, circunstancia que está provocando un impacto importante sobre la estructura y dinámica de sus comunidades biológicas (Pérez-Ruzafa et al. 2005).

Los aspectos descritos hasta el momento resaltan la importancia biológica, económica y conservacionista de la comunidad de peces de la laguna del Mar Menor, junto con los cambios que esta comunidad viene sufriendo en los últimos años. Sin embargo, hasta los trabajos resultantes de la presente Tesis Doctoral, la información publicada sobre dicha comunidad es escasa (Pérez-Ruzafa et al. 2004 y 2006; Oliva-Paterna et al. 2006) y nula en lo referente a un hábitat tan afectado como es la franja litoral de fondos someros de la laguna. En este contexto, los objetivos planteados en el trabajo presentado en este capítulo fueron: 1) descripción cualitativa mediante inventario de las especies de peces presentes en las zonas someras litorales del Mar Menor; 2) clasificación relativa de los grupos funcionales presentes.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El Mar Menor es una laguna costera hipersalina localizada en una región con clima semiárido del sureste de la Península Ibérica (Figura 1). Es una de las lagunas costeras más grandes de Europa y del Mar Mediterráneo, con una superficie aproximada de 135 km² y una profundidad media de 3,6 m. La laguna está delimitada por La Manga, una barra arenosa de 22 km de longitud atravesada por tres canales o golos que regulan el intercambio de agua con el Mediterráneo. Sus aguas presentan una salinidad entre 42 y 46 ups y las temperaturas varían desde los 10 °C en invierno hasta los 32 °C en verano (Pérez-Ruzafa et al. 2005). Los fondos están prácticamente cubiertos en su totalidad por una densa pradera de la macroalga invasora *Caulerpa prolifera*, aunque en las zonas más someras se localizan pequeñas praderas de la fanerógama *Cymodocea nodosa* (Lloret et al. 2005).

Además, la laguna mantiene una diversa comunidad íctica debido a la elevada heterogeneidad ambiental que presenta: fondos de arena y limo desprovistos de vegetación, fondos rocosos asociados a afloramientos volcánicos y praderas de vegetación sumergida formadas principalmente por *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera* (Barcala 1999; Oliva-Paterna et al. 2006; Pérez-Ruzafa et al. 2006).

El hábitat de análisis en el presente estudio (áreas someras litorales de la laguna con profundidad máxima ≤ 1 m) se caracteriza por presentar sustratos blandos (principalmente limos y arenas) y pequeñas praderas de vegetación sumergida formadas principalmente por las fanerógamas *Cymodocea nodosa* y *Ruppia cirrhosa* y el alga *Caulerpa prolifera*.

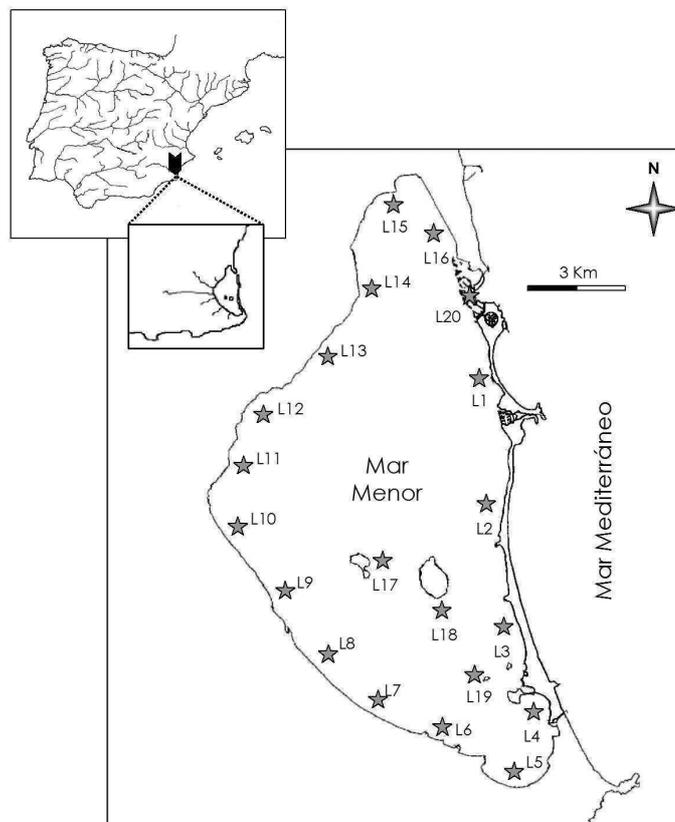


Figura 1. Localización geográfica de la laguna costera del Mar Menor y situación de las localidades de muestreo.

2.2. Metodología de muestreo y laboratorio

El periodo de estudio abarcó desde Julio de 2002 hasta Abril de 2004. Los muestreos fueron realizados de forma estacional en un total de 6 campañas de muestreo: Verano 2002, Invierno 2003, Verano 2003, Otoño 2003, Invierno 2004 y Primavera 2004.

Se establecieron un total de 20 localidades de muestreo, 16 en las zonas litorales del perímetro de la laguna, que abarcaron la totalidad del perímetro lagunar, 1 en las marismas de Las Encañizadas y 3 en las islas interiores: Isla Mayor o del Barón, Isla Perdiguera e Isla Redonda (Figura 1).

El arte de pesca utilizado fue una red de arrastre manual (10 m de longitud x 1,5 m de altura), sin copo y con una luz de malla de 2 mm, que resulta muy eficaz en la toma de muestras de peces juveniles y adultos de especies de talla pequeña. En cada localidad de muestreo se realizaron de tres a seis arrastres sobre una superficie aproximada de 160 m² cada uno (área mínima muestreada por localidad = 480 m²). Además, en aquellas zonas donde no se pudo realizar el muestreo con la red de arrastre (fondos rocosos asociados a las islas y canales



pseudomareales de Las Encañizadas), se emplearon trampas tipo *minnow* dispuestas durante un tiempo mínimo de 18 horas.

Adicionalmente, se realizaron muestreos cualitativos mediante el uso de la red de arrastre y salabre (40 x 40 cm) en cada una de las localidades, con la intención de cuantificar la riqueza de especies de peces presentes en cada una ellas.

Los peces capturados fueron anestesiados y posteriormente fijados en una solución de formaldehído al 10%. En el laboratorio se procedió a la identificación taxonómica de los ejemplares a nivel de especie de acuerdo con Whitehead et al. (1986), Arias y Drake (1990) y Fernández-Delgado et al. (2000).

2.3. Clasificación en grupos funcionales

La clasificación de las distintas especies capturadas en función de los grupos funcionales se realizó sobre la base del trabajo realizado por Franco et al. (2008), para las comunidades ícticas de lagunas costeras mediterráneas. Posteriormente, la asignación de cada especie a las distintas categorías de cada grupo funcional se hizo utilizando la bibliografía existente (Barcala 1999; Pérez-Ruzafa et al. 2004; Franco et al. 2008), y la información obtenida durante el transcurso del presente estudio.

De este modo, se ha realizado una triple clasificación para cada especie bajo los siguientes criterios:

A) Clasificación en función del uso y frecuencia de aparición de las especies de peces en el ambiente lagunar.

- **Residentes (Res)**, aquéllas cuyo ciclo vital se desarrolla íntegramente en el interior de la laguna.
- **Migradoras (Migr)**, especies que utilizan la laguna principalmente como zona de alevinaje. También incluye especies que desarrollan gran parte de su ciclo vital en la laguna pero que realizan migraciones reproductivas o tróficas hacia zonas costeras próximas.
- **Ocasionales (Ocas)**, especies que se reproducen en las zonas costeras próximas a la laguna y que penetran en ella de forma esporádica y en bajo número.
- **Dulceacuícolas (Dulc)**, se reproducen en el medio dulceacuícola y su distribución se limita a aquellas zonas litorales de la laguna con salinidades bajas, próximas a las desembocaduras de cursos de agua y humedales litorales.
- **Anádromas (Ana)**, especies que viven en el mar pero que regularmente utilizan la laguna como zona de paso hacia el medio dulceacuícola en sus migraciones reproductivas.
- **Catádromas (Cat)**, categoría formada por aquellas especies que viven en el medio dulceacuícola pero que realizan migraciones reproductivas hacia el medio marino.



B) Clasificación en función del tipo y modo de alimentación de las especies de peces. Las distintas categorías indican el tipo y localización (p.e. plancton, bentos) del alimento consumido.

- **Microbentívoras (MiBent)**, especies que se alimentan de fauna bentónica de pequeño tamaño (< 1cm).
- **Macrobentívoras (MaBent)**, especies que se alimentan de fauna bentónica de tamaño mayor a 1 cm.
- **Plancívoras (Pla)**, su principal alimento está constituido por los organismos del zooplancton y, ocasionalmente, se alimentan de fitoplancton. Toman el alimento de la columna de agua mediante filtración.
- **Hiperbentívoras/Zooplancívoras (HipZp)**, se alimentan principalmente de pequeños invertebrados que viven sobre el fondo y de zooplancton.
- **Hiperbentívoras/Piscívoras (HipPc)**, se alimentan principalmente de grandes invertebrados que viven sobre el fondo y de peces.
- **Detritívoras (Det)**, su alimentación se basa en pequeños organismos del sustrato (algas bentónicas, microfauna, meiofauna, etc.) y restos de materia orgánica vegetal.
- **Herbívoras (Herb)**, especies que se alimentan de macroalgas y partes de macrófitos acuáticos.
- **Omnívoras (Omniv)**, presentan una dieta diversa formada por macrófitos, perifiton, invertebrados y algas filamentosas.

C) Clasificación en función de la biología reproductiva de las especies de peces. Los grupos están constituidos por aquellas especies que comparten las mismas características en el tipo de reproducción (ovovivíparas versus ovíparas), características de los huevos (p.e. pelágicos, demersales) y la presencia o no de cuidado parental.

- **Ovovivíparas (Vv)**, especies con fecundación interna en las que el embrión se desarrolla en el interior del cuerpo materno.
- **Ovíparas con huevos pelágicos (Ovpa)**, especies que poseen huevos flotantes.
- **Ovíparas con huevos demersales (Ovpb)**, especies que depositan los huevos sobre el sustrato.
- **Ovíparas con huevos adhesivos (Ovpc)**, especies que fijan los huevos al sustrato o macrófitos acuáticos.
- **Ovíparas guardianes (Ovpd)**, especies que desarrollan un cuidado parental de la puesta mediante la construcción de nidos donde se desarrollan las larvas hasta que éstas alcanzan cierto tamaño.



- **Ovíparas portadoras (Ovpe)**, el cuidado parental consiste en el transporte de los huevos fecundados en alguna parte del cuerpo de los progenitores hasta su eclosión y posterior desarrollo de las larvas.

Posteriormente, se calculó la frecuencia de especies para cada una de las categorías de los grupos funcionales. La evaluación relativa al modo de alimentación se realizó únicamente para las especies residentes y migradoras. Por otro lado, la evaluación sobre la biología reproductiva se realizó para las especies residentes.

3. RESULTADOS

En los ambientes muestreados y durante todo el periodo de estudio se capturaron un total de 46 especies de peces, pertenecientes a 19 familias (Tabla 1). La familia Sparidae fue la más diversa con un total de 9 especies, seguida por las familias Gobiidae, Mugilidae y Syngnathidae, con 5 especies cada una.

Con respecto a la clasificación en grupos funcionales (Tabla 1 y Figura 2), se observó que las especies migradoras (Migr) dominaron la comunidad de peces con un 41,3% (19 especies) de las especies detectadas, seguidas por las especies residentes (Res) que representaron un 34,8% (16 especies) sobre el total de especies. Cabe resaltar la escasa presencia de especies dulceacuícolas o de origen limnético, siendo *Gambusia holbrooki* la única representante para esta categoría, y la ausencia de especies anádromas (Ana).

Por otro lado, las especies microbentívoras (MiBent) fueron las dominantes en función del modo de alimentación con un 26,5% (16 especies), seguidas por las especies omnívoras con un 23,5% (7 especies) y las detritívoras con un 14,7% (5 especies) (Figura 2).

Con respecto a la biología reproductiva, las especies dominantes fueron aquéllas que desarrollan un cuidado parental mediante la construcción de nidos con un 52,9% sobre el total de especies residentes (9 especies), seguidas por las especies que transportan los huevos fecundados en alguna parte de su cuerpo con un 23,5% (4 especies).



Tabla 1. Listado de las especies de peces capturadas en las zonas someras litorales del Mar Menor y su clasificación en grupos funcionales de acuerdo con Franco et al. (2008) (Ver texto para abreviaturas).

Familia	Especie	Grupos funcionales		
		Uso hábitat	Alimentación	Reproducción
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	Cat(Migr)	HipPc	Ovpa
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i>	Res	HipZp	Ovpc
Belonidae	<i>Belone belone</i>	Ocas	HipPc	Ovpc
Blenniidae	<i>Lipophrys dalmatinus</i>	Res	Omniv	Ovpc
	<i>Salaria pavo</i>	Res	Omniv	Ovpc
	<i>Parablennius sanguinolentus</i>	Res	Herb	Ovpc
Callionymidae	<i>Callionymus pusillus</i>	Res	MiBent	Ovpa
Carangidae	<i>Trachinotus ovatus</i>	Ocas	---	---
Clupeidae	<i>Sardina pilchardus</i>	Ocas	Pla	Ovpa
	<i>Sardinella aurita</i>	Ocas	---	---
Cyprinodontidae	<i>Aphanius iberus</i>	Res	MiBent	Ovpc
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>	Migr	Pla	Ovpa
Gobiidae	<i>Pomatoschistus marmoratus</i>	Res	MiBent	Ovpc
	<i>Gobius cobitis</i>	Res	MiBent, HipPc	Ovpc
	<i>Gobius bucchichi</i>	Res	MiBent, MaBent	Ovpc
	<i>Gobius paganellus</i>	Res	MiBent, HipPc	Ovpc
	<i>Gobius niger</i>	Res	MiBent, HipPc	Ovpc
Labridae	<i>Symphodus cinereus</i>	Res	MiBent, MaBent	Ovpc
	<i>Symphodus ocellatus</i>	Ocas	MiBent, MaBent	Ovpc
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	Migr	HipZp, HipPc	Ovpa
	<i>Dicentrarchus punctatus</i>	Migr	HipZp, HipPc	Ovpa
Mugilidae	<i>Liza aurata</i>	Migr	Det	Ovpa
	<i>Liza saliens</i>	Migr	Det	Ovpc
	<i>Liza ramado</i>	Migr	Det	Ovpa
	<i>Chelon labrosus</i>	Migr	Det	Ovpa
	<i>Mugil cephalus</i>	Migr	Det	Ovpc
Mullidae	<i>Mullus barbatus</i>	Ocas	MiBent, MaBent	Ovpa
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i>	Ocas	---	---
Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i>	Dulc	Omniv	Vv
Soleidae	<i>Pegusa impar</i>	Migr	MiBent, MaBent	Ovpa
	<i>Solea senegalensis</i>	Migr	MiBent, MaBent	Ovpc
	<i>Solea solea</i>	Migr	MiBent, MaBent	Ovpa
Sparidae	<i>Boops boops</i>	Ocas	---	---
	<i>Diplodus annularis</i>	Migr	Omniv	Ovpc
	<i>Diplodus cervinus</i>	Migr	Omniv	Ovpc
	<i>Diplodus puntazzo</i>	Migr	Omniv	Ovpc
	<i>Diplodus sargus sargus</i>	Migr	Omniv	Ovpc
	<i>Diplodus vulgaris</i>	Migr	Omniv	Ovpc
	<i>Lithognathus mormyrus</i>	Migr	MiBent, MaBent	Ovpc
	<i>Sparus aurata</i>	Migr	MiBent, MaBent	Ovpc
	<i>Sarpa salpa</i>	Migr	Herb	Ovpa
Syngnathidae	<i>Hippocampus guttulatus</i>	Res	MiBent	Ovpc
	<i>Nerophis ophidion</i>	Ocas	MiBent, HipZp	Ovpc
	<i>Syngnathus abaster</i>	Res	MiBent	Ovpc
	<i>Syngnathus acus</i>	Res	MiBent	Ovpc
	<i>Syngnathus typhle</i>	Res	HipZp	Ovpc

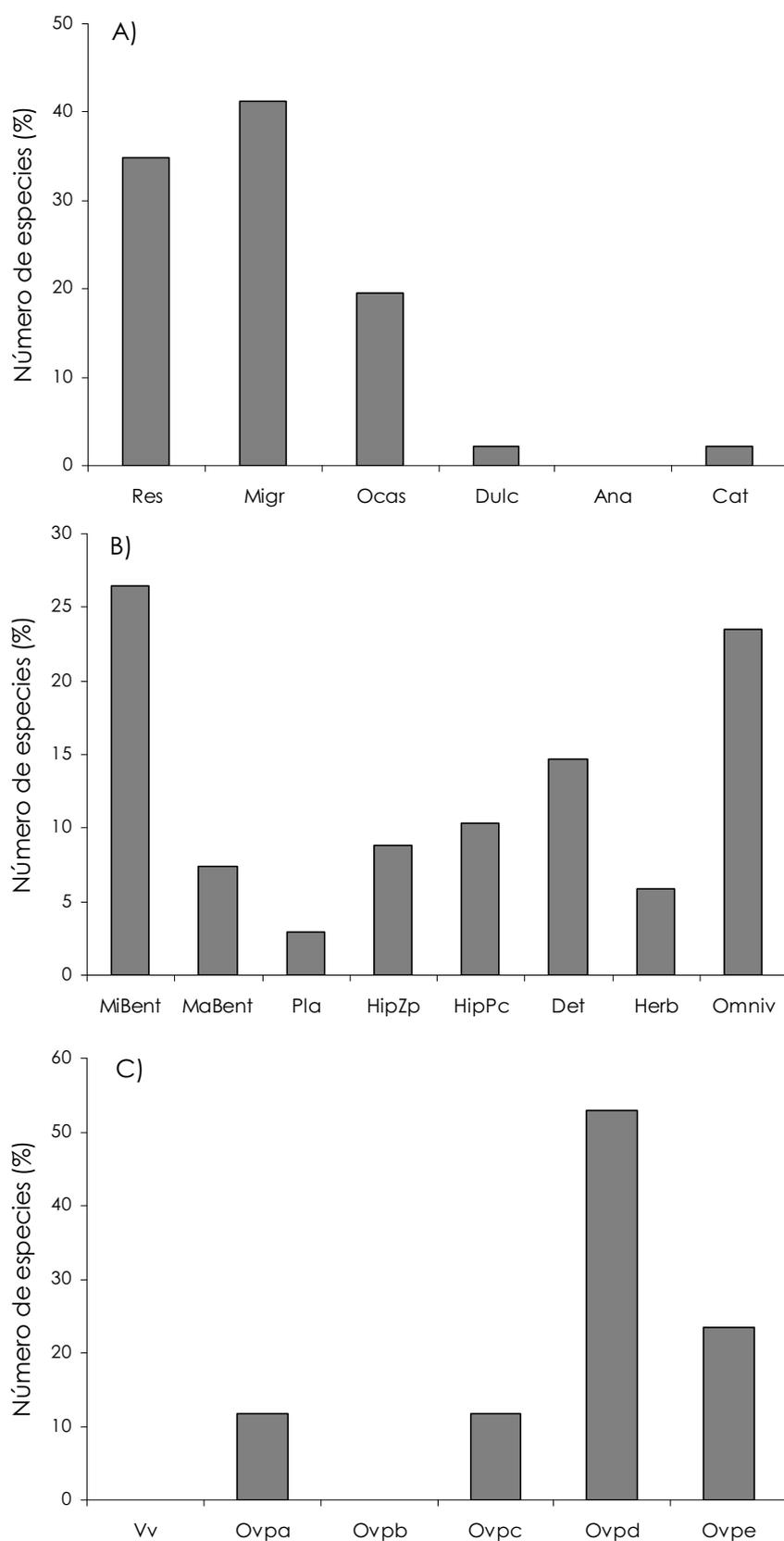


Figura 2. Frecuencia de especies para cada una de los grupos funcionales establecidos en función de A) Uso del hábitat lagunar, B) Modo de alimentación (evaluado únicamente para las especies residentes y migradoras) y C) Biología reproductiva (evaluado únicamente para las especies residentes).



4. DISCUSIÓN

La riqueza de especies de peces descrita para un sistema estuárico va a depender de multitud de factores tales como su localización geográfica (latitud y longitud), factores geomorfológicos (tamaño y heterogeneidad de hábitats), grado de influencia de las aguas marinas y/o dulces, así como el estado trófico de la columna de agua (Thiel et al. 2003; Pérez-Ruzafa et al. 2007; Franco et al. 2008). Además de dicha variabilidad, inherente a estos ambientes acuáticos, cabe resaltar que la diversidad de metodologías utilizadas y el esfuerzo de muestreo empleado en el estudio de las comunidades de peces en dichos sistemas, son factores que influyen directamente sobre el número total de especies registradas (Franco et al. 2008). En este sentido, es necesario tener cierta cautela a la hora de realizar comparaciones con estudios desarrollados en otros sistemas estuáricos debido precisamente a las diferencias metodológicas anteriormente comentadas.

En cualquier caso, los resultados obtenidos resaltan la importancia de las zonas someras litorales del Mar Menor como lugares de alevinaje de especies de peces con interés comercial. Así, las especies pertenecientes a las familias Atherinidae, Mugilidae, Sparidae, Moronidae y Soleidae utilizan estas zonas principalmente en sus fases juveniles. Por otro lado, y desde un punto de vista conservacionista, cabe destacar la presencia de especies amenazadas catalogadas en normativas nacionales y europeas o convenios internacionales como son el caso de *Aphanius iberus*, *Anguilla anguilla*, *Hippocampus guttulatus*, *Syngnathus abaster* y *Pomatoschistus marmoratus*.

El número de especies detectado en el presente trabajo se sitúa dentro del rango observado para otros ambientes estuáricos mediterráneos (Tabla 2), sin embargo, ha resultado inferior, en la mayor parte de los casos, al encontrado en diferentes trabajos realizados en sistemas estuáricos de la costa atlántica europea (Tabla 2).

De acuerdo con Franco et al. (2008), esta situación se debe a que las lagunas costeras mediterráneas presentan ciertas peculiaridades, en cuanto a la composición y funcionamiento de sus comunidades ícticas, que las diferencian de los sistemas estuáricos del resto de Europa. Así, las primeras se caracterizan por presentar una mayor proporción de especies migradoras marinas y un reducido número de especies anádromas y dulceacuícolas con respecto a estos últimos. Por un lado, su relativa poca profundidad y bajo hidrodinamismo son características que facilitarían la colonización por larvas y juveniles de especies típicamente marinas. Por otro lado, y debido a las características climáticas de la región Mediterránea, la menor presencia de hábitats dulceacuícolas reduciría el número de especies anádromas y de origen limnético. De este modo, en el presente trabajo la única especie de origen limnético fue *Gambusia holbrooki*, especie de la que fueron capturados algunos ejemplares en las proximidades de la desembocadura de la rambla del Albuñón y la zona litoral del humedal del Carmolí, zonas que reciben aportes de agua dulce de forma regular.



En esta misma línea, un mayor número de especies detritívoras y omnívoras, frente a la dominancia general de especies planctívoras en los estuarios europeos, podría ser debido a que la producción primaria en las lagunas costeras mediterráneas es principalmente bentónica (macrófitos acuáticos con biofilm asociado y microfitobentos) (Franco et al. 2008). Por otro lado, la menor influencia de las mareas en la cuenca Mediterránea podría favorecer a aquellas especies que construyen nidos sobre el sustrato o fijan los huevos a la vegetación sumergida, ya que estas estrategias reproductivas son menos eficaces en aquellos estuarios con un rango mareal muy amplio y la consecuente exposición periódica del sustrato (Franco et al. 2008). En este sentido, resulta destacable el hecho de que en el Mar Menor se observa una frecuencia muy elevada de especies que construyen nidos (p.e. en oquedades de las rocas, como las especies de las familias Blenniidae y Gobiidae) (Franco et al. 2008), situación probablemente debida a una mayor presencia de sustratos rocosos en la laguna que favorecería su colonización por especies con este modo reproductivo.

Finalmente, y con respecto a los trabajos realizados recientemente sobre la ictiofauna del Mar Menor (Tabla 2), cabe destacar que un total de 24 (52%) de las especies registradas en el presente trabajo no han sido incluidas en la composición ictioplanctónica de la laguna descrita por Pérez-Ruzafa et al. (2004). La detección de dichas especies en las zonas someras litorales, resalta la importancia de estas zonas para el alevinaje y refugio de aquellas especies que, probablemente, penetran en la laguna en etapas más avanzadas del desarrollo (postlarvas y/o juveniles), mayoritariamente las pertenecientes a las familias Mugilidae, Sparidae, Moronidae y Soleidae. Por otro lado, el número de especies detectadas en la laguna por Barcala (1999) y Pérez-Ruzafa et al. (2006) también resultó inferior al presentado en nuestro estudio, no obstante, es probable que este resultado sea consecuencia del enfoque centrado en la comunidad de peces bentónicos de dichos trabajos.



Tabla 2. Riqueza de especies de peces citadas en el Mar Menor y en diversos ambientes estuáricos de climas templados.

Localidad	Tipo de ambiente	Nº de especies	Referencia
		46	Presente trabajo
Mar Menor (España, Mar Mediterráneo)	Laguna costera	42	Barcala (1999)
		38	Pérez-Ruzafa et al. (2006)
		36	Pérez-Ruzafa et al. (2004)
		48	De Sostoa (1983)
Río Ebro (España, Mar Mediterráneo)	Delta	48	De Sostoa (1983)
Venecia (Italia, Mar Mediterráneo)	Laguna costera	53	Franco et al. (2006)
Koycegiz (Turquía, Mar Mediterráneo)	Laguna costera	42	Akin et al. (2005)
Porto-Lagos (Grecia, Mar Mediterráneo)	Laguna costera	35	Koutrakis et al. (2005)
Vaccarés (Francia, Mar Mediterráneo)	Laguna costera	44	Poizat et al. (2004)
Bahía de Cádiz (España, Océano Atlántico)	Marismas	48	Arias y Drake (1990)
Río Guadiana (Portugal, Océano Atlántico)	Marismas	34	Veiga et al. (2006)
Río Guadalquivir (España, Océano Atlántico)	Estuario	72	Fernández-Delgado et al. (2000)
		55	Drake et al. (2002)
Río Tajo (Portugal, Océano Atlántico)	Estuario	57	Thiel et al. (2003)
Río Elba (Alemania, Océano Atlántico)	Estuario	58	Thiel et al. (2003)
Ria de Aveiro (Portugal, Océano Atlántico)	Laguna costera	61	Pombo et al. (2005)
Ria Formosa (Portugal, Océano Atlántico)	Laguna costera	63	Ribeiro et al. (2006)



5. CONCLUSIONES

Las conclusiones más significativas del presente trabajo son:

- Durante todo el periodo de estudio se capturaron un total de 46 especies de peces, pertenecientes a 19 familias. La familia Sparidae fue la más diversa con un total de 9 especies, seguida por las familias Gobiidae, Mugilidae y Syngnathidae, con 5 especies cada una.
- Las familias Atherinidae, Mugilidae, Sparidae, Moronidae y Soleidae utilizaron las zonas someras litorales principalmente en sus fases juveniles, destacando su importancia como áreas de cría para los alevines de especies con interés pesquero.
- En lo relativo a la clasificación en grupos funcionales, las especies migradoras dominaron la comunidad de peces, seguidas por las especies residentes. Entre ambas, las especies mayoritarias fueron las microbentívoras, seguidas por las omnívoras y detritívoras. Con respecto a la estrategia reproductiva, las especies dominantes fueron aquellas que desarrollan un cuidado parental mediante la construcción de nidos.
- La composición taxonómica y la estructura de sus grupos funcionales ha sido similar a los resultados obtenidos para otros ambientes estuáricos mediterráneos. En relación con otros sistemas estuáricos europeos, se detectan diferencias que probablemente estén relacionadas con la estructura y funcionamiento de las comunidades de peces y con variaciones en las condiciones ambientales.



6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- **Andreu-Soler A, Oliva-Paterna FJ y Torralva M. 2006.** Seasonal variations in somatic condition, hepatic and gonad activity of sand smelt *Atherina boyeri* (Teleostei, Atherinidae) in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Folia Zool.* 55(2): 151-161.
- **Arias AM y Drake P. 1990.** Estados alevines y juveniles de la ictiofauna en los caños de las salinas de la bahía de Cádiz. Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía. CSIC. Junta de Andalucía.
- **Barcala E. 1999.** Estudio ecológico de la fauna ictiológica del Mar Menor. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- **Costa MJ, Cabral HN, Drake P, Economou AN, Fernández-Delgado C, Gordo L, Marchand J y Thiel R. 2002.** Recruitment and production of commercial species in estuaries. En: Elliot M y Hemingway K (eds.). *Fishes in Estuaries*, pp 54-123. Blackwell Science, United Kingdom.
- **De Sostoa A. 1983.** Las comunidades de peces del delta del Ebro. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.
- **Elliott M, Whitfield AK, Potter IC, Blaber SJM, Cyrus DP, Nordlie FG y Harrison TD. 2007.** The guild approach to categorize estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* 8: 241-268.
- **Fernández-Delgado C, Drake P, Arias AM y García D. 2000.** Peces de Doñana y su entorno. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- **França S, Costa MJ y Cabral HN. 2009.** Assessing habitat specific fish assemblages in estuaries along the Portuguese coast. *Est. Coast. Shelf Sci.* 83: 1-12.
- **Franco A, Franzoi P, Malavasi S, Riccato F, Torricelli P y Mainardi D. 2006.** Use of shallow water habitats by fish assemblages in a Mediterranean coastal lagoon. *Est. Coast. Shelf Sci.* 66: 67-83.
- **Franco A, Franzoi P y Torricelli P. 2008.** Structure and functioning of Mediterranean lagoon fish assemblages: A key for the identification of water body types. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 79: 549-558.
- **Lloret J, Marín A, Marín-Guirao L y Velasco J. 2005.** Changes in macrophytes distribution in a hypersaline coastal lagoon associated with the development of intensively irrigated agriculture. *Ocean Coast. Manage.* 48: 828-842.
- **Oliva-Paterna FJ, Andreu A, Miñano PA, Verdiell-Cubedo D, Egea A, de Maya JA, Ruiz-Navarro A, García-Alonso J, Fernández-Delgado C y Torralva M. 2006.** YOY fish species richness in the littoral shallows of the mesosaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean coast of the Iberian Peninsula). *J. Appl. Ichthyol.* 22: 235-237.
- **Pérez-Ruzafa A, Quispe-Becerra JI, García-Charlton JA y Marcos C. 2004.** Composition, structure and distribution of the ichthyoplankton in a Mediterranean coastal lagoon. *J. Fish Biol.* 64: 202 - 218.
- **Pérez-Ruzafa A, Marcos C y Gilabert J. 2005.** The ecology of the Mar Menor coastal lagoon: a fast changing ecosystem under human pressure. En: Gönenc IE y Wolflin JP (eds.). *Coastal lagoons. Ecosystem processes and modelling for sustainable use and development*, pp. 392-422. CRC Press, Boca Ratón.
- **Pérez-Ruzafa A. 2006.** Biodiversidad y fragilidad en las lagunas costeras: el caso del Mar Menor. En: *Contrastes Naturales en la Región Bioclimática del Mediterráneo*, pp. 223-241. Ayuntamiento de Murcia. Murcia.



- **Pérez-Ruzafa A, García-Charlton JA, Barcala E y Marcos C. 2006.** Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). *Mar. Poll. Bull.* 53: 107-120.
- **Pérez-Ruzafa A, Mompeán MC y Marcos C. 2007.** Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. *Hydrobiologia* 577: 107-125.
- **Poizat G, Rosecchi E, Chauvelon P, Contournet P y Crivelli AJ. 2004.** Long-term fish and macrocrustacean community variation in a Mediterranean lagoon. *Est. Coast. Shelf Sci.* 59: 615-624.
- **Pombo L, Elliott M y Rebelo JE. 2005.** Environmental influences on fish assemblages distribution of an estuarine coastal lagoon, Ria de Aveiro (Portugal). *Sci. Mar.* 69(1): 143-159.
- **Ribeiro J, Bentes L, Coelho R, Gonçalves JMS, Lino PG, Monteiro P y Erzini K. 2006.** Seasonal, tidal and diurnal changes in fish assemblages in the Ria Formosa lagoon (Portugal). *Est. Coast. Shelf Sci.* 67: 461-474.
- **Selleslagh J, Amara R, Laffargue P, Lesourd S, Lepage M y Girardin M. 2009.** Fish composition and assemblage structure in three Eastern English Channel macrotidal estuaries: A comparison with other French estuaries. *Est. Coast. Shelf Sci.* 81: 149-159.
- **Thiel R, Cabral H y Costa MJ. 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: 330-342.
- **Veiga P, Vieira L, Bexiga C, Sça R y Erzini K. 2006.** Structure and temporal variations of fish assemblages of the Castro Marim salt marsh, southern Portugal. *Est. Coast. Shelf Sci.* 70: 27-38.
- **Whitehead PJP, Bauchot ML, Hureau JC, Nielsen J y Tortonese E. 1986.** *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean vol. III.* Unesco, Bungay.

CAPÍTULO 4

Relaciones longitud-peso en especies de peces presentes en las zonas someras litorales del Mar Menor



1. INTRODUCCIÓN

El estudio de las relaciones longitud-peso en peces es una herramienta ampliamente utilizada por los ictiólogos para conocer ciertos parámetros sobre la dinámica poblacional en peces como son el estado de condición, el tipo de crecimiento (isométrico o alométrico), cambios ontogénicos en la morfología de los individuos y en la comparación de la estrategia de vida de una misma especie entre regiones. En biología pesquera, las relaciones longitud-peso son utilizadas para la conversión de las ecuaciones de crecimiento en longitud a crecimiento en peso en el estudio de las estimaciones de los *stock* poblacionales, y en el cálculo de la biomasa poblacional a partir de muestras limitadas de la longitud de los individuos de una especie (Morato et al. 2001; Valle et al. 2003; Craig et al. 2005; Peck et al. 2005; Froese 2006).

La laguna costera del Mar Menor se encuentra entre los sistemas lagunares de mayor extensión de la cuenca Mediterránea. Esta circunstancia, junto con su elevada diversidad ambiental, favorece el desarrollo de una abundante y diversa comunidad de peces (Barcala 1999; Pérez-Ruzafa et al. 2004; Oliva-Paterna et al. 2006; Pérez-Ruzafa et al. 2006). Además de las especies con interés conservacionista, las zonas someras de la laguna actúan como áreas de alevinaje para multitud de especies de peces con interés pesquero (Oliva-Paterna et al. 2006). Pese a su importancia biológica y económica, resulta patente la escasez de información disponible sobre parámetros de la biología poblacional de estas especies.

El objetivo del presente trabajo fue establecer las relaciones longitud-peso para las especies de peces capturadas en las zonas someras litorales del Mar Menor. Las especies seleccionadas son especies residentes que presentan estadios juveniles y adultos, así como individuos en estado de postlarva y juveniles de especies migradoras que son objeto de pesquerías y que utilizan las zonas someras de la laguna como áreas de cría y alevinaje.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El Mar Menor es una laguna costera hipersalina localizada en una región con clima semiárido del sureste de la Península Ibérica. Es una de las lagunas costeras más grandes de Europa y del Mar Mediterráneo, con una superficie aproximada de 135 km² y una profundidad media de 3,6 m. La laguna está delimitada por La Manga, una barra arenosa de 22 km de longitud atravesada por tres canales o golas que regulan el intercambio de agua con el Mediterráneo. La laguna tiene una salinidad entre 42 y 46 ups y las temperaturas varían desde los 10 °C en invierno hasta los 32 °C en verano (Pérez-Ruzafa et al. 2005). Sus fondos están prácticamente cubiertos en su totalidad por una densa pradera de



la macroalga invasora *Caulerpa prolifera*, aunque en las zonas más someras se localizan pequeñas praderas de la fanerógama *Cymodocea nodosa* (Lloret et al. 2005).

Además, la laguna mantiene una diversa comunidad íctica debido a la elevada heterogeneidad ambiental que presenta: fondos de arena y limo desprovistos de vegetación, fondos rocosos asociados a afloramientos volcánicos, praderas de vegetación sumergida formadas principalmente por *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera* (Barcala 1999; Oliva-Paterna et al. 2006; Pérez-Ruzafa et al. 2006).

Los hábitats de análisis en el presente estudio fueron las zonas someras litorales de la laguna (profundidad máxima ≤ 1 m), que se caracterizan por presentar sustratos blandos (principalmente limos y arenas) y pequeñas praderas de vegetación sumergida formadas por las fanerógamas *Cymodocea nodosa* y *Ruppia cirrhosa* y el alga *Caulerpa prolifera*, así como los fondos rocosos asociados a las islas interiores.

2.2. Metodología de muestreo y laboratorio

El periodo de estudio abarcó desde Julio de 2002 hasta Abril de 2004. Los muestreos fueron realizados de forma estacional en un total de 6 campañas de muestreo: Verano 2002, Invierno 2003, Verano 2003, Otoño 2003, Invierno 2004 y Primavera 2004.

Se establecieron un total de 20 localidades de muestreo, 16 en las zonas litorales del perímetro de la laguna, que abarcaron la totalidad del perímetro lagunar, 1 en las marismas de Las Encañizadas y 3 en las islas interiores: Isla Mayor o del Barón, Isla Perdiguera e Isla Redonda.

El arte de pesca utilizado fue una red de arrastre manual (10 m de longitud x 1,5 m de altura), sin copo y con una luz de malla de 2 mm, que resulta muy eficaz en la toma de muestras de peces juveniles y adultos de especies de talla pequeña. En cada localidad de muestreo se realizaron de tres a seis arrastres sobre una superficie aproximada de 160 m² cada uno (área mínima muestreada por localidad = 480 m²). Además, en aquellas zonas donde no se pudo realizar el muestreo con la red de arrastre (fondos rocosos asociados a las islas y canales pseudomareales de Las Encañizadas), se emplearon trampas tipo *minnow* dispuestas durante un tiempo mínimo de 18 horas.

Adicionalmente, se realizaron muestreos cualitativos mediante el uso de la red de arrastre y salabre (40 x 40 cm) en cada una de las localidades, con la intención de cuantificar la riqueza de especies de peces presentes en cada una ellas.

Los peces capturados fueron anestesiados y posteriormente fijados en una solución de formaldehído al 10%. En el laboratorio se procedió a la identificación taxonómica de los ejemplares a nivel de especie de acuerdo con Whitehead et al. (1986), Arias y Drake (1990) y Fernández-Delgado et al. (2000). Posteriormente se tomaron medidas individuales de la longitud total (LT \pm 0,1 cm) y del peso total (PT \pm 0,01 g).



2.3. Análisis estadístico

Las relaciones LT-PT fueron establecidas mediante una ecuación de regresión lineal utilizando el PT como variable dependiente y la LT como variable independiente. Previamente estas variables fueron transformadas logarítmicamente (\log_{10}) por lo que la expresión final de la ecuación de regresión es la siguiente:

$$\text{Log PT} = \log a + b (\log \text{LT})$$

donde a y b son las constantes de la ecuación, siendo a el punto de intersección con el eje Y y b la pendiente de la recta de regresión.

La significación de las regresiones LT-PT se comprobó mediante un test de ANOVA. Por otro lado, la existencia o no de diferencias significativas entre el coeficiente b y el valor de éste igual a 3 se comprobó mediante el test de la t de Student.

Los análisis estadísticos fueron realizados mediante el paquete estadístico SPSS® y el nivel de significación fue ajustado a $P < 0,05$.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De la totalidad de especies capturadas (ver Capítulo 3), se han establecido de forma significativa las relaciones longitud-peso para 23 especies pertenecientes a 10 familias. Las familias que presentaron mayor abundancia fueron Mugilidae (5031 individuos, 5 especies), Gobiidae (2482 individuos, 4 especies) y Sparidae (1128 individuos, 5 especies).

En la Tabla 1 se presentan las relaciones longitud-peso (LT cm; PT g) para dichas especies siendo todas las regresiones significativas ($P < 0,001$). El tamaño de la muestra osciló entre los 2955 individuos de *Liza aurata* y los 17 de *Engraulis encrasicolus*.

Entendiendo el crecimiento como el cambio en tamaño de un individuo a lo largo del tiempo, un análisis del crecimiento implica, por tanto, a las variables tiempo y tamaño. Sin embargo, la relación longitud-peso no expresa un crecimiento, sino un incremento en peso relacionado con la variación de la longitud del pez (Vazzoler 1997).

Así, y de acuerdo con Froese (2006), valores del coeficiente b iguales a 3 indicarían que los individuos de menor talla de la muestra presentan la misma forma corporal y estado de condición que los individuos de mayor talla. En el presente trabajo, un total de 9 especies presentaron un incremento isométrico del peso: *Lipophrys dalmatinus*, *Salaria pavo*, *Aphanius iberus*, *Engraulis encrasicolus*, *Gobius niger*, *Chelon labrosus*, *Liza ramado*, *Sarpa salpa* y *Hippocampus guttulatus*; 12 especies mostraron un incremento alométrico positivo: *Atherina boyeri*, *G. cobitis*, *G. paganellus*, *Pomatoschistus marmoratus*, *Symphodus cinereus*, *L. aurata*, *L. saliens*, *Mugil cephalus*, *Diplodus puntazzo*, *D. sargus*, *Lithognathus mormyrus* y *Sparus aurata*; y dos especies presentaron incrementos alométricos negativos: *Callionymus pusillus* y *Syngnathus abaster*.



Generalmente, en el establecimiento de las relaciones longitud-peso los valores del coeficiente b deben situarse entre 2,5 y 3,5 (Froese 2006). Sin embargo, *Callionymus pusillus* presentó un valor de $b = 2,360$, circunstancia que probablemente viene determinada por la forma corporal, aplanada dorsoventralmente, que presenta dicha especie. El resto de especies estudiadas mostraron valores de b situados dentro del rango anteriormente comentado, mostrando la validez de los resultados obtenidos.

Por otro lado, las familias Mugilidae y Sparidae (especies migradoras) presentaron únicamente individuos en estado de postlarva y/o juveniles (Tabla 1). Además, la mayor parte de las especies de dichas familias presentaron un incremento alométrico positivo, indicando probablemente una condición somática más elevada para los individuos de mayor talla (Froese 2006). Esta circunstancia resalta la importancia de las zonas someras de la laguna como lugares de engorde para los alevines de especies migradoras.

Tabla 1. Relaciones longitud-peso (LT-PT) de especies de peces capturadas en las zonas someras litorales del Mar Menor. (J) únicamente individuos en estado de postlarva y/o juveniles; n, tamaño de la muestra; Min. y Max., valores mínimos y máximos de LT (mm); a y b, coeficientes de la ecuación de regresión; E.E. (b), error estándar de b; r², coeficiente de determinación; P, nivel de significación del test t de Student.

Familia	Especies	n	Min.	Max.	a	b	E.E. (b)	r ²	P
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i>	1936	39	94	0,00001	3,263	0,013	0,971	< 0,05
Bleniidae	<i>Lipophrys dalmatinus</i>	68	16	58	0,00884	3,046	0,041	0,988	0,165
	<i>Salarias pavo</i>	724	15	127	0,01026	3,023	0,017	0,978	0,159
Callionymidae	<i>Callionymus pusillus</i>	22	25	54	0,02221	2,360	0,096	0,967	< 0,05
Cyprinodontidae	<i>Aphanius iberus</i>	337	8	40	0,01673	2,981	0,020	0,985	0,500
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>	17	84	120	0,00932	2,679	0,218	0,903	0,167
Gobiidae	<i>Gobius cobitis</i>	526	22	83	0,01131	3,128	0,017	0,984	< 0,05
	<i>Gobius niger</i>	225	36	92	0,01239	2,971	0,036	0,969	0,500
	<i>Gobius paganellus</i>	21	25	87	0,01102	3,192	0,045	0,996	< 0,05
	<i>Pomatoschistus marmoratus</i>	1710	14	55	0,00756	3,150	0,017	0,954	< 0,05
Labridae	<i>Symphodus cinereus</i>	58	22	106	0,01123	3,105	0,039	0,991	< 0,05
Mugilidae	<i>Chelon labrosus</i>	(J) 24	17	43	0,00997	3,099	0,068	0,991	0,164
	<i>Liza aurata</i>	(J) 2955	17	148	0,00735	3,185	0,006	0,990	< 0,05
	<i>Liza ramado</i>	(J) 562	18	52	0,00825	3,054	0,045	0,896	0,159
	<i>Liza saliens</i>	(J) 1410	12	109	0,00811	3,041	0,009	0,988	< 0,05
	<i>Mugil cephalus</i>	(J) 80	21	62	0,00661	3,357	0,056	0,979	< 0,05
Sparidae	<i>Diplodus puntazzo</i>	(J) 108	26	56	0,01082	3,273	0,035	0,988	< 0,05
	<i>Diplodus sargus sargus</i>	(J) 179	14	72	0,01506	3,152	0,042	0,968	< 0,05
	<i>Lithognathus mormyrus</i>	(J) 37	32	47	0,00680	3,285	0,113	0,959	< 0,05
	<i>Sarpa salpa</i>	(J) 138	35	59	0,01271	3,003	0,075	0,921	0,500
	<i>Sparus aurata</i>	(J) 666	16	61	0,00923	3,280	0,016	0,985	< 0,05
Syngnathidae	<i>Hippocampus guttulatus</i>	31	42	73	0,00248	2,908	0,160	0,916	0,570
	<i>Syngnathus abaster</i>	1260	13	109	0,00068	2,922	0,012	0,970	< 0,05



Los valores para los coeficientes a y b de las regresiones longitud-peso pueden verse afectados por multitud de factores, entre ellos factores ambientales como la temperatura del agua y la disponibilidad de alimento, factores endógenos relativos a la biología de las especies como el sexo, desarrollo gonadal y cambios ontogénicos en la forma corporal, incluso aquellos relacionados con la metodología de muestreo como son el rango de tallas y las técnicas de preservación de los ejemplares empleados en el estudio de dichas relaciones (Tesch 1971; Wootton 1998; Froese 2006). En el presente trabajo, los datos presentados proceden de las muestras obtenidas a lo largo de 2 ciclos anuales con muestreos estacionales, de este modo, los valores de los coeficientes a y b deben ser utilizados como valores promedio anuales para cada una de las especies estudiadas.

El presente estudio constituye la primera contribución al conocimiento de las relaciones longitud-peso de las especies de peces presentes en las zonas someras litorales del Mar Menor. Esta información puede resultar muy útil en las comparaciones de dichos parámetros entre poblaciones de distintas zonas estuáricas del Mediterráneo y el Atlántico, principalmente cuando éstas están sujetas a pesquerías y/o programas de conservación y recuperación.

4. CONCLUSIONES

Las conclusiones del presente trabajo son:

- Se han establecido de forma significativa las relaciones longitud-peso para 23 especies de peces de las zonas someras litorales del Mar Menor.
- El 39,1% de las especies ($n = 9$) presentaron un incremento en peso isométrico, el 52,2% ($n = 12$) presentaron un incremento alométrico positivo, y el 8,7% ($n = 2$) un incremento alométrico negativo.
- Las relaciones longitud-peso establecidas para las especies de las familias Mugilidae y Sparidae, correspondientes exclusivamente a estados de postlarva y/o juveniles, mostraron incrementos alométricos positivos en su mayoría. Esta circunstancia puede indicar una condición somática más elevada en los individuos de mayor talla y que resaltaría la importancia de las zonas someras litorales como lugares de engorde para estas especies migradoras.

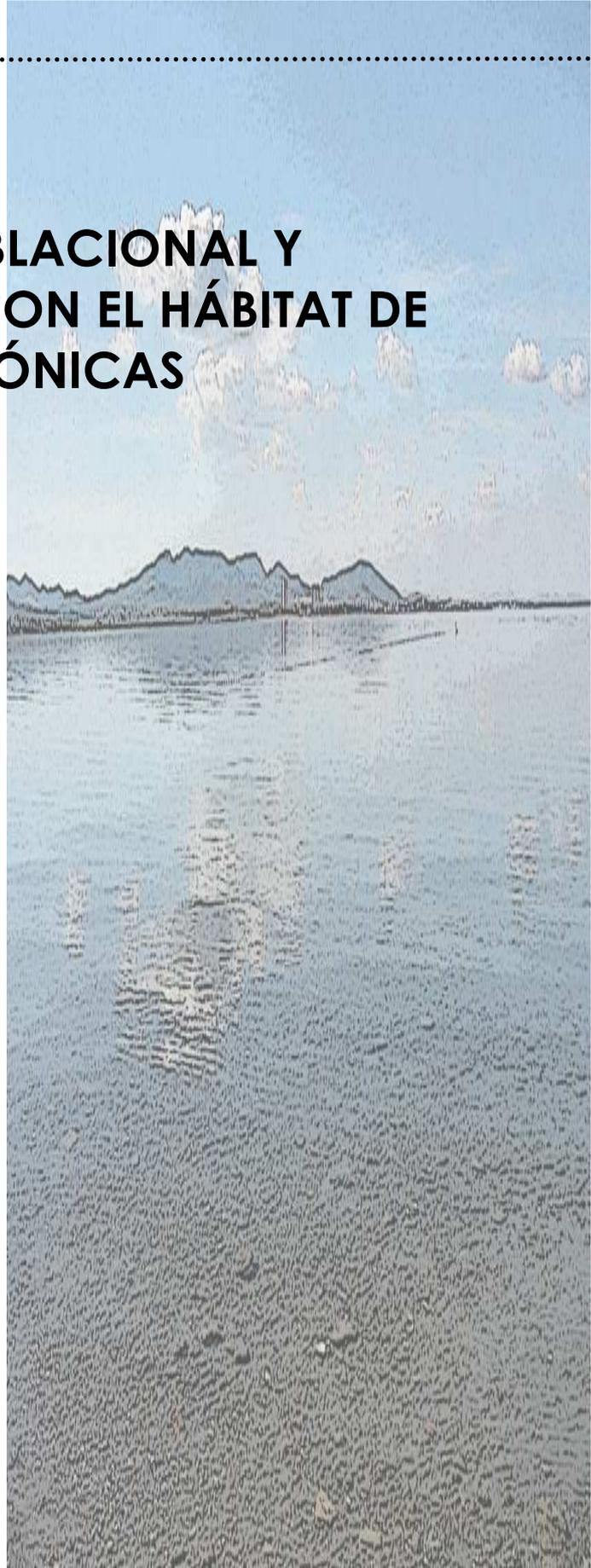


5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- **Arias AM y Drake P. 1990.** Estados alevines y juveniles de la ictiofauna en los caños de las salinas de la bahía de Cádiz. Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía. CSIC. Junta de Andalucía.
- **Barcala E. 1999.** Estudio ecológico de la fauna ictiológica del Mar Menor. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- **Craig JM, Thomas MV y Nichols SJ. 2005.** Length-weight relationship and a relative condition factor equation for lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) from the St Clair River system (Michigan, USA). *J. Appl. Ichthyol.* 21: 81-85.
- **Fernández-Delgado C, Drake P, Arias AM y García D. 2000.** Peces de Doñana y su entorno. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- **Froese R. 2006.** Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *J. Appl. Ichthyol.* 22: 241-253.
- **Lloret J, Marín A, Marín-Guirao L y Velasco J. 2005.** Changes in macrophytes distribution in a hypersaline coastal lagoon associated with the development of intensively irrigated agriculture. *Ocean Coast. Manage.* 48: 828-842.
- **Morato T, Alfonsos P, Lourinho P, Barreiros JP, Santos RS y Nash RDM. 2001.** Length-weight relationships for 21 coastal fish species of the Azores, north-eastern Atlantic. *Fish. Res.* 50: 297-302.
- **Oliva-Paterna FJ, Andreu A, Miñano PA, Verdiell-Cubedo D, Egea A, de Maya JA, Ruiz-Navarro A, García-Alonso J, Fernández-Delgado C y Torralva M. 2006.** YOY fish species richness in the littoral shallows of the mesosaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean coast of the Iberian Peninsula). *J. Appl. Ichthyol.* 22: 235-237.
- **Peck MA, Clemmesen C y Herrmann JP. 2005.** Ontogenic changes in the allometric scaling of the mass and length relationship in *Sprattus sprattus*. *J. Fish Biol.* 66: 882-887.
- **Pérez-Ruzafa A, Quispe-Becerra JI, García-Charlon JA y Marcos C. 2004.** Composition, structure and distribution of the ichthyoplankton in a Mediterranean coastal lagoon. *J. Fish Biol.* 64: 202-218.
- **Pérez-Ruzafa A, Marcos C y Gilabert J. 2005.** The ecology of the Mar Menor coastal lagoon: a fast changing ecosystem under human pressure. En: Gönenç IE y Wolflin JP (eds.). Coastal lagoons. Ecosystem processes and modelling for sustainable use and development, pp. 392-422. CRC Press, Boca Ratón.
- **Pérez-Ruzafa A, García-Charlon JA, Barcala E y Marcos C. 2006.** Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). *Mar. Poll. Bull.* 53: 107-120.
- **Tesch FW. 1971.** Age and growth. En: Ricker WE (ed.). Methods for assessment of fish production in freshwaters, pp. 99-130. Blackwell Scientific Publications. Oxford, UK.
- **Valle C, Bayle JT y Ramos AA. 2003.** Weight-length relationships for selected fish species of the western Mediterranean Sea. *J. Appl. Ichthyol.* 19: 261-262.
- **Vazzoler AEA. 1997.** Crescimento ou incremento? *Bol. Soc. Bras. Ictiol.* 50: 9-10.
- **Whitehead PJP, Bauchot ML, Hureau JC, Nielsen J y Tortonese E. 1986.** Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean vol. III. Unesco, Bungay.
- **Wootton RJ. 1998.** Ecology of teleost fishes. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands.

PARTE III

**BIOLOGÍA POBLACIONAL Y
RELACIONES CON EL HÁBITAT DE
ESPECIES BENTÓNICAS**



CAPÍTULO 5

Biología poblacional y asociaciones con el hábitat de especies de peces bentónicos en las zonas someras litorales de la laguna costera del Mar Menor



1. INTRODUCCIÓN

Las lagunas costeras y estuarios presentan una elevada importancia para las comunidades de peces como zonas de cría, alevinaje y alimentación, incluso como refugio para especies con un elevado grado de rareza y endemividad (Elliott et al. 2007). Generalmente, en estos sistemas las comunidades ícticas presentan variaciones temporales y espaciales en su composición y abundancia de acuerdo con la estrategia de vida y los requerimientos de hábitat de las especies que las conforman (Fernández-Delgado et al. 2000; Drake et al. 2002; Pombo et al. 2005; Franco et al. 2006; Ribeiro et al. 2006; Pérez-Ruzafa et al. 2007).

Por otro lado, las lagunas costeras se encuentran entre los ecosistemas acuáticos más amenazados del mundo debido a la elevada presión antrópica que soportan y que, generalmente, se traduce en profundas modificaciones de las comunidades biológicas que en ellos habitan (Gamito et al. 2005). En este sentido, resulta fundamental incrementar el conocimiento científico sobre la estructura y el funcionamiento de las comunidades de peces en estos sistemas ya que dichos estudios son una herramienta básica para su gestión y conservación, tanto desde el componente socioeconómico, como científico y conservacionista (Branco et al. 2008; Franco et al. 2008).

En las lagunas costeras de climas templados las familias Blenniidae y Gobiidae conforman un importante grupo de especies de peces bentónicos tanto a nivel de riqueza de especies como de abundancia específica (Pérez-Ruzafa et al. 2004; Koutrakis et al. 2005; Franco et al. 2006; Ribeiro et al. 2006). En la laguna costera del Mar Menor, la comunidad de peces bentónicos está dominada por dichas familias y, a nivel específico, *Pomatoschistus marmoratus*, *Gobius cobitis*, *Gobius niger* y *Salaria pavo*, se encuentran entre las especies residentes más abundantes (Barcala 1999; Pérez-Ruzafa et al. 2006). A pesar de que estas especies presentan un papel relevante en la composición de las comunidades de peces de las zonas someras y litorales del Mar Menor (Oliva-Paterna et al. 2006; Verdiell-Cubedo et al. 2007), muy poco se conoce acerca de su dinámica poblacional en dichas zonas.

Durante los últimos años, el Mar Menor está sufriendo una degradación ambiental generalizada debido a múltiples causas de origen antrópico. Por un lado, el dragado y ampliación de los canales de comunicación con el Mar Mediterráneo ha provocado un descenso en la salinidad de sus aguas desde 50-60 ups hasta los 42-46 ups actuales. A su vez, se ha producido un aumento en la contaminación orgánica e inorgánica de sus aguas producto de la entrada de nutrientes procedentes del Campo de Cartagena, área limítrofe a la laguna de gran importancia agrícola (Pérez-Ruzafa et al. 2005). Su línea costera está densamente poblada y afectada por gran variedad de infraestructuras (puertos deportivos, escolleras, paseos marítimos, etc.), si bien, el entorno de la laguna alberga todavía una importante variedad de sistemas acuáticos (criptohumedales, marismas pseudomareales y humedales con salinas en explotación) con un elevado valor natural y paisajístico que ha



sido reconocido, tanto a nivel nacional como internacional, con distintas figuras de protección (Conesa y Jiménez-Cárceles 2007).

Los objetivos del presente estudio fueron: 1) analizar las variaciones temporales y espaciales en parámetros poblacionales (abundancia, biomasa, estatus reproductor y estructura de tallas) de las especies: *Gobius cobitis*, *G. niger*, *Pomatoschistus marmoratus* y *Salaria pavo*; 2) analizar las relaciones entre su abundancia específica y variables ambientales relacionadas con la estructura del hábitat.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El Mar Menor es una laguna costera hipersalina localizada en una región con clima semiárido del sureste de la Península Ibérica (Figura 1). Es una de las lagunas costeras más grandes de Europa y del Mar Mediterráneo, con una superficie aproximada de 135 km² y una profundidad media de 3,6 m. La laguna está delimitada por La Manga, una barra arenosa de 22 km de longitud atravesada por tres canales o golas que regulan el intercambio de agua con el Mediterráneo. La laguna tiene una salinidad entre 42 y 46 ups y las temperaturas varían desde los 10 °C en invierno hasta los 32 °C en verano (Pérez-Ruzafa et al. 2005). Sus fondos están prácticamente cubiertos en su totalidad por una densa pradera de la macroalga invasora *Caulerpa prolifera*, aunque en las zonas más someras se localizan pequeñas praderas de la fanerógama *Cymodocea nodosa* (Lloret et al. 2005).

Además, la laguna mantiene una diversa comunidad íctica debido a la elevada heterogeneidad ambiental que presenta: fondos de arena y limo desprovistos de vegetación, fondos rocosos asociados a afloramientos volcánicos, praderas de vegetación sumergida formadas principalmente por *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera* (Barcala 1999; Oliva-Paterna et al. 2006; Pérez-Ruzafa et al. 2006).

El hábitat de análisis en el presente estudio (áreas someras litorales de la laguna con profundidad máxima ≤ 1 m) se caracteriza por presentar sustratos blandos (principalmente limos y arenas) y pequeñas praderas de vegetación sumergida formadas por las fanerógamas *Cymodocea nodosa* y *Ruppia cirrhosa* y el alga *Caulerpa prolifera*.

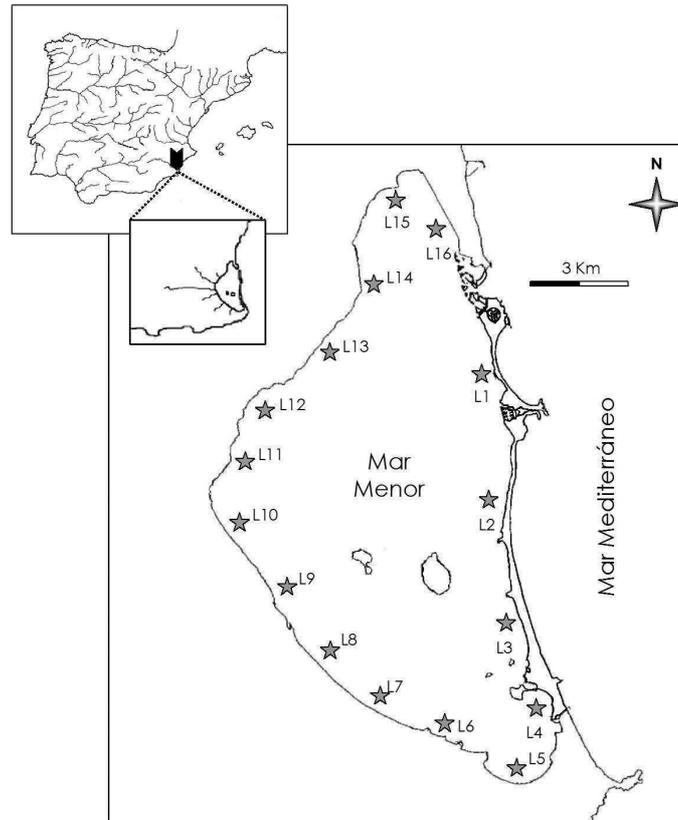


Figura 1. Localización geográfica de la laguna costera del Mar Menor y situación de las localidades de muestreo.

2.2. Metodología de muestreo y laboratorio

El muestreo fue realizado de forma estacional a lo largo de un ciclo anual completo, durante el verano (Julio) y el otoño (Octubre) de 2003, y el invierno (Febrero) y primavera (Abril-Mayo) de 2004.

Fueron seleccionadas un total de 16 localidades de muestreo en las zonas someras litorales de la laguna (Figura 1). El arte de pesca utilizado fue una red de arrastre manual (10 m de longitud x 1,5 m de altura), sin copo y con una luz de malla de 2 mm, que resulta muy eficaz en la toma de muestras de peces juveniles y adultos de especies de talla pequeña. En cada localidad de muestreo se realizaron de tres a seis arrastres, paralelos a la orilla, sobre una superficie aproximada de 160 m² cada uno (área mínima muestreada por localidad = 480 m²).

Los peces capturados fueron anestesiados y posteriormente fijados en una solución de formaldehído al 10%. En el laboratorio se procedió a la identificación taxonómica de los ejemplares a nivel de especie de acuerdo con Whitehead et al. (1986), Arias y Drake (1990) y Fernández-Delgado et al. (2000).



La abundancia y la biomasa promedio de cada una de las especies para cada localidad y para cada campaña de muestreo se expresó como nº de individuos/100 m² y g de individuos/100 m², respectivamente.

Para el análisis de la estructura poblacional por tallas se tomaron medidas individuales de la longitud total (LT ± 0,1 cm) sobre un total de 2706 ejemplares (905 ejemplares de *Salaria pavo*, 588 de *Pomatoschistus marmoratus*, 653 de *Gobius cobitis* y 460 de *G. niger*). Para cada una de las especies fue procesada una muestra para obtener parámetros como el peso total (PT ± 0,01 g), peso eviscerado (PE ± 0,01 g) y peso gonadal (PG ± 0,001 g). En este sentido, el estudio del estatus reproductor se realizó mediante el análisis de la evolución estacional del índice gonadosomático (IGS = PG / PT *100).

En función del desarrollo y estado gonadal observado en los ejemplares capturados y de acuerdo con la longitud de primera madurez para cada una de las especies en la laguna costera del Mar Menor (Barcala 1999; García-Lacunza et al. 2008), los ejemplares fueron clasificados en dos grupos: juveniles (sexualmente inmaduros) y adultos. Así, fueron considerados como adultos los ejemplares de *S. pavo* con una longitud total (LT) superior a 4,5 cm, los ejemplares de *P. marmoratus* con una longitud total (LT) superior a 2,4 cm, los ejemplares de *G. cobitis* con una longitud total (LT) superior a 6,0 cm y los ejemplares de *G. niger* con una longitud total (LT) superior a 4,0 cm.

Cada una de las localidades de muestreo se caracterizó mediante la valoración de cuatro variables relacionadas con la estructura del hábitat (valoración a nivel de arrastre): profundidad (cm), cobertura de la vegetación subacuática (%), volumen de la vegetación subacuática y composición del sustrato.

La valoración del recubrimiento y el volumen de la vegetación subacuática se realizó visualmente en cada uno de los arrastres, la primera como porcentaje de cobertura de la vegetación sobre la superficie de arrastre (0-100%) y la segunda como variable categórica que toma valores desde 0 (vegetación con escaso desarrollo) hasta 5 (vegetación muy desarrollada). Las categorías de sustrato se establecieron según Bain (1999): limos ($\emptyset < 0,06$ mm), arenas ($\emptyset = 0,06-1$ mm), gravas ($\emptyset = 2-15$ mm), cantos ($\emptyset = 16-63$ mm) y guijarros ($\emptyset > 63$ mm), realizándose una estima visual del porcentaje de recubrimiento de cada una de las categorías sobre la superficie de arrastre. En la Tabla 1 se presentan los valores promedio en cada una de las localidades de muestreo para cada una de estas variables.

2.3. Análisis estadístico

Para el análisis de las posibles diferencias espaciales y temporales en la abundancia y biomasa de cada una de las especies objeto de estudio se utilizó un test de ANOVA de dos vías, introduciendo la localidad y la campaña de muestreo como factores fijos y la interacción entre ambos factores. Los datos de abundancia y biomasa fueron previamente transformados logarítmicamente [$\ln(x + 1)$] para reducir la heterocedasticidad de los datos. El nivel de significación fue ajustado a $P \leq 0,01$ para minimizar la existencia de errores Tipo I



(Underwood 1997). Cuando se detectaron efectos significativas en función de la campaña de muestreo se empleó el test de Tukey para las comparaciones *post hoc*.

Las relaciones multivariantes entre las variables del hábitat para cada una de las campañas de muestreo fueron evaluadas utilizando un Análisis de Componentes Principales (ACP) basado en la matriz de correlaciones. Con el propósito de establecer las relaciones entre la abundancia específica y las variables del hábitat se utilizó el análisis de correlación de Pearson. Así, se exploró la correlación entre los componentes extraídos por el ACP y los valores de abundancia específica (Quinn y Keough 2002). Los coeficientes de correlación entre dichos parámetros permiten la representación gráfica de la abundancia específica como variable pasiva junto con las variables del hábitat originalmente incluidas en el ACP. De este modo, podemos caracterizar la abundancia de cada una de las especies en función de las variables del hábitat.

Previamente al ACP las variables recubrimiento de la vegetación subacuática y aquéllas relativas a la composición del sustrato fueron transformadas (arcoseno).

Los análisis estadísticos fueron realizados mediante el paquete estadístico SPSS®.



Tabla 1. Valores promedio (\pm E.E.) de las variables ambientales para cada una de las localidades de muestreo en las zonas someras litorales de la laguna costera del Mar Menor.

Localidad	Profundidad (cm)	Recubrimiento vegetación sumergida (%)	Volumen vegetación sumergida	Limos (%)	Arenas (%)	Gravas (%)	Cantos (%)	Gujarros (%)
1 (La Chanta)	54,5 \pm 4,5	28,5 \pm 10,6	1,4 \pm 0,5	1,7 \pm 0,9	87,0 \pm 1,6	11,0 \pm 1,1	0,3 \pm 0,3	0
2 (Tomás Maestre)	60,7 \pm 5,0	14,0 \pm 7,2	0,9 \pm 0,4	0	82,2 \pm 3,6	12,2 \pm 3,0	3,6 \pm 1,9	2,0 \pm 1,1
3 (Los Aliseos)	48,0 \pm 4,7	8,7 \pm 6,2	0,6 \pm 0,3	1,0 \pm 1,0	79,0 \pm 7,6	15,0 \pm 5,5	3,7 \pm 1,5	1,3 \pm 1,3
4 (El Vivero)	37,1 \pm 4,5	13,6 \pm 6,3	0,7 \pm 0,3	8,8 \pm 2,5	74,8 \pm 3,7	11,0 \pm 1,4	4,0 \pm 1,5	1,4 \pm 0,7
5 (Playa Arsenal)	48,2 \pm 5,2	12,7 \pm 4,1	0,9 \pm 0,2	11,5 \pm 7,2	70,3 \pm 7,7	12,1 \pm 1,5	4,6 \pm 1,8	1,5 \pm 0,8
6 (Las Lomas)	64,7 \pm 5,6	10,6 \pm 6,8	0,7 \pm 0,5	3,0 \pm 1,9	74,3 \pm 5,5	13,7 \pm 3,9	6,7 \pm 4,3	2,3 \pm 1,2
7 (Los Nietos)	54,6 \pm 3,8	16,8 \pm 8,1	0,8 \pm 0,4	16,0 \pm 5,0	69,0 \pm 5,5	10,7 \pm 2,1	4,0 \pm 1,7	0,3 \pm 0,3
8 (Lo Poyo)	37,4 \pm 3,5	25,7 \pm 7,1	1,5 \pm 0,3	40,0 \pm 5,3	50,0 \pm 4,6	9,0 \pm 0,9	1,0 \pm 0,3	0
9 (Punta Brava)	39,7 \pm 4,8	30,5 \pm 7,8	1,6 \pm 0,4	29,2 \pm 7,6	60,2 \pm 8,0	9,8 \pm 2,0	0,8 \pm 0,6	0
10 (El Carmolí)	30,4 \pm 4,7	25,0 \pm 10,2	1,6 \pm 0,7	39,2 \pm 7,2	48,3 \pm 2,8	8,3 \pm 3,0	4,2 \pm 1,4	0
11 (Cartagonovo)	42,8 \pm 2,0	48,0 \pm 15,0	2,8 \pm 0,8	31,5 \pm 9,0	41,7 \pm 5,9	17,7 \pm 3,8	7,3 \pm 2,2	1,8 \pm 1,8
12 (Los Alcázares)	51,9 \pm 6,4	25,5 \pm 11,8	1,2 \pm 0,6	22,0 \pm 14,7	71,7 \pm 15,1	5,0 \pm 0,7	1,3 \pm 0,7	0
13 (La Hita)	35,3 \pm 3,9	27,9 \pm 7,5	1,4 \pm 0,3	51,3 \pm 9,5	37,5 \pm 7,7	9,4 \pm 2,2	1,8 \pm 0,8	0
14 (Tres Marías)	52,8 \pm 3,8	60,2 \pm 7,5	3,1 \pm 0,2	43,3 \pm 13,3	44,2 \pm 14,2	11,7 \pm 1,8	0,8 \pm 0,8	0
15 (Lo Pagán)	51,0 \pm 3,8	10,3 \pm 5,5	0,7 \pm 0,3	6,0 \pm 2,2	88,3 \pm 2,1	5,2 \pm 0,4	0,5 \pm 0,2	0
16 (San Pedro)	46,6 \pm 5,7	38,5 \pm 8,7	2,0 \pm 0,4	15,1 \pm 3,5	66,3 \pm 4,1	12,3 \pm 2,7	3,8 \pm 1,5	2,5 \pm 1,2



3. RESULTADOS

Durante todo el periodo de estudio fueron capturados un total de 25078 ejemplares de las especies objetivo. La especie más abundante fue *Pomatoschistus marmoratus* que mostró el 89,95% de las capturas totales (abundancia promedio \pm E.E. = $53,59 \pm 4,35$ individuos/100 m²). En segundo lugar, y en términos de abundancia, *Salaria pavo* presentó el 6,88% de las capturas totales (abundancia promedio \pm E.E. = $4,10 \pm 0,80$ individuos/100 m²), mientras que *Gobius cobitis* y *G. niger* conformaron el 1,63% (abundancia promedio \pm E.E. = $0,97 \pm 0,23$ individuos/100 m²) y el 1,54% (abundancia promedio \pm E.E. = $0,92 \pm 0,17$ individuos/100 m²) de las capturas totales, respectivamente. Con respecto a los valores de biomasa, *P. marmoratus* fue también la especie dominante con un 70,03% (biomasa promedio \pm E.E. = $17,06 \pm 1,29$ g/100 m²) sobre las capturas totales, mientras que *S. pavo*, *G. niger* y *G. cobitis* mostraron un 13,83% (biomasa promedio \pm E.E. = $3,37 \pm 0,54$ g/100 m²), 10,55% (biomasa promedio \pm E.E. = $2,57 \pm 0,51$ g/100 m²) y 5,59% (biomasa promedio \pm E.E. = $1,35 \pm 0,28$ g/100 m²), respectivamente.

La abundancia y biomasa promedio para cada una de las especies presentó una gran variabilidad espacial (Tabla 2), existiendo diferencias significativas en función de la localidad de muestreo para todas las especies (Tablas 3 y 4).

En la Figura 2 se muestran los valores promedio estacionales de la abundancia y biomasa para cada una de las especies objeto de estudio. El test de Tukey mostró que tanto la abundancia como la biomasa de *S. pavo* y *G. cobitis* fue significativamente mayor durante la campaña de verano (Tablas 3 y 4). La abundancia y la biomasa de *G. niger* no mostraron diferencias significativas entre las campañas de otoño y primavera, y entre las campañas de verano e invierno, aunque las dos primeras presentaron valores significativamente mayores que las dos últimas (Tablas 3 y 4). Finalmente, la abundancia promedio de *P. marmoratus* no presentó diferencias significativas en función de la campaña de muestreo, mientras que la biomasa fue significativamente menor durante la campaña estival (Tablas 3 y 4).

La interacción entre los factores fijos campaña y localidad de muestreo fue significativa en todos los casos, excepto para la biomasa de *S. pavo*, lo que viene a mostrar la elevada variabilidad espacio-temporal de la abundancia y la biomasa específica a lo largo del ciclo anual en el hábitat de estudio (Tablas 3 y 4).

Los valores del IGS para las especies *P. marmoratus* y *G. niger* fueron máximos durante la campaña de primavera, aunque la primera también mostró valores relativamente elevados durante el invierno. Por otro lado, *G. cobitis* mostró valores máximos en su desarrollo gonadal durante el invierno y *S. pavo* durante el verano (Figura 3).

Con respecto a la estructura de la población por tallas destaca la elevada abundancia de individuos juveniles de las especies *S. pavo*, *P. marmoratus* y *G. cobitis* durante la campaña de verano (Figura 4). Durante esta estación los individuos juveniles representaron el 83,5% (1365 individuos), el 46,3% (3978 individuos) y el 94,7% (498 individuos) del total de las



población para cada una de las tres especies, respectivamente. Por otro lado, los juveniles de *G. niger* estuvieron presentes mayoritariamente durante el otoño, representando el 24,1% del total de capturas para esta especie en esta campaña (Figura 4).

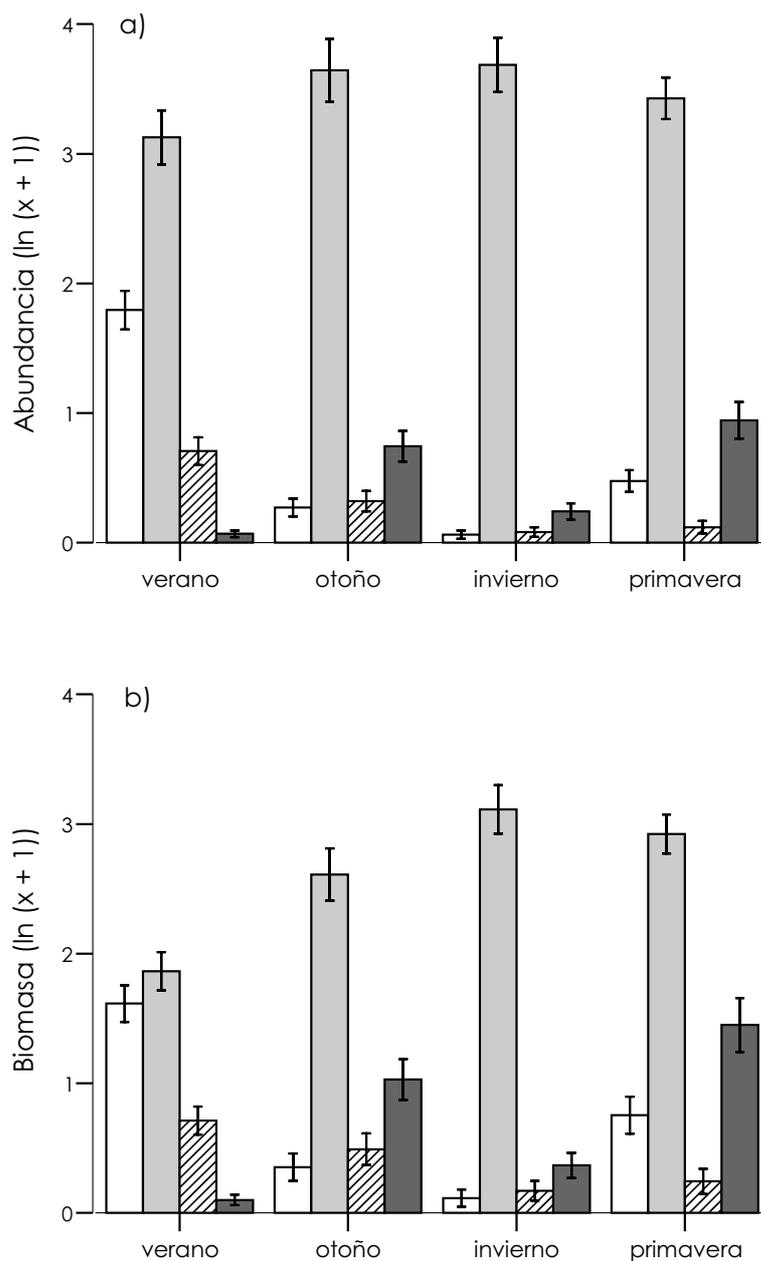


Figura 2. a) Abundancia promedio \pm E.E. y b) biomasa promedio \pm E.S. de las especies objeto de estudio para cada campaña de muestreo. *Salaria pavo* □, *Pomatoschistus marmoratus* ■, *Gobius cobitis* ▨, *Gobius niger* ■. Datos transformados logarítmicamente $[\ln (x + 1)]$.



Tabla 2. Valores promedio \pm E.E. de la abundancia (n° de individuos/100 m²) y la biomasa (g de individuos/100 m²) para las especies objeto de estudio en cada una de las localidades establecidas en las zonas someras litorales de la laguna costera del Mar Menor.

Localidad	Salaria pavo		Pomatoschistus marmoratus		Gobius cobitis		Gobius niger	
	Abundancia	Biomasa	Abundancia	Biomasa	Abundancia	Biomasa	Abundancia	Biomasa
1	1,96 \pm 1,05	1,48 \pm 0,5	67,71 \pm 12,29	18,35 \pm 3,16	0,21 \pm 0,10	0,25 \pm 0,12	0,33 \pm 0,15	1,43 \pm 0,73
2	0,94 \pm 0,28	1,91 \pm 0,76	60,04 \pm 10,24	20,45 \pm 4,43	2,99 \pm 0,93	3,19 \pm 0,75	0,28 \pm 0,17	0,49 \pm 0,33
3	1,88 \pm 0,83	1,93 \pm 0,94	127,5 \pm 23,48	33,98 \pm 6,79	2,29 \pm 1,18	1,95 \pm 0,90	0,71 \pm 0,27	1,46 \pm 0,64
4	5,42 \pm 3,24	3,78 \pm 2,18	37,71 \pm 7,81	14,56 \pm 3,57	4,94 \pm 2,41	6,22 \pm 2,56	0,39 \pm 0,13	1,02 \pm 0,37
5	1,11 \pm 0,39	1,64 \pm 0,64	44,81 \pm 12,54	11,21 \pm 2,28	0,38 \pm 0,18	0,43 \pm 0,19	0,98 \pm 0,29	2,84 \pm 1,13
6	0,83 \pm 0,31	3,80 \pm 2,31	35,21 \pm 20,5	9,00 \pm 3,26	0,13 \pm 0,09	0,73 \pm 0,62	0,13 \pm 0,09	0,22 \pm 0,17
7	2,38 \pm 1,27	1,93 \pm 0,83	53,04 \pm 18,65	19,87 \pm 5,91	0,33 \pm 0,20	0,56 \pm 0,31	1,75 \pm 0,90	6,51 \pm 3,21
8	0,58 \pm 0,42	0,60 \pm 0,44	71,67 \pm 24,72	27,88 \pm 7,81	0	0	1,00 \pm 0,59	3,53 \pm 1,97
9	1,64 \pm 0,78	1,66 \pm 0,71	49,32 \pm 11,34	19,33 \pm 3,76	0,28 \pm 0,26	0,75 \pm 0,70	1,72 \pm 0,94	5,11 \pm 2,51
10	0,42 \pm 0,27	1,44 \pm 0,93	13,23 \pm 3,15	8,47 \pm 2,30	0	0	5,37 \pm 2,37	15,94 \pm 7,13
11	17,44 \pm 9,83	12,55 \pm 6,45	22,94 \pm 14,89	4,53 \pm 2,02	0,25 \pm 0,14	0,63 \pm 0,35	1,13 \pm 0,62	2,19 \pm 1,18
12	12,50 \pm 7,14	7,37 \pm 3,01	30,76 \pm 12,15	5,80 \pm 1,60	0,22 \pm 0,11	0,86 \pm 0,53	0,58 \pm 0,6	0,39 \pm 0,19
13	7,46 \pm 3,94	4,95 \pm 1,57	78,13 \pm 28,14	28,38 \pm 9,04	0,16 \pm 0,12	0,19 \pm 0,13	1,21 \pm 0,46	2,01 \pm 0,85
14	38,42 \pm 11,41	28,60 \pm 10,77	8,54 \pm 5,79	1,34 \pm 0,80	0	0	0	0
15	1,88 \pm 1,52	0,94 \pm 0,62	72,84 \pm 17,41	21,44 \pm 4,92	0,03 \pm 0,03	0,09 \pm 0,09	0,03 \pm 0,03	0,12 \pm 0,12
16	0,97 \pm 0,57	1,48 \pm 0,99	40,56 \pm 14,22	12,57 \pm 4,28	1,41 \pm 0,58	3,16 \pm 1,64	0,09 \pm 0,07	0,38 \pm 0,27



Tabla 3. Resultados del análisis ANOVA de dos vías realizado con la abundancia $[\ln(x + 1)]$ de las especies objeto de estudio. Se muestran también los resultados del test HSD de Tukey para las campañas de muestreo (ver = verano; oto = otoño; inv = invierno; pri = primavera). Niveles de significación: ns, no significativo; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$.

Especies	gl	F	Tukey (HSD)
<i>Salaria pavo</i>			
Campaña	3	61,96***	ver > oto = inv = pri
Localidad	15	5,04***	
Campaña x Localidad	41	1,93***	
Error	203		
<i>Pomatoschistus marmoratus</i>			
Campaña	3	3,18 _{ns}	
Localidad	15	3,24***	
Campaña x Localidad	41	1,75**	
Error	203		
<i>Gobius cobitis</i>			
Campaña	3	15,06***	ver > oto = inv = pri
Localidad	15	5,44***	
Campaña x Localidad	41	2,04**	
Error	203		
<i>Gobius niger</i>			
Campaña	3	36,56***	oto = pri > ver = inv
Localidad	15	5,38***	
Campaña x Localidad	41	2,50***	
Error	203		

Tabla 4. Resultados del análisis ANOVA de dos vías realizado con la biomasa $[\ln(x + 1)]$ de las especies objeto de estudio. Se muestran también los resultados del test HSD de Tukey para las campañas de muestreo (ver = verano; oto = otoño; inv = invierno; pri = primavera). Niveles de significación: ns, no significativo; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$.

Especies	gl	F	Tukey (HSD)
<i>Salaria pavo</i>			
Campaña	3	31,22***	ver > pri = oto > inv
Localidad	15	3,38***	
Campaña x Localidad	41	1,42 _{ns}	
Error	203		
<i>Pomatoschistus marmoratus</i>			
Campaña	3	16,03***	oto = inv = pri > ver
Localidad	15	3,11***	
Campaña x Localidad	41	2,06**	
Error	203		
<i>Gobius cobitis</i>			
Campaña	3	6,04**	ver > oto = inv = pri
Localidad	15	4,75***	
Campaña x Localidad	41	1,91***	
Error	203		
<i>Gobius niger</i>			
Campaña	3	36,06***	oto = pri > ver = inv
Localidad	15	5,46***	
Campaña x Localidad	41	2,53***	
Error	203		

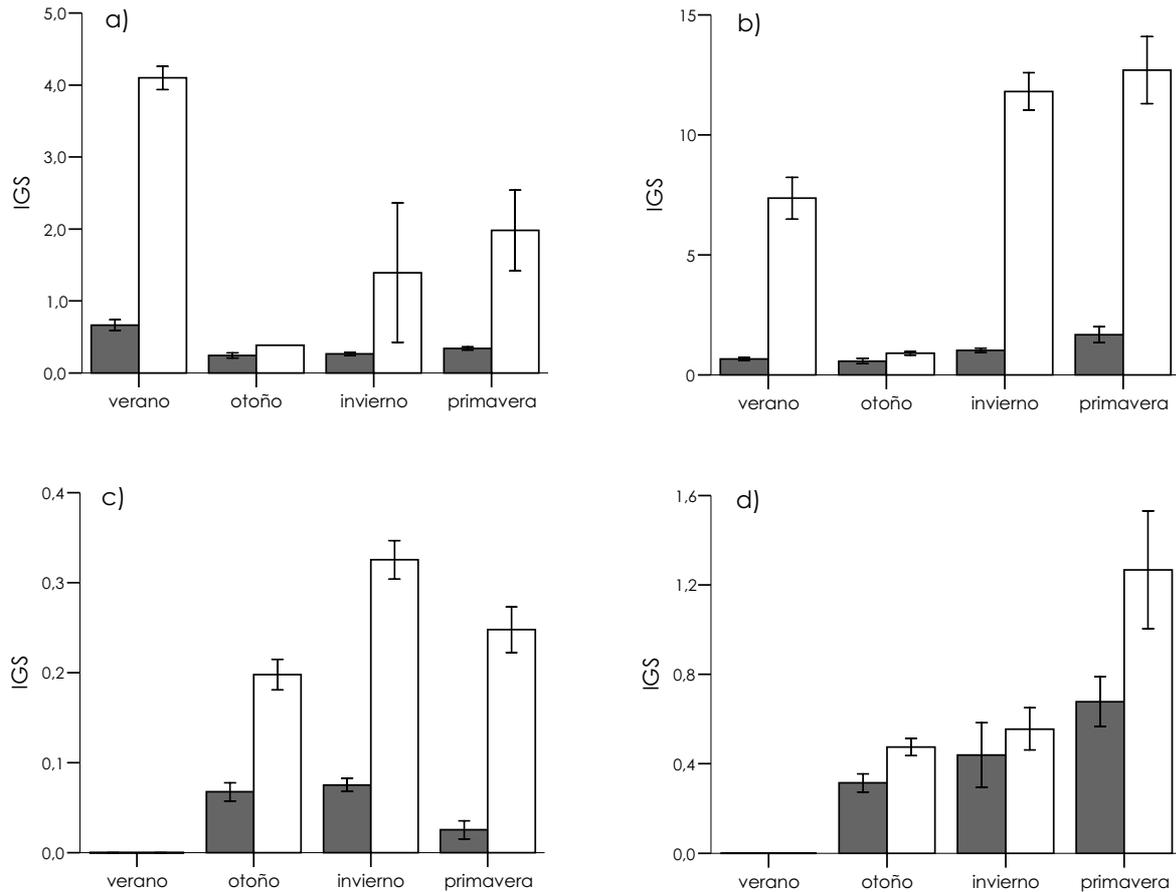


Figura 3. Variación estacional del IGS \pm E.E. para machos (■) y hembras (□) de las especies objeto de estudio. a) *Salaria pavo* (machos = 213, hembras = 137); b) *Pomatoschistus marmoratus* (machos = 116, hembras = 125); c) *Gobius cobitis* (machos = 59, hembras = 80); d) *Gobius niger* (machos = 84, hembras = 68).

En la Figura 5 se muestran los resultados del ACP y la posición de las especies en función de los coeficientes de correlación entre la abundancia específica y las puntuaciones extraídas por el ACP a nivel de localidad. Para cada una de las campañas se extrajeron dos componentes principales, los cuales explicaron entre un 65,5 % (primavera) y un 71,2 % (otoño) de la variación total en las variables del hábitat. Como se puede observar en la Figura 5, en la mayoría de estaciones el Componente 1 puede ser interpretado como un gradiente que abarca desde los fondos arenosos desprovistos de vegetación y con mayor profundidad (parte izquierda del gráfico) hasta fondos limosos someros con presencia de praderas de vegetación sumergida bien desarrolladas (parte derecha del gráfico). A su vez, el Componente 2 estuvo relacionado con la presencia de categorías gruesas de sustrato (principalmente cantos y guijarros). Sin embargo, durante la campaña primaveral el Componente 1 distinguió entre aquellos fondos con una elevada complejidad estructural (parte derecha del gráfico) y aquéllos más homogéneos, y el Componente 2 entre fondos con sustratos limosos y arenosos.

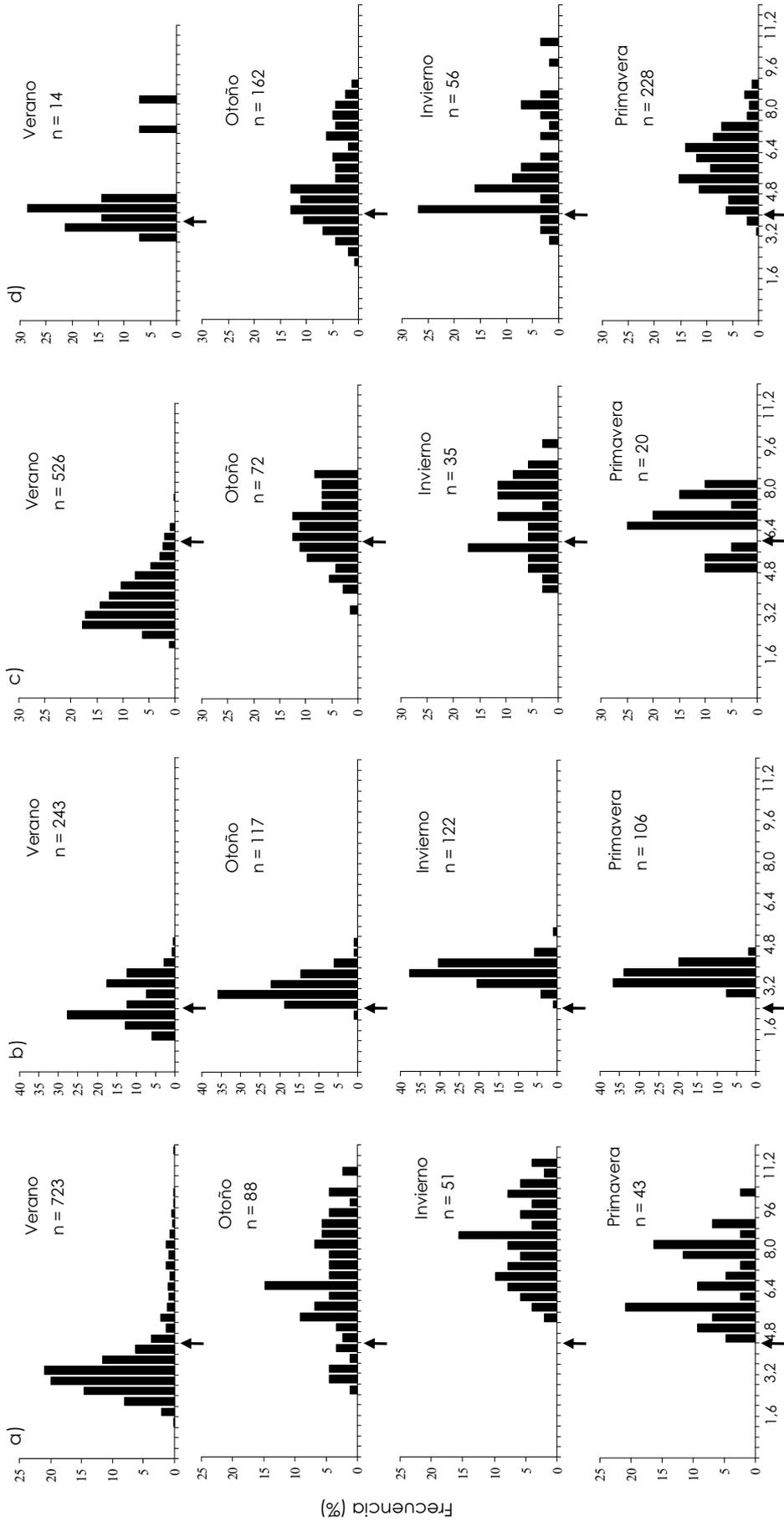


Figura 4. Distribución de frecuencias de las tallas de las especies objeto de estudio para cada una de las campañas de muestreo: a) *Salarias pavo*, b) *Pomatoschistus marmoratus*, c) *Gobius cobitis*, d) *Gobius niger*. Las flechas indican la longitud de primera madurez sexual.

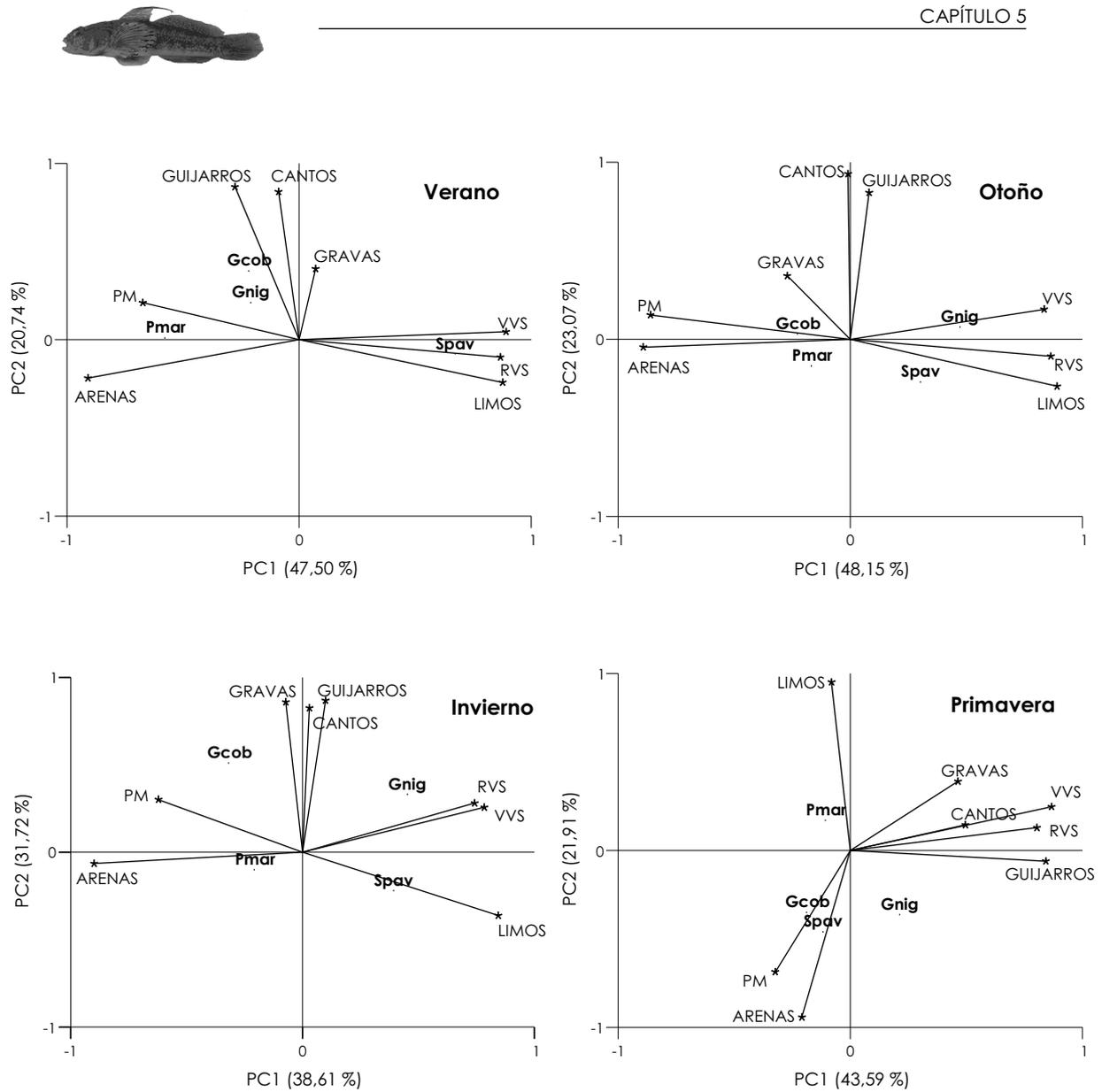


Figura 5. Resultados del Análisis de Componentes Principales (ACP) y posición de las especies objeto de de estudio en función de las puntuaciones obtenidas en el ACP, para cada una de las campañas de muestreo. PM, profundidad media; RVS, recubrimiento de la vegetación sumergida; VVS, volumen de la vegetación sumergida; LIMOS, % limos; ARENAS, % arenas; GRAVAS, % gravas; CANTOS, % cantos; GUIJARROS, % guijarros; Spav, *Salaria pavo*; Pmar, *Pomatoschistus marmoratus*; Gcob, *Gobius cobitis*; Gnig, *Gobius niger*.



La abundancia de *S. pavo* y *G. niger* estuvo mayoritariamente correlacionada de forma positiva con el Componente 1. Así, durante la campaña de verano la abundancia de *S. pavo* estuvo correlacionada significativamente con dicho componente ($r_p = 0,67$; $P < 0,001$) y la abundancia de *G. niger* durante las campañas de otoño ($r_p = 0,47$; $P < 0,05$) e invierno ($r_p = 0,45$; $P < 0,05$), indicando una clara preferencia de estas especies por aquellos fondos someros con praderas de vegetación sumergida bien desarrolladas. Durante la campaña de verano la abundancia de *S. pavo* fue máxima en la localidad Tres Marías (38,44 individuos/100 m²). A su vez, esta localidad presentó un elevado recubrimiento y volumen de la vegetación sumergida (pradera mixta de *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera*) y fondos limosos (Tabla 1). Del mismo modo, la abundancia de *G. niger* fue máxima en aquellas localidades con fondos limosos y buena cobertura y volumen de la vegetación sumergida (Tabla 1). El Carmolí y Cartagonovo mostraron los valores más elevados con 10,21 individuos/100 m² y 1,56 individuos/100 m² durante las campañas de otoño e invierno, respectivamente.

Por otro lado, la abundancia de *G. cobitis* estuvo correlacionada principalmente con el Componente 2, mostrando una asociación significativamente positiva por aquellos fondos con presencia de sustratos gruesos (cantos y guijarros) durante las campañas de verano ($r_p = 0,39$; $P < 0,05$) e invierno ($r_p = 0,51$; $P < 0,05$). Las localidades de El Vivero y Las Lomas presentaron fondos con una importante presencia de cantos y guijarros (Tabla 1) y los valores más elevados de abundancia de *G. cobitis* durante el verano (14,27 individuos/100 m²) y el invierno (0,63 individuos/100 m²), respectivamente. En este sentido, resulta interesante resaltar la ausencia de esta especie, durante todo el periodo de estudio, en las localidades de Lo Poyo, El Carmolí y Tres Marías y, por el contrario, los valores elevados de abundancia obtenidos en las localidades de muestreo situadas en la zona de La Manga (Tomás Maestre, Los Alíseos y El Vivero) (Tabla 2).

Finalmente, la abundancia de *P. marmoratus* se localizó alrededor del origen de los ejes del ACP durante todas las campañas, mostrando únicamente correlación significativa y negativa con el Componente 1 durante la campaña de verano ($r_p = -0,58$; $P < 0,001$). Durante esta campaña los valores más elevados de abundancia (170,21 individuos/100 m²) se obtuvieron en Los Alíseos, localidad que se caracterizó por presentar fondos arenosos relativamente profundos y con escaso recubrimiento y volumen de la vegetación sumergida (Tabla 1).



4. DISCUSIÓN

En términos de abundancia y biomasa el gobio *Pomatoschistus marmoratus* fue la especie dominante en las zonas someras litorales de la laguna durante todo el periodo de estudio. La dominancia de esta especie coincide con los resultados obtenidos en otros estudios realizados en diferentes lagunas costeras y estuarios del Mar Mediterráneo (Fouda et al. 1993; Berrebi et al. 2005; Koutrakis et al. 2005; Malavasi et al. 2005), además de los presentados por Pérez-Ruzafa et al. (2006) en la propia laguna del Mar Menor. Probablemente, y como sugieren Berrebi et al. (2005) y Malavasi et al. (2005), esta situación se deba a que *P. marmoratus* es una especie residente, de naturaleza sedentaria y con baja especificidad en sus requerimientos de hábitat. Además, el Mar Menor presenta unas condiciones ambientales (salinidad y temperatura del agua) relativamente estables (Pérez-Ruzafa et al. 2005) que podrían favorecer a esta especie frente a otras del mismo género (p.e. *P. microps*) (Rigal et al. 2008), permitiendo su establecimiento en la totalidad de ambientes de las zonas someras litorales de la laguna. En este sentido, *P. marmoratus* ha mostrado valores de abundancia relativamente homogéneos durante todo el periodo de estudio, si bien los valores significativamente inferiores de biomasa obtenidos durante la campaña de verano podrían deberse a la coincidencia con su periodo de reclutamiento y, en consecuencia, a la presencia mayoritaria de individuos juveniles de pequeño tamaño durante esta estación del año (ver Figura 4).

Por el contrario, el resto de especies mostraron una marcada variación estacional en su abundancia y biomasa. De este modo, se observó un patrón estacional similar para las especies *Salaria pavo* y *Gobius cobitis* (si bien la primera de ellas mostró valores promedio superiores a la segunda). Ambas especies presentaron valores máximos de abundancia y biomasa durante la campaña de verano, principalmente debido al reclutamiento de individuos juveniles, y valores muy bajos durante el resto de campañas. Esta situación coincide con los resultados obtenidos por Malavasi et al. (2005) y Franco et al. (2006) en la laguna de Venecia, y sugiere que estas especies utilizan principalmente las áreas someras del Mar Menor como zona de reclutamiento y cría de los individuos juveniles.

El patrón estacional de la abundancia y biomasa de *G. niger* fue similar a los resultados obtenidos en las lagunas de Venecia y Ría de Aveiro (Arruda et al. 1993; Malavasi et al. 2005; Franco et al. 2006). Así, el máximo de abundancia y biomasa obtenido durante el otoño estaría relacionado con el periodo de reclutamiento para esta especie, mientras que el máximo de primavera con su periodo reproductor (valores máximos del IGS durante esta campaña). De igual modo que las especies anteriores, *G. niger* utiliza las zonas someras litorales de la laguna como área de reclutamiento y cría de los individuos juveniles pero además, y de forma más clara que lo observado para *S. pavo* y *G. cobitis*, como lugar para la reproducción. Esta circunstancia podría estar relacionada con la búsqueda de fondos apropiados para la reproducción ya que los machos de esta especie utilizan guijarros u otras estructuras sólidas bajo los cuales construyen los nidos dónde las hembras depositan los



huevos (Barcala 1999). Probablemente, la presencia de una densa pradera de *Caulerpa prolifera* que recubre la totalidad del fondo de la laguna (a partir de 1 m de profundidad), fuerce a la especie a moverse hacia los fondos de las zonas someras, con menor recubrimiento de vegetación sumergida, en busca del sustrato adecuado para la reproducción.

Con respecto a la variación estacional del desarrollo gonadal, *P. marmoratus* presentó un periodo reproductor bastante dilatado concentrando el esfuerzo reproductor durante la campaña de primavera, aunque también se observaron valores elevados durante el invierno y el verano. Esta situación concuerda con estudios realizados sobre la especie en la laguna de Venecia (Malavasi et al. 2005) y contrasta con los resultados obtenidos por Fouda et al. (1993) en el lago Timsah (Egipto), donde los máximos valores de IGS se obtuvieron durante el invierno. Los valores máximos de IGS para *G. cobitis* se obtuvieron durante la campaña de invierno reduciéndose ligeramente durante la primavera, circunstancia que sugiere un cierto adelanto en el tiempo del periodo reproductor con respecto a otras poblaciones atlánticas, las cuales se reproducen durante la primavera tardía (Gibson 1970). Probablemente, las variaciones intraespecíficas en los valores estacionales del IGS sean debidas a diferencias en la temperatura del agua a la que se encuentran sometidas las distintas poblaciones de estas especies (Gill et al. 1996; Barcala 1999).

Los valores máximos del IGS observados durante la campaña de verano para *Salaria pavo* sugieren que esta especie se reproduce en la laguna, al contrario que las especies anteriores, durante los meses estivales. Estos resultados coinciden con aquellos obtenidos por Patzner (1983) y Almada et al. (1994) en poblaciones atlánticas y mediterráneas, respectivamente.

Los resultados concernientes a las asociaciones con el hábitat de las distintas especies muestran cierta similitud con trabajos previos realizados en otras lagunas costeras, donde *S. pavo* y *G. niger* fueron especies abundantes en las praderas de vegetación sumergida y *G. cobitis* en los fondos arenosos desprovistos de vegetación (Malavasi et al. 2005; Franco et al. 2006; Ribeiro et al. 2006). Además, también coinciden con los resultados obtenidos por Pérez-Ruzafa et al. (2006) en el Mar Menor, donde *S. pavo* y *G. niger* fueron especies frecuentes en las praderas de *Caulerpa prolifera* y *G. cobitis* en los fondos rocosos y sustratos duros artificiales. El patrón espacial de *G. cobitis* muestra su ausencia en las localidades de Lo Poyo, El Carmolí y Tres Marías (orilla occidental de la laguna) y, por el contrario, una elevada abundancia en las localidades situadas en La Manga. Esta circunstancia puede ser atribuida a la ausencia de sustratos duros artificiales (escolleras y diques) en el primer caso, y una mayor presencia de estas estructuras artificiales y sustratos gruesos (cantos y guijarros) en el segundo, aspecto que podría facilitar la colonización de estas localidades por *G. cobitis* (Pérez-Ruzafa et al. 2006).

Los resultados obtenidos por Malavasi et al. (2005) en la laguna de Venecia muestran como *P. marmoratus* es, con respecto a los requerimientos de hábitat, una especie generalista. Los resultados obtenidos en el presente trabajo muestran una situación similar excepto durante



la campaña de verano, cuando esta especie estuvo fuertemente asociada con los fondos arenosos desprovistos de vegetación y de mayor profundidad. Esta última situación concuerda con los resultados obtenidos por Franco et al. (2006) y Pérez-Ruzafa et al. (2006) quienes observaron que *P. marmoratus* fue una especie característica de fondos arenosos con bajo recubrimiento de vegetación sumergida. Probablemente, según Malavasi et al. (2005), esta circunstancia se deba, además de las adaptaciones morfológicas propias de la especie, a fenómenos de competencia/depredación con aquellas especies de gobios de mayor tamaño típicas de las praderas de vegetación sumergida (p.e. *G. niger*). En este sentido, y durante la campaña de verano, las zonas someras litorales del Mar Menor mantuvieron una elevada densidad de individuos juveniles de *G. cobitis* y *S. pavo*, de modo que es probable que la competencia con estas especies fuerce a *P. marmoratus* a moverse hacia fondos arenosos más profundos. De hecho, los resultados obtenidos en la presente memoria relativos a la variabilidad espacial de la condición somática de la especie en los hábitats someros de la laguna, sugieren que la presencia de fenómenos de competencia interespecífica afectan negativamente a la condición de los individuos de dicha especie.

5. CONCLUSIONES

Las conclusiones del presente trabajo son:

- Las zonas someras litorales de la laguna del Mar Menor se han mostrado como hábitats importantes para el reclutamiento y/o reproducción de las especies objeto de estudio.
- Las variaciones temporales observadas en la abundancia y la biomasa de las especies estudiadas se deben, en su mayor parte, a la estacionalidad de los periodos de reclutamiento de individuos juveniles y migraciones con fines reproductivos de los individuos adultos.
- La variabilidad espacial de la abundancia y la biomasa puede relacionarse con la heterogeneidad ambiental que presentan las zonas someras litorales de la laguna y la especificidad en los requerimientos de hábitat de las especies estudiadas que ha resultado similar a la observada en otras lagunas costeras mediterráneas.



6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- **Almada VC, Gonçalves EJ, Santos AJ y Baptista C. 1994.** Breeding ecology and nest aggregations in a population of *Salaria pavo* (Pisces: Blenniidae) in an area where nest sites are scarce. *J. Fish Biol.* 45: 819-830.
- **Arias AM y Drake P. 1990.** Estados alevines y juveniles de la ictiofauna en los caños de las salinas de la bahía de Cádiz. Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía. CSIC. Junta de Andalucía.
- **Arruda LM, Azevedo JN y Neto AI. 1993.** Abundance, age-structure and growth, and reproduction of gobies (Pisces; Gobiidae) in the Ria de Aveiro lagoon (Portugal). *Est. Coast. Shelf Sci.* 37: 509-523.
- **Bain MB. 1999.** Substrate. En: Bain MB y Stevenson NJ (eds.). *Aquatic habitat assesment: common methods*, pp. 95-100. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- **Barcala E. 1999.** Estudio ecológico de la ictiofauna bentónica del Mar Menor. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- **Berrebi P, Rodriguez P, Tomasini JA, Cattaneo-Berrebi G y Crivelli AJ. 2005.** Differential distribution of the two cryptic species, *Pomatoschistus microps* and *P. marmoratus*, in the lagoons of southern France, with an emphasis on the genetic organisation of *P. microps*. *Est. Coast. Shelf Sci.* 65: 708-716.
- **Branco P, Costa JL y Almeida PR. 2008.** Conservation Priority Index for Estuarine Fish (COPIEF). *Est. Coast. Shelf Sci.* 80: 581-588.
- **Conesa HM y Jiménez-Cárceles FJ. 2007.** The Mar Menor lagoon (SE Spain): A singular natural ecosystem threatened by human activities. *Mar. Poll. Bull.* 54: 839-849.
- **Drake P, Arias AM, Baldó F, Cuesta JA, Rodríguez A, Silva-García A, Sobrino I, García-González D y Fernández-Delgado C. 2002.** Spatial and temporal variation of the nekton and hyperbenthos from a temperate european estuary with regulated freshwater inflow. *Estuaries* 25(3): 451-468.
- **Elliott M, Whitfield AK, Potter IC, Blaber SJM, Cyrus DP, Nordlie FG y Harrison TD. 2007.** The guild approach to categorize estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* 8: 241-268.
- **Fernández-Delgado C, Drake P, Arias AM y García D. 2000.** Peces de Doñana y su entorno. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- **Fouda MM, Hanna MY y Fouda FM. 1993.** Reproductive biology of a Red Sea goby, *Silhouettea aegyptia*, and a Mediterranean goby, *Pomatoschistus marmoratus*, in Lake Timsah, Suez Canal. *J. Fish Biol.* 43: 139 - 151.
- **Franco A, Franzoi P, Malavasi S, Riccato F y Torricelli P. 2006.** Fish assemblages in different shallow water habitats of the Venice lagoon. *Hydrobiologia* 555: 159-174.
- **Franco A, Elliot M, Franzoi P y Torricelli P. 2008.** Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 354: 219-228.
- **Gamito S, Gilbert J, Marcos C y Pérez-Ruzafa A. 2005.** Effects of changing environmental conditions on lagoon ecology. En: Gönenç IE y Wolflin JP (eds.). *Coastal lagoons. Ecosystem processes and modelling for sustainable use and development*, pp. 193-229. CRC Press, Boca Ratón.
- **García-Lacunza AV, Oliva-Paterna FJ, Verdiell-Cubedo D y Torralva M. 2008.** Life-history traits of *Salaria pavo* in the shallow areas of Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). XIV Congreso de la Asociación Ibérica de Limnología. Huelva, España.



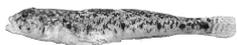
- **Gibson RN. 1970.** Observations on the biology of the giant goby *Gobius cobitis* Pallas. *J. Fish Biol.* 2: 281-288.
- **Gill HS, Wise BS, Potter IC y Chaplin JA. 1996.** Biannual spawning periods and resultant divergent patterns of growth in the estuarine goby *Pseudogobius olorum*: temperature induced? *Mar. Biol.* 125: 453-466.
- **Koutrakis ET, Tsikliras AC y Sinis AI. 2005.** Temporal variability of the ichthyofauna in a Northern Aegean coastal lagoon (Greece). Influence of environmental factors. *Hydrobiologia* 543: 245-257.
- **Lloret J, Marín A, Marín-Guirao L y Velasco J. 2005.** Changes in macrophytes distribution in a hypersaline coastal lagoon associated with the development of intensively irrigated agriculture. *Ocean Coast. Manage.* 48: 828-842.
- **Malavasi S, Franco A, Fiorin R, Franzoi P, Torricelli P y Mainardi D. 2005.** The shallow water gobiid assemblage of the Venice Lagoon: abundance, seasonal variation and habitat partitioning. *J. Fish Biol.* 67: 146 - 165.
- **Oliva-Paterna FJ, Andreu A, Miñano PA, Verdiell-Cubedo D, Egea A, de Maya JA, Ruiz-Navarro A, García-Alonso J, Fernández-Delgado C y Torralva M. 2006.** YOY fish species richness in the littoral shallows of the mesosaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean coast of the Iberian Peninsula). *J. Appl. Ichthyol.* 22: 235-237.
- **Patzner RA. 1983.** The reproduction of *Blennius pavo* (Teleostei, Blenniidae). I. Ovarian cycle, environmental factors and feeding. *Helgol. Meeresunters.* 36: 105 - 114.
- **Pérez-Ruzafa A, Quispe-Becerra JI, García-Charlton JA y Marcos C. 2004.** Composition, structure and distribution of the ichthyoplankton in a Mediterranean coastal lagoon. *J. Fish Biol.* 64: 202 - 218.
- **Pérez-Ruzafa A, Marcos C y Gilabert J. 2005.** The ecology of the Mar Menor coastal lagoon: a fast changing ecosystem under human pressure. En: Gönenç IE y Wolflin JP (eds.). *Coastal lagoons. Ecosystem processes and modelling for sustainable use and development*, pp. 392-422. CRC Press, Boca Ratón.
- **Pérez-Ruzafa A, García-Charlton JA, Barcala E y Marcos C. 2006.** Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). *Mar. Poll. Bull.* 53: 107-120.
- **Pérez-Ruzafa A, Marcos C, Pérez-Ruzafa IM, Barcala E, Hegazi MI y Quispe J. 2007.** Detecting changes resulting from human pressure in a naturally quick-changing and heterogeneous environment: spatial and temporal scales of variability in coastal lagoons. *Est. Coast. Shelf Sci.* 75: 175-188.
- **Pombo L, Elliott M y Rebelo JE. 2005.** Environmental influences on fish assemblages distribution of an estuarine coastal lagoon, Ria de Aveiro (Portugal). *Sci. Mar.* 69(1): 143-159.
- **Quinn G y Keough M. 2002.** Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, Cambridge.
- **Ribeiro J, Bentes L, Coelho R, Gonçalves JMS, Lino PG, Monteiro P y Erzini K. 2006.** Seasonal, tidal and diurnal changes in fish assemblages in the Ria Formosa lagoon (Portugal). *Est. Coast. Shelf Sci.* 67: 461-474.
- **Rigal F, Chevalier T, Lorin-Nebel C, Charmantier G, Tomasini JA, Aujoulat F y Berrebi P. 2008.** Osmoregulation as a potential factor for the differential distribution of two cryptic gobiid species, *Pomatoschistus microps* and *P. marmoratus* in French Mediterranean lagoons. *Sci. Mar.* 72(3): 469-476.



- **Underwood AJ. 1997.** Experiments in Ecology. The Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance. Cambridge University Press, Cambridge.
- **Verdiell-Cubedo D, Oliva-Paterna FJ y Torralva M. 2007.** Fish assemblages associated with *Cymodocea nodosa* and *Caulerpa prolifera* meadows in the shallow areas of the Mar Menor coastal lagoon. *Limnetica* 26(2): 341-350.
- **Whitehead PJP, Bauchot ML, Hureau JC, Nielsen J y Tortonese E. 1986.** *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean vol. III.* Unesco, Bungay.

CAPÍTULO 6

Efectos de la competencia interespecífica sobre el estado de condición de *Pomatoschistus marmoratus* (Risso, 1810) en las zonas someras litorales del Mar Menor (SE Península Ibérica)



1. INTRODUCCIÓN

Pomatoschistus marmoratus (Risso, 1810) está considerada como una especie bentónica residente en la laguna costera del Mar Menor (Barcala 1999). Este gobio de arena es un típico habitante de fondos someros arenosos y limosos en lagunas costeras y estuarios del Mar Mediterráneo, Mar Negro y costa atlántica suroeste de la península Ibérica (Miller 1986). La reproducción tiene lugar durante la primavera y el verano, los machos construyen nidos bajo conchas o piedras, donde las hembras depositan la puesta, y éstos la vigilan hasta la eclosión de los huevos (Mazzoldi y Rasotto 2001). Su alimentación está basada en pequeños invertebrados bentónicos como crustáceos, poliquetos y larvas de quironómidos (Miller 1986). En las lagunas costeras y estuarios de climas templados, la familia Gobiidae conforma un importante grupo de especies de peces bentónicos tanto a nivel de riqueza de especies como de abundancia específica (Arruda et al. 1993; Salgado et al. 2004; Malavasi et al. 2005). En el Mar Menor, los estadios larvarios y adultos de dicha familia presentan, en términos de abundancia y biomasa, un papel muy relevante en la composición de las comunidades ícticas de la laguna (Pérez-Ruzafa et al. 2004, 2006).

En diversas lagunas costeras y estuarios del área circunmediterránea, incluida el Mar Menor, *P. marmoratus* es la especie bentónica dominante, en términos de abundancia y biomasa, en los hábitats someros arenosos y limosos (Koutrakis et al. 2000, 2005; Berrebi et al. 2005; Malavasi et al. 2005; Pérez-Ruzafa et al. 2006).

Si bien existe una extensa literatura sobre varias especies del género *Pomatoschistus*, resultan escasos los trabajos publicados acerca de la biología y ecología de *P. marmoratus*. Hasta la fecha, existen dos estudios publicados sobre su estrategia de vida y biología reproductora en ambientes del Mediterráneo oriental próximos al canal de Suez (Fouda et al. 1993; Fouda 1995). También se han publicado estudios relativos a la dinámica poblacional, uso del hábitat, distribución y genética en lagunas costeras italianas y francesas (Arculeo et al. 1999; Mazzoldi y Rasotto 2001; Berrebi et al. 2005; Malavasi et al. 2005). Sin embargo, resulta patente la escasez de trabajos publicados sobre las poblaciones de esta especie en el Mediterráneo suroccidental.

La condición somática se ha convertido en uno de los índices más comunes utilizados en el estudio y manejo de las poblaciones de peces, como medida del estado de bienestar de los individuos, cohortes (clases de talla o edad) y poblaciones (Jakob et al. 1996; Froese 2006). Estos índices son indicadores de las reservas energéticas o del estado fisiológico del individuo y, generalmente, se ven afectados por un elevado número de factores ambientales bióticos y/o abióticos como la disponibilidad de alimento, calidad del hábitat, salinidad, etc. (Lloret y Planes 2003; Oliva-Paterna et al. 2003; Alcaraz y García-Berthou 2007). En este sentido, el estado de bienestar o condición somática es un atributo muy importante de los peces ya que puede afectar a su crecimiento, reproducción y supervivencia (Marteinsdottir y Begg 2002; Rätz y Lloret 2003; Hoey y McCormick 2004; Morgan 2004).



Por estos motivos, los estudios encaminados a establecer las variaciones espaciales y temporales de la condición somática en peces y su relación con las variables ambientales resultan imprescindibles para una mejor comprensión de la biología y ecología de las poblaciones de peces.

Los objetivos planteados en el presente trabajo fueron los siguientes: 1) examinar las variaciones espaciales en la condición somática de *P. marmoratus* en las zonas someras litorales del Mar Menor; 2) establecer la influencia de variables ambientales descriptoras del hábitat y de la comunidad de peces acompañante sobre la condición somática de *P. marmoratus*.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El Mar Menor es una laguna costera hipersalina localizada en una región con clima semiárido del sureste de la Península Ibérica (Figura 1). Es una de las lagunas costeras más grandes de Europa y del Mar Mediterráneo, con una superficie aproximada de 135 km² y una profundidad media de 3,6 m. La laguna está delimitada por La Manga, una barra arenosa de 22 km de longitud atravesada por tres canales o golos que regulan el intercambio de agua con el Mediterráneo. Sus aguas presentan una salinidad entre 42 y 46 ups y las temperaturas varían desde los 10 °C en invierno hasta los 32 °C en verano (Pérez-Ruzafa et al. 2005). Los fondos están prácticamente cubiertos en su totalidad por una densa pradera de la macroalga invasora *Caulerpa prolifera*, aunque en las zonas más someras se localizan pequeñas praderas de la fanerógama *Cymodocea nodosa* (Lloret et al. 2005).

Además, la laguna mantiene una diversa comunidad íctica debido a la elevada heterogeneidad ambiental que presenta: fondos de arena y limo desprovistos de vegetación, fondos rocosos asociados a afloramientos volcánicos, praderas de vegetación sumergida formadas principalmente por *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera* (Barcala 1999; Oliva-Paterna et al. 2006; Pérez-Ruzafa et al. 2006).

El hábitat de análisis en el presente estudio (áreas someras litorales de la laguna con profundidad máxima ≤ 1 m) se caracteriza por presentar sustratos blandos (principalmente limos y arenas) y pequeñas praderas de vegetación sumergida formadas por las fanerógamas *Cymodocea nodosa* y *Ruppia cirrhosa* y el alga *Caulerpa prolifera*.

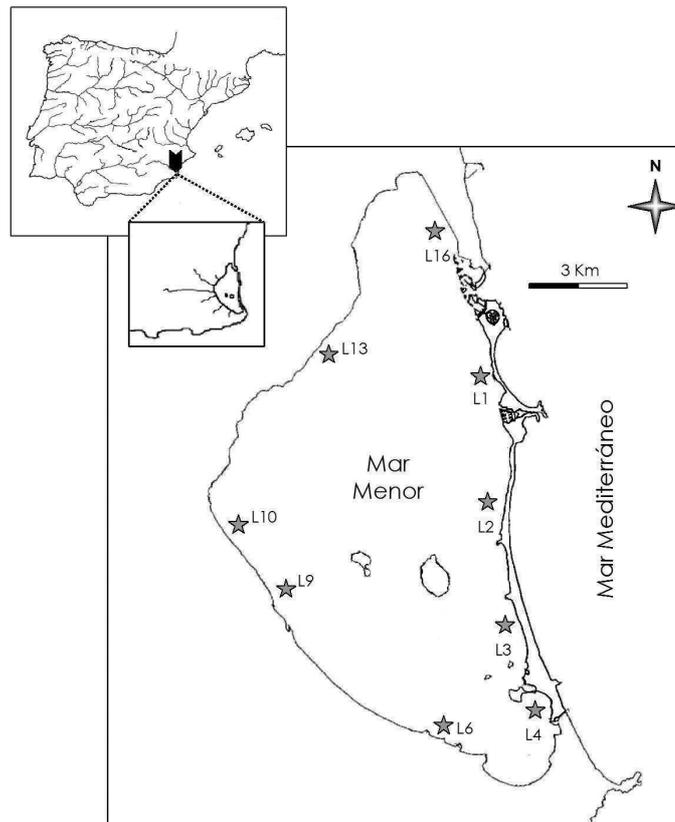


Figura 1. Localización geográfica de la laguna costera del Mar Menor y situación de las localidades de muestreo.

2.2. Metodología de muestreo y laboratorio

Los muestreos del presente estudio fueron realizados durante las tres primeras semanas de Julio de 2002 (campaña de Verano de 2002 en el contexto de la presente Tesis Doctoral). Fueron seleccionadas un total de 9 localidades de muestreo en las zonas someras litorales de la laguna (Figura 1). El arte de pesca utilizado fue una red de arrastre manual (10 m de longitud x 1,5 m de altura), sin copo y con una luz de malla de 2 mm, que resulta muy eficaz en la toma de muestras de peces juveniles y adultos de especies de talla pequeña. En cada localidad de muestreo se realizaron tres arrastres, paralelos a la orilla, sobre una superficie aproximada de 160 m² cada uno (área mínima muestreada por localidad = 480 m²).

Adicionalmente se realizaron muestreos cualitativos mediante el uso de la red de arrastre y salabre (40x40 cm) en cada una de las localidades (la superficie muestreada de forma cualitativa fue dependiente de la complejidad y heterogeneidad de orilla). El objetivo de estos muestreos era prospectar la totalidad de hábitats presentes para evaluar de forma correcta la riqueza específica de peces presentes en cada localidad.



Los peces capturados fueron anestesiados y posteriormente fijados en una solución de formaldehído al 10%. En el laboratorio se procedió a la identificación taxonómica de los ejemplares a nivel de especie de acuerdo con Whitehead et al. (1986), Arias y Drake (1990) y Fernández-Delgado et al. (2000).

La abundancia y la biomasa promedio de cada una de las especies para cada una de las localidades se expresó como nº de individuos/100 m² y g de individuos/100 m², respectivamente.

Se procesaron un total de 325 ejemplares de *P. marmoratus* de los que se obtuvieron medidas de longitud total (LT ± 0,1 cm), peso total (PT ± 0,01 g) y peso eviscerado (PE ± 0,01 g). Además, se tomaron medidas de longitud total (LT ± 0,1 cm) para una muestra de cada una de las especies potencialmente competidoras: *Lipophrys dalmatinus* (n = 37), *Salaria pavo* (n = 19), *Gobius niger* (n = 15), *Gobius paganellus* (n = 21), *Callionymus pusillus* (n = 22), *Diplodus sargus sargus* (n = 89) y *Solea solea* (n = 20).

Cada una de las localidades de muestreo se caracterizó mediante la medida de parámetros físico-químicos (multiparámetros WTW® Multi340i) y la valoración de variables ambientales relacionadas con la estructura del hábitat y la composición y estructura de la comunidad de peces (valoración a nivel de arrastre): temperatura del agua (°C), salinidad (ups), profundidad (cm), recubrimiento (%) y volumen de la vegetación sumergida, granulometría y heterogeneidad del sustrato, riqueza de especies de peces, abundancia y biomasa de las especies potencialmente competidoras, abundancia y biomasa de *P. marmoratus* (Tabla 1).

La valoración del recubrimiento y el volumen de la vegetación sumergida se realizó visualmente en cada uno de los arrastres, la primera como porcentaje de cobertura de la vegetación sobre la superficie de arrastre (0-100%) y la segunda como variable categórica que toma valores desde 0 (vegetación con escaso desarrollo) hasta 5 (vegetación muy desarrollada). Las categorías de sustrato se establecieron según Bain (1999): limos ($\varnothing < 0,06$ mm), arenas ($\varnothing = 0,06-1$ mm), gravas ($\varnothing = 2-15$ mm), cantos ($\varnothing = 16-63$ mm) y guijarros ($\varnothing > 63$ mm), realizándose una estima visual del porcentaje de recubrimiento de cada una de las categorías sobre la superficie de arrastre. Posteriormente, se codificaron las distintas categorías de sustrato: limos (1), arenas (2), gravas (3), cantos (4) y guijarros (5) y se calcularon las variables granulometría y heterogeneidad del sustrato, la primera como el valor promedio y la última como la desviación estándar de los valores obtenidos (Bain 1999), para cada una de las localidades de muestreo. La riqueza de especies de peces se cuantificó como el número total de especies capturadas en cada localidad de muestreo.

Las especies *Lipophrys dalmatinus*, *Salaria pavo*, *Gobius niger*, *Gobius paganellus*, *Callionymus pusillus*, *Diplodus sargus sargus* y *Solea solea* fueron consideradas como especies potencialmente competidoras debido a la similitud de su ecología trófica con *P. marmoratus* (Franco et al. 2008). Posteriormente, se calculó la abundancia y la biomasa de las especies potencialmente competidoras para cada una de las localidades.



Tabla 1. Valores promedio (\pm E.E.) de las variables ambientales para cada una de las localidades de muestreo durante el periodo de estudio en las zonas someras litorales del Mar Menor. (GS) Granulometría sustrato; (HS) Heterogeneidad sustrato; Abundancia (n° individuos/100 m²): Biomasa (g individuos/100m²).

Localidad	Temperatura (°C)	Salinidad (ups)	Profundidad (cm)	Recubrimiento vegetación sumergida (%)	Volumen vegetación sumergida	GS	HS	Riqueza de especies de peces	Abundancia especies competidoras	Biomasa especies competidoras	Abundancia de P. marmoratus	Biomasa de P. marmoratus
(1) La Chantía	23,1 \pm 0,8	40,2 \pm 0,1	57 \pm 3	5 \pm 9	0,7 \pm 0,6	2,1 \pm 0,0	0,2 \pm 0,0	13 \pm 3	9,2 \pm 7,9	4,0 \pm 3,4	21,9 \pm 10,8	14,6 \pm 7,1
(2) Tomás Maestre	24,2 \pm 0,4	41,5 \pm 0,0	72 \pm 4	10 \pm 8	0,7 \pm 0,6	2,3 \pm 0,1	0,8 \pm 0,2	10 \pm 2	8,3 \pm 5,2	8,1 \pm 2,9	76,9 \pm 25,3	50,5 \pm 16,3
(3) Los Aliseos	23,5 \pm 0,6	42,1 \pm 0,1	48 \pm 1	23 \pm 16	1,7 \pm 0,6	2,6 \pm 0,3	0,9 \pm 0,5	10 \pm 1	2,1 \pm 1,8	5,0 \pm 4,1	46,0 \pm 7,1	25,7 \pm 3,6
(4) El Vivero	24,6 \pm 0,3	42,1 \pm 0,0	28 \pm 5	7 \pm 3	1,0 \pm 0,0	2,2 \pm 0,2	0,8 \pm 0,2	9 \pm 1	0,6 \pm 0,4	1,6 \pm 1,5	19,2 \pm 3,9	8,5 \pm 1,0
(6) Las Lomas	25,6 \pm 0,9	41,5 \pm 0,0	56 \pm 4	18 \pm 10	1,3 \pm 0,6	2,4 \pm 0,2	0,8 \pm 0,3	13 \pm 3	2,5 \pm 1,4	9,1 \pm 4,8	16,9 \pm 7,1	9,0 \pm 2,3
(9) Punta Brava	28,2 \pm 0,6	42,7 \pm 0,2	18 \pm 1	32 \pm 23	2,7 \pm 1,5	1,9 \pm 0,3	0,8 \pm 0,1	7 \pm 1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	11,0 \pm 9,8	5,2 \pm 2,6
(10) El Carmolí	23,7 \pm 0,6	33,3 \pm 1,0	22 \pm 3	9 \pm 7	1,3 \pm 0,6	1,8 \pm 0,2	0,7 \pm 0,1	8 \pm 1	0,6 \pm 0,4	0,1 \pm 0,1	41,0 \pm 35,9	15,7 \pm 6,4
(13) La Hita	26,7 \pm 0,2	43,2 \pm 0,0	49 \pm 9	13 \pm 14	1,3 \pm 0,6	2,1 \pm 0,1	0,6 \pm 0,2	7 \pm 1	0,4 \pm 0,4	1,0 \pm 1,0	23,8 \pm 20,9	3,8 \pm 1,9
(16) San Pedro	26,2 \pm 0,6	41,7 \pm 0,1	31 \pm 8	23 \pm 14	2,0 \pm 0,0	2,4 \pm 0,3	0,9 \pm 0,3	6 \pm 1	0,6 \pm 0,4	3,3 \pm 1,6	12,7 \pm 8,3	6,2 \pm 2,3



2.3. Análisis estadístico

El análisis estadístico empleado en el estudio de la condición somática se basa en el método propuesto por García-Berthou y Moreno-Amich (1993) y que ha sido utilizado en diversos estudios relativos a la estrategia de vida de peces continentales (Vila-Gisbert y Moreno-Amich 2001; Oliva-Paterna et al. 2003; Alcaraz y García-Berthou 2007). Dicha metodología consiste en la aplicación del análisis de covarianza (ANCOVA) utilizando el peso eviscerado como variable dependiente, la longitud total como covariable y la localidad de muestreo como factor fijo. Previamente al análisis la variable dependiente y la covariable fueron transformadas logarítmicamente. La homogeneidad de las pendientes (coeficiente b) de las rectas de regresión fue comprobada mediante un diseño preliminar del ANCOVA introduciendo la interacción entre la covariable y el factor fijo. Una vez comprobada la homogeneidad de las pendientes, interacción no significativa ($P > 0,05$), se aplicó el ANCOVA eliminando dicha interacción del modelo para comprobar la existencia de diferencias en el coeficiente a (punto de corte con el eje Y) entre localidades de muestreo. De este modo, consideramos el valor del coeficiente a como indicador del estado de condición de la población

Para el establecimiento de las relaciones de la condición somática de *P. marmoratus* con las variables ambientales se empleó el análisis de regresión lineal múltiple mediante el método de pasos sucesivos (coeficiente a como variable dependiente). Este procedimiento en primer lugar selecciona la variable independiente con mayor correlación y entonces elimina la varianza de la variable dependiente. A continuación, selecciona la siguiente variable independiente más correlacionada que elimina más varianza sobre la dependiente, y así sucesivamente hasta que la incorporación de una variable independiente no aumenta r^2 de forma significativa (Quinn y Keough 2002). La colinealidad entre las variables ambientales introducidas en el modelo de regresión fue comprobada mediante el Índice de Tolerancia. Éste permite establecer la existencia de una correlación muy elevada entre las variables independientes del modelo de regresión, si la tolerancia de una variable es pequeña esto quiere decir que probablemente sea una combinación lineal de otra variable, circunstancia que podría desvirtuar los resultados obtenidos por el modelo de regresión (Quinn y Keough 2002).

Las relaciones multivariantes entre las variables ambientales fueron evaluadas utilizando un Análisis de Componentes Principales (ACP) basado en la matriz de correlaciones (Quinn y Keough 2002).

Los análisis estadísticos fueron realizados mediante el paquete estadístico SPSS® con un nivel de significación $P < 0,05$.



3. RESULTADOS

Durante el periodo de estudio se capturaron un total de 17 especies de peces: *Aphanius iberus*, *Atherina boyeri*, *Pomatoschistus marmoratus*, *Gobius niger*, *Gobius paganellus*, *Callionymus pusillus*, *Salaria pavo*, *Lipophrys dalmatinus*, *Solea solea*, *Diplodus sargus sargus*, *Sarpa salpa*, *Liza aurata*, *Liza saliens*, *Liza ramado*, *Hippocampus guttulatus*, *Syngnathus abaster* y *Belone belone*.

La distribución de frecuencias por tallas de *P. marmoratus* y de las especies potencialmente competidoras se presenta en la Figura 2. Como se puede observar, existe un elevado solapamiento entre las longitudes totales obtenidas para *P. marmoratus* y las registradas para dichas especies.

Los coeficientes de las rectas de regresión longitud-peso (LT cm; PE g) para cada una de las localidades de muestreo se presentan en la Tabla 2 y los resultados del análisis de ANCOVA en la Tabla 3. En el diseño preliminar del ANCOVA se constató la homogeneidad de las pendientes ($P = 0,567$ en la interacción del diseño preliminar del ANCOVA, Tabla 3) de las rectas de regresión entre las distintas localidades de muestreo. Sin embargo, el punto de corte con el eje Y (coeficiente a) mostró diferencias significativas entre las localidades de muestreo ($P < 0,0001$ en el diseño final sin interacción del ANCOVA, Tabla 3), indicando la existencia de variaciones significativas en los valores de condición somática de *P. marmoratus* en función de la localidad. En este sentido, los ejemplares capturados en la localidad 1 (La Chanta) presentaron los valores más bajos de condición somática ($a = -10,38 \pm 0,69$), mientras que aquellos capturados en la localidad 4 (El vivero) mostraron los valores más elevados ($a = -7,92 \pm 1,13$).

El análisis de regresión lineal múltiple mostró que únicamente la variable abundancia de especies potencialmente competidoras fue responsable de un 60,7% de la variación total en los valores del coeficiente a de las regresiones LT-PT, afectando negativamente a la condición somática de *P. marmoratus* (Tabla 4).

En la Figura 3 se muestran los resultados del ACP realizado sobre la matriz de las variables ambientales. Los dos componentes extraídos por el ACP explicaron un 52% de la variación total (componente 1 (PC1), 32,3%; componente 2 (PC2), 19,7%). Como se puede observar, el PC1 estuvo relacionado principalmente con la abundancia y biomasa de *P. marmoratus*, la profundidad y la abundancia de las especies potencialmente competidoras. Las variables riqueza de especies de peces y heterogeneidad del sustrato mostraron una fuerte asociación con el PC2.

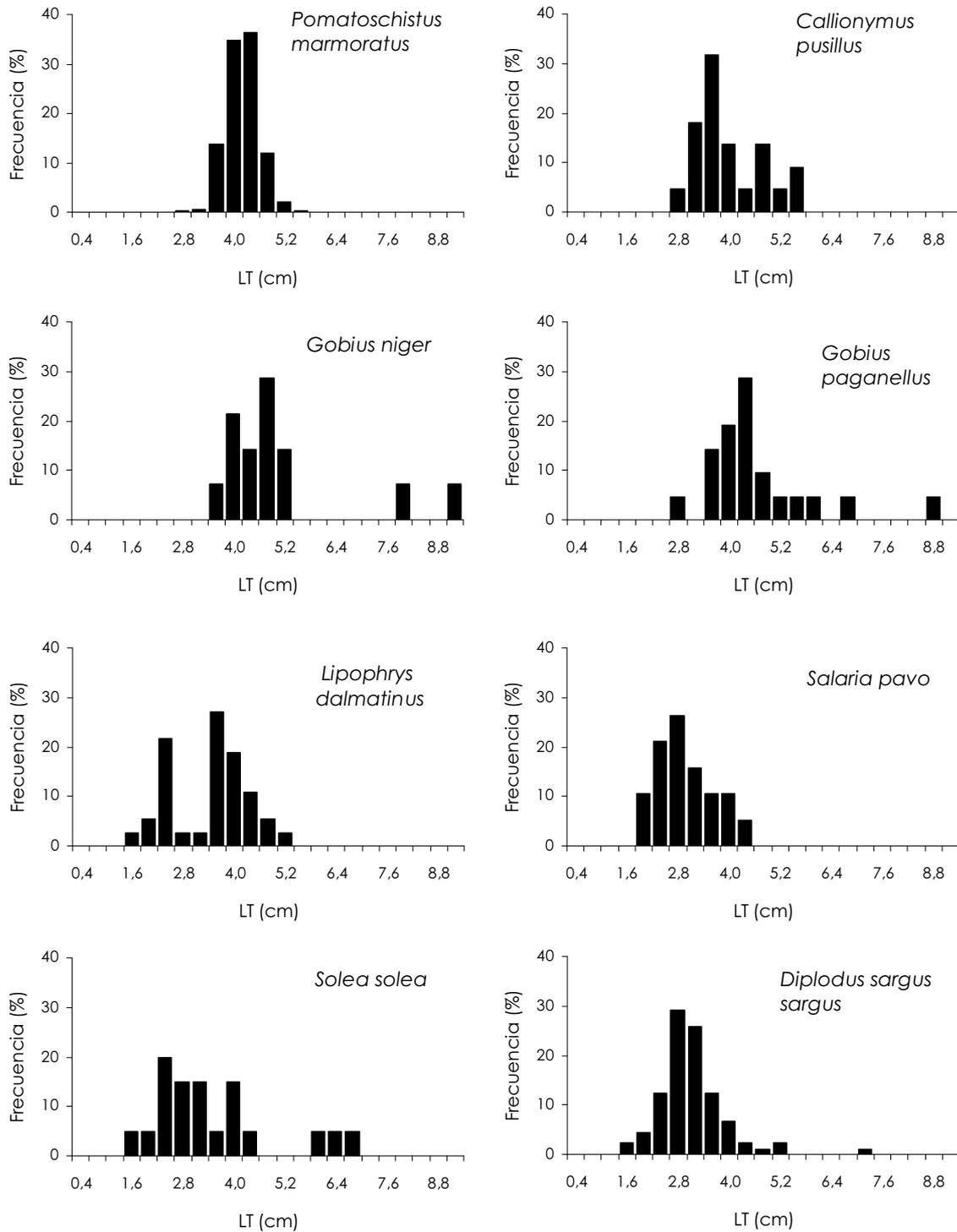


Figura 2. Distribución de frecuencias de las tallas de *P. marmoratus* y de las especies potencialmente competidoras durante la campaña de verano de 2002, en las zonas someras litorales del Mar Menor.



Tabla 2. Resultados de las ecuaciones de regresión LT-PE (variables transformadas logarítmicamente) calculadas para cada una de las localidades de muestreo. a y b , coeficientes de la ecuación de regresión \pm D.E.; r^2 ajustada, coeficiente de determinación; LT, longitud total promedio (cm) \pm D.E. de los ejemplares de *P. marmoratus*.

Localidad	n	b	a	r^2 ajustada	LT
(1) La Chanta	50	3,06 \pm 0,15	-10,38 \pm 0,69	0,89	4,2 \pm 0,4
(2) Tomás Maestre	38	2,81 \pm 0,20	-9,23 \pm 0,95	0,84	4,4 \pm 0,3
(3) Los Alíseos	36	2,67 \pm 0,20	-8,62 \pm 0,95	0,83	4,2 \pm 0,4
(4) El Vivero	32	2,52 \pm 0,24	-7,92 \pm 1,13	0,77	3,9 \pm 0,3
(6) Las Lomas	37	2,78 \pm 0,18	-9,10 \pm 0,81	0,87	3,8 \pm 0,3
(9) Punta Brava	37	2,77 \pm 0,19	-9,07 \pm 0,88	0,85	3,8 \pm 0,2
(10) El Carmolí	40	2,61 \pm 0,24	-8,34 \pm 1,13	0,75	4,2 \pm 0,3
(13) La Hita	18	2,61 \pm 0,17	-8,39 \pm 0,79	0,93	3,8 \pm 0,4
(16) San Pedro	37	2,67 \pm 0,18	-8,59 \pm 0,87	0,85	4,1 \pm 0,3

Tabla 3. Resultados del análisis de ANCOVA utilizando el peso eviscerado como variable independiente, la longitud total como covariable y la localidad de muestreo como factor fijo. La variable dependiente y la covariable fueron transformadas logarítmicamente.

Fuente de variación	F	gl	P
Diseño preliminar (test de interacción)			
Longitud total	1558,02	1, 324	< 0,0001
Localidad	0,84	8, 324	0,567
Longitud total x Localidad	0,87	8, 324	0,546
Diseño final (test sin interacción)			
Longitud total	1803,37	1, 324	< 0,0001
Localidad	8,95	8, 324	< 0,0001



Tabla 4. Modelo de ecuación de regresión lineal múltiple obtenido entre las variables ambientales registradas y la condición somática (coeficiente α ; variable dependiente) de *P. marmoratus* en las zonas someras litorales del Mar Menor.

	Ecuación de regresión	r^2 ajustada	F	gl	P
Modelo	$\alpha = - 8,417 - 0,810$ (abundancia de especies competidoras)	0,607	13,336	1, 8	< 0,05

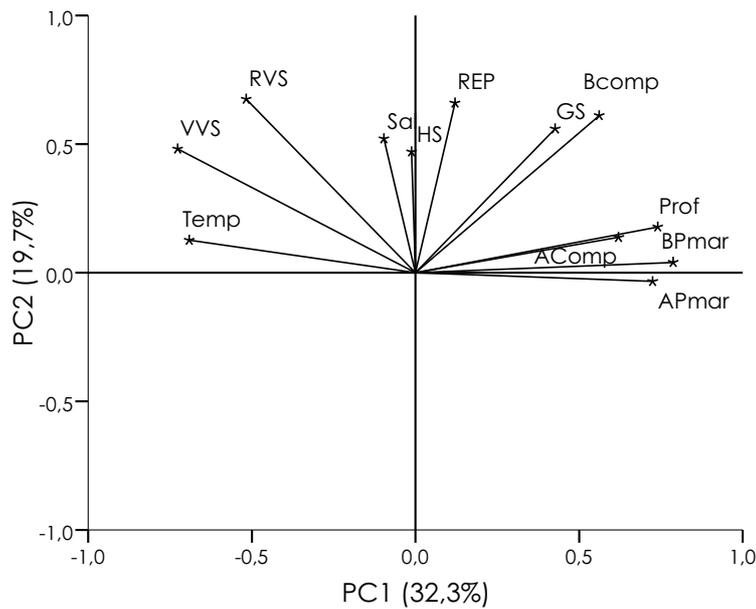


Figura 3. Resultados del Análisis de Componentes Principales (ACP) aplicado a la matriz de variables ambientales. Temp, temperatura del agua; Sal, salinidad; Prof, profundidad; RVS, recubrimiento vegetación sumergida; VVS, volumen vegetación sumergida; GS, granulometría sustrato; HS, heterogeneidad sustrato; REP, riqueza de especies de peces; AComp, abundancia especies competidoras; BComp, biomasa especies competidoras, APmar, abundancia de *P. marmoratus*; BPmar, biomasa de *P. marmoratus*.



4. DISCUSIÓN

La condición somática se ha convertido en uno de los indicadores más comunes del *fitness* individual y/o poblacional en estudios enfocados a la gestión de peces (Murphy et al. 1990). Dicho de otro modo, la condición es muy utilizada para expresar el estado de bienestar de los integrantes de una población íctica. En los estudios relativos a evaluar la variación poblacional de la condición somática, los índices derivados de las regresiones longitud-peso constituyen una buena alternativa a los índices más clásicos basados en proporciones (p.e. índice de Fulton, índice de condición relativa, entre otros) (Jakob et al. 1996; Sutton et al. 2000).

García-Berthou y Moreno-Amich (1993), proponen la utilización del análisis de covarianza (ANCOVA) en los estudios sobre la condición somática con datos morfométricos. Este análisis permite evaluar y corregir los efectos que el ambiente, la estacionalidad y el sexo de los individuos pueden ejercer sobre la relación del peso somático con el tamaño de los individuos (Vila-Gisbert y Moreno-Amich 2001; Oliva-Paterna et al. 2003; Alcaraz y García-Berthou 2007).

Los resultados obtenidos en el presente estudio mostraron la existencia de diferencias significativas en la condición somática de *P. marmoratus* entre las distintas localidades de muestreo. El tamaño de los individuos es un parámetro que puede afectar a la condición somática (Froese 2006), no obstante, la homogeneidad entre las pendientes de las rectas de regresión LT-PE obtenidas para cada una de las localidades, indica que la condición somática es independiente del tamaño de los ejemplares. Por otro lado, aunque la condición somática sufre variaciones temporales relacionadas con diversos factores de índole reproductora, ontogénica o ambiental (Wootton 1998), el hecho de que el estudio se haya realizado en una escala temporal pequeña (Julio) nos permite asegurar que las diferencias detectadas en el coeficiente a de las rectas de regresión LT-PE no están relacionadas con variaciones temporales en la condición somática de *P. marmoratus*.

En el análisis de las relaciones de la condición somática con las características del hábitat la variable abundancia de especies potencialmente competidoras fue la que mejor explicó la variación espacial en la condición de *P. marmoratus*. Las localidades en las que se obtuvieron los valores más bajos en el coeficiente a (La Chanta, Tomás Maestre y Las Lomas) son las que, de forma significativa, presentaron las abundancias más altas de especies potencialmente competidoras.

Los fenómenos de competencia inter- e intraespecífica son factores que pueden ejercer una fuerte influencia en la estructuración de las comunidades de peces mediante modificaciones en el uso del hábitat, reducción de las tasas de crecimiento y estado de condición, incremento de la mortalidad, etc. La intensidad de dichos fenómenos puede sufrir variaciones espaciales y temporales debido a la heterogeneidad ambiental (disponibilidad de alimento, refugio, abundancia de competidores y/o depredadores)



propia de los sistemas acuáticos (Steele y Forrester 2002; Berumen et al. 2005; Craig et al. 2007).

Las lagunas costeras son sistemas que presentan una elevada variabilidad en sus características abióticas y bióticas, tanto a nivel espacial como temporal. Sin embargo, la laguna del Mar Menor se podría clasificar como una laguna costera típicamente marina donde las perturbaciones físico-químicas (abióticas), son relativamente poco frecuentes e intensas, por lo que la estructuración de las comunidades biológicas viene determinada en parte por la mayor o menor intensidad de las relaciones interespecíficas (competencia, depredación, etc.) (Pérez-Ruzafa 2006). Además, y debido a la construcción del canal de El Estacio, la laguna del Mar Menor está sufriendo un proceso de colonización por nuevas especies de peces de origen marino (Pérez-Ruzafa et al. 2004), situación que probablemente esté incrementando la aparición de fenómenos de competencia interespecífica en la comunidad de peces, tanto entre aquellas propias de la laguna y las especies colonizadoras, como entre estas últimas (Gamito et al. 2005).

Por otro lado, y principalmente durante los meses de verano, las zonas someras litorales del Mar Menor mantienen grandes densidades de individuos juveniles de multitud de especies de peces. Así, durante el periodo de estudio (Julio 2002), las especies potencialmente competidoras presentaron una estructura de la población por tallas muy similar con respecto al rango de longitudes observado para *P. marmoratus*. En dichas situaciones, donde existe un elevado solapamiento de tallas entre las distintas especies, pueden incrementarse los fenómenos de competencia interespecífica por el alimento y/o el refugio. Además, la abundancia de *P. marmoratus* estuvo relacionada positivamente con la abundancia de las especies competidoras, es decir, altas densidades de la especie suelen coincidir también con elevadas abundancias de competidoras, aspecto que puede incrementar el efecto negativo sobre el estado de condición de los individuos.

Diversos estudios han mostrado cómo el uso del hábitat en algunas especies de gobios se ve modificado por la competencia con especies de la misma familia o por especies pertenecientes a la familia Blenniidae (Munday et al. 2001; Schofield 2003). De hecho, Malavasi et al. (2005) sugieren que el patrón de distribución de los gobios de pequeña talla, *Pomatoschistus microps* y *P. marmoratus*, en la laguna de Venecia, puede verse afectado por fenómenos de competencia interespecífica y/o depredación con especies de gobios de mayor talla como *G. niger* o *G. paganellus*. Es probable que en las localidades con densidades elevadas de especies potencialmente competidoras exista una fuerte competencia por los refugios y los recursos alimenticios, provocando un descenso en el estado de condición de *P. marmoratus*.

No se encontraron relaciones significativas entre la condición somática de *P. marmoratus* y las variables relacionadas con la estructura del hábitat. Es posible que esta situación se deba a la complejidad de dichas interacciones (p.e. existencia de relaciones no lineales). En cualquier caso, estos resultados demuestran la necesidad de realizar más investigaciones



encaminadas a establecer las relaciones entre la condición somática y las variables del hábitat en el área de estudio.

5. CONCLUSIONES

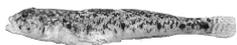
Las conclusiones más significativas del presente trabajo son:

- Durante el Verano de 2002 los valores de condición somática de *P. marmoratus* mostraron diferencias significativas en función de las localidades establecidas en las zonas someras litorales del Mar Menor.
- La condición somática de *P. marmoratus* en las zonas someras litorales del Mar Menor se vio afectada negativamente por la abundancia de especies potencialmente competidoras.
- Esta situación puede ser indicadora de fenómenos de competencia interespecífica. Así, en las localidades con bajas densidades de especies competidoras los individuos de *P. marmoratus* presentaron una condición somática mayor debido, probablemente, a una mayor disponibilidad de refugio y recursos alimenticios.
- A pesar de que *P. marmoratus* es una especie bentónica, no se detectaron relaciones significativas entre la condición somática y las variables relacionadas con la estructura del hábitat utilizadas en el presente estudio.



6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- **Alcaraz C y García-Berthou E. 2007.** Life history variation of invasive mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) along a salinity gradient. *Biol. Conserv.* 139: 83-92.
- **Arculeo M, Mauro A, Lo Brutto S, Mirto S, Cammarata M, Mazzola A y Parrinello N. 1999.** Biochemical genetic differentiation between *Pomatoschistus marmoratus* and *P. tortonesei*. *J. Fish Biol.* 54:190-195.
- **Arias AM y Drake P. 1990.** Estados alevines y juveniles de la ictiofauna en los caños de las salinas de la bahía de Cádiz. Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía. CSIC. Junta de Andalucía.
- **Arruda LM, Azevedo JN y Neto AI. 1993.** Abundance, age-structure and growth, and reproduction of Gobies (Pisces; Gobiidae) in the Ria de Aveiro Lagoon (Portugal). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 37: 509-523.
- **Bain MB. 1999.** Substrate. En: Bain MB y Stevenson NJ (eds.). Aquatic habitat assesment: common methods, pp. 95-100. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- **Barcala E. 1999.** Estudio ecológico de la fauna ictiológica del Mar Menor. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- **Berrebi P, Rodriguez P, Tomasini JA, Cattaneo-Berrebi G y Crivelli AJ. 2005.** Differential distribution of the two cryptic species, *Pomatoschistus microps* and *P. marmoratus*, in the lagoons of southern France, with an emphasis on the genetic organisation of *P. microps*. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 65: 708-716.
- **Berumen ML, Pratchett MS y McCormick MI. 2005.** Within-reef differences in diet and body condition of coral-feeding butterflyfishes (Chaetodontidae). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 287:217-227.
- **Craig JK, Rice JA, Crowder LB y Nadeau DA. 2007.** Density-dependent growth and mortality in an estuary-dependent fish : an experimental approach with juvenile spot *Leiostomus xanthurus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 343: 251-262.
- **Fernández-Delgado C, Drake P, Arias AM y García D. 2000.** Peces de Doñana y su entorno. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- **Fouda MM. 1995.** Life history strategies of four small-size fishes in the Suez Canal, Egypt. *J. Fish Biol.* 46: 687-702.
- **Fouda MM, Hanna MY y Fouda FM. 1993.** Reproductive biology of a Red Sea goby, *Silhouettea aegyptia*, and a Mediterranean goby, *Pomatoschistus marmoratus*, in Lake Tisah, Suez Canal. *J. Fish Biol.* 43:139-151.
- **Franco A, Franzoi P y Torricelli. 2008.** Structure and functioning of Mediterranean lagoon fish assemblages: A key for the identification of water body types. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 79: 549-558.
- **Froese R. 2006.** Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *J. Appl. Ichthyol.* 22: 241-253.
- **Gamito S, Gilabert J, Marcos C y Pérez-Ruzafa A. 2005.** Effects of changing environmental conditions on lagoon ecology. En: Gönenç IE y Wolflin JP (eds.). Coastal lagoons. Ecosystem processes and modelling for sustainable use and development, pp. 193-229. CRC Press, Boca Ratón.
- **García-Berthou E. y Moreno-Amich R. 1993.** Multivariate analysis of covariance in morphometric studies of the reproductive cycle. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 50: 1394-1399.
- **Hoey AS y McCormick MI. 2004.** Selective predation for low body condition at the larval-juvenile transition of a coral reef fish. *Oecologia* 139: 23-29.



- **Jakob EM, Marshall SD y Uetz GW. 1996.** Estimating fitness: a comparison of body condition indices. *Oikos* 77: 61-67.
- **Koutrakis ET, Kokkinakis AK, Eleftheriadis EA y Argyropoulou MD. 2000.** Seasonal changes in distribution and abundance of the fish fauna in the two estuarine Systems of Strymonikos gulf (Macedonia, Greece). *Bel. J. Zool.* 130 (Supplement 1):41-48.
- **Koutrakis ET, Tsikliras AC y Sinis AI. 2005.** Temporal variability of the ichthyofauna in a Northern Aegean coastal lagoon (Greece). Influence of environmental factors. *Hydrobiologia* 543:245-257.
- **Lloret J y Planes S. 2003.** Condition, feeding and reproductive potential of white seabream *Diplodus sargus* as indicators of habitat quality and the effect of reserve protection in the northwestern Mediterranean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 248: 197-208.
- **Lloret J, Marín A, Marín-Guirao L y Velasco J. 2005.** Changes in macrophytes distribution in a hypersaline coastal lagoon associated with the development of intensively irrigated agriculture. *Ocean Coast. Manage.* 48: 828-842.
- **Malavasi S, Franco A, Fiorin E, Franzoi P, Torricelli P y Mainardi D. 2005.** The shallow water gobiid assemblage of the Venice Lagoon: abundance, seasonal variation and habitat partitioning. *J. Fish Biol.* 67: 146-165.
- **Marteinsdottir G y Begg GA. 2002.** Essential relationships incorporating the influence of age, size and condition on variables required for estimation of reproductive potential in Atlantic cod *Gadus morhua*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 235: 235-256.
- **Mazzoldi C y Rassotto M. 2001.** Extended breeding season in the marbled goby, *Pomatoschistus marmoratus* (Teleostei: Gobiidae), in the Venetian Lagoon. *Env. Biol. Fish.* 61:175-183.
- **Miller PJ. 1986.** Gobiidae. En: Whitehead PJP, Bauchot ML, Hureau JC, Nielsen J y Tortonese E (eds.). *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean vol. III.*, pp. 1019-1085. Unesco, Bungay.
- **Morgan MJ. 2004.** The relationship between fish condition and the probability of being mature in American plaice (*Hippoglossoides platessoides*). *ICES J. Mar. Sci.* 61: 64-70.
- **Munday PL, Jones GP y Caley MJ. 2001.** Interspecific competition and coexistence in a guild of coral-dwelling fishes. *Ecology* 82: 2177-2189.
- **Murphy BR, Brown ML y Springer TA. 1990.** Evaluation of the relative weight (Wr) Index, with new applications to walleye. *North Am. J. Fish. Manage.* 10: 85-97.
- **Oliva-Paterna FJ, Vila-Gisbert A y Torralva M. 2003.** Condition of *Barbus sclateri* from semiarid aquatic systems: effects of habitat quality disturbances. *J. Fish Biol.* 63: 1-11.
- **Oliva-Paterna FJ, Andreu A, Miñano PA, Verdiell-Cubedo D, Egea A, de Maya JA, Ruiz-Navarro A, García-Alonso J, Fernández-Delgado C y Torralva M. 2006.** YOY fish species richness in the littoral shallows of the mesosaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean coast of the Iberian Peninsula). *J. Appl. Ichthyol.* 22: 235-237.
- **Pérez-Ruzafa A, Quispe-Becerra JI, García-Charlton JA y Marcos C. 2004.** Composition, structure and distribution of the ichthyoplankton in a Mediterranean coastal lagoon. *J. Fish Biol.* 64: 202-218.
- **Pérez-Ruzafa A, Marcos C y Gilabert J. 2005.** The ecology of the Mar Menor coastal lagoon: a fast changing ecosystem under human pressure. En: Gönenç IE y Wolflin JP (eds.). *Coastal lagoons. Ecosystem processes and modelling for sustainable use and development*, pp. 392-422. CRC Press, Boca Ratón.



- **Pérez-Ruzafa A. 2006.** Biodiversidad y fragilidad en las lagunas costeras: el caso del Mar Menor. En: Contrastes Naturales en la Región Bioclimática del Mediterráneo, pp. 223-241. Ayuntamiento de Murcia. Murcia.
- **Pérez-Ruzafa A, García-Charlton JA, Barcala E y Marcos C. 2006.** Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). *Mar. Poll. Bull.* 53: 107-120.
- **Quinn G y Keough M. 2002.** Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, Cambridge.
- **Rätz HJ y Lloret J. 2003.** Variation in fish condition between Atlantic cod (*Gadus morhua*) stocks, the effect on their productivity and management implications. *Fish. Res.* 60: 369-380.
- **Salgado JP, Nogueira-Cabral H y Costa MJ. 2004.** Feeding ecology of the gobies *Pomatoschistus minutus* (Pallas, 1770) and *Pomatoschistus microps* (Kroyer, 1838) in the upper Tagus estuary, Portugal. *Sci. Mar.* 68 (3): 425-434.
- **Schofield PJ. 2003.** Habitat selection of two gobies (*Microgobius gulosus*, *Gobiosoma robustum*): influence of structural complexity, competitive interactions, and presence of a predator. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 288: 125-137.
- **Steele MA y Forrester GE. 2002.** Variation in the relative importance of sublethal effects of predators and competitors on growth of a temperate reef fish. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 237: 233-245.
- **Sutton SG, Bult TP y Haedrich RL. 2000.** Relationships among fat weight, body weight, water weight and condition factors in wild salmon parr. *Trans. Am. Fish. Soc.* 129: 527-538.
- **Vila-Gisbert A y Moreno-Amich R. 2001.** Mass-length relationship of Mediterranean barbel as an indicator of environmental status in South-west European stream ecosystems. *J. Fish Biol.* 59: 824-832.
- **Whitehead PJP, Bauchot ML, Hureau JC, Nielsen J y Tortonese E. 1986.** Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean vol. III. Unesco, Bungay.
- **Wootton RJ. 1998.** Ecology of teleost fishes. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.

CAPÍTULO 7

Estado de condición de los juveniles de *Gobius cobitis* (Pallas, 1811) en las zonas someras litorales del Mar Menor (SE Península Ibérica): Efectos de la competencia intra- e interespecífica



1. INTRODUCCIÓN

Gobius cobitis (Pallas, 1811) es una especie bentónica ampliamente distribuida por el Mar Mediterráneo y el Mar Negro. Además, es común desde las costas atlánticas del canal de La Mancha hasta Marruecos. Su hábitat lo constituyen las zonas litorales intermareales de costas rocosas, siendo relativamente abundante en estuarios y lagunas costeras. Se alimenta principalmente de crustáceos, poliquetos, insectos y algas verdes (Miller 1986). Varios autores han descrito la biología y las preferencias de hábitat de esta especie en ambientes de la costa atlántica europea (Gibson 1970; Wheeler 1993; Faria et al. 1998; Faria y Almada 2001); sin embargo, la escasez de referencias sobre la especie en el área mediterránea es elevada. En el Mar Menor se considera como especie residente, los individuos adultos ocupan preferentemente fondos rocosos y los juveniles fondos arenosos con praderas mixtas de *Caulerpa prolifera* y *Cymodocea nodosa* (Barcala 1999).

En las lagunas costeras y estuarios de climas templados la familia Gobiidae conforma un importante grupo de especies de peces bentónicos tanto a nivel de riqueza de especies como de abundancia específica (Arruda et al. 1993; Salgado et al. 2004; Malavasi et al. 2005). En el Mar Menor, los estadios larvarios y adultos de dicha familia presentan, en términos de abundancia y biomasa, un papel muy relevante en la composición de las comunidades ícticas de la laguna (Pérez-Ruzafa et al. 2004, 2006). Sin embargo, son pocos los estudios sobre la biología y ecología de esta familia en el Mediterráneo Occidental, y todavía más escasos aquellos relacionados con *G. cobitis*.

La condición somática se ha convertido en uno de los índices más comunes utilizados en el estudio y manejo de las poblaciones de peces, como medida del estado de bienestar de los individuos, cohortes (clases de talla o edad) y poblaciones (Jakob et al. 1996; Froese 2006). Estos índices son indicadores de las reservas energéticas o del estado fisiológico del individuo y, generalmente, se ven afectados por un elevado número de factores ambientales bióticos y/o abióticos como la disponibilidad de alimento, calidad del hábitat, salinidad, etc. (Lloret y Planes 2003; Oliva-Paterna et al. 2003; Alcaraz y García-Berthou 2007). En este sentido, el estado de bienestar o condición somática es un atributo muy importante de los peces ya que puede afectar a su crecimiento, reproducción y supervivencia (Marteinsdottir y Begg 2002; Rätz y Lloret 2003; Hoey y McCormick 2004; Morgan 2004).

Por estos motivos, los estudios encaminados a establecer las variaciones espaciales y temporales de la condición somática en peces y su relación con las variables ambientales resultan imprescindibles para una mejor comprensión de la biología y ecología de las poblaciones de peces.

Los objetivos planteados en el presente trabajo fueron los siguientes: 1) examinar las variaciones espaciales en la condición somática de los juveniles de *G. cobitis* en las zonas someras litorales del Mar Menor; 2) establecer la influencia de variables ambientales



descriptoras del hábitat y de la comunidad de peces acompañante sobre la condición somática de los juveniles de *G. cobitis*.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El Mar Menor es una laguna costera hipersalina localizada en una región con clima semiárido del sureste de la Península Ibérica (Figura 1). Es una de las lagunas costeras más grandes de Europa y del Mar Mediterráneo, con una superficie aproximada de 135 km² y una profundidad media de 3,6 m. La laguna está delimitada por La Manga, una barra arenosa de 22 km de longitud atravesada por tres canales o golos que regulan el intercambio de agua con el Mediterráneo. Sus aguas presentan una salinidad entre 42 y 46 ups y las temperaturas varían desde los 10 °C en invierno hasta los 32 °C en verano (Pérez-Ruzafa et al. 2005). Los fondos están prácticamente cubiertos en su totalidad por una densa pradera de la macroalga invasora *Caulerpa prolifera*, aunque en las zonas más someras se localizan pequeñas praderas de la fanerógama *Cymodocea nodosa* (Lloret et al. 2005).

Además, la laguna mantiene una diversa comunidad íctica debido a la elevada heterogeneidad ambiental que presenta: fondos de arena y limo desprovistos de vegetación, fondos rocosos asociados a afloramientos volcánicos, praderas de vegetación sumergida formadas principalmente por *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera* (Barcala 1999; Oliva-Paterna et al. 2006; Pérez-Ruzafa et al. 2006).

El hábitat de análisis en el presente estudio (áreas someras litorales de la laguna con profundidad máxima ≤ 1 m) se caracteriza por presentar sustratos blandos (principalmente limos y arenas) y pequeñas praderas de vegetación sumergida formadas por las fanerógamas *Cymodocea nodosa* y *Ruppia cirrhosa* y el alga *Caulerpa prolifera*.

2.2. Metodología de muestreo y laboratorio

Los muestreos del presente estudio fueron realizados durante las tres primeras semanas de Julio de 2003 (campaña de Verano de 2003 en el contexto de la presente Tesis Doctoral). Fueron seleccionadas un total de 12 localidades de muestreo en las zonas someras litorales de la laguna y las islas interiores del Barón y La Perdiguera (Figura 1). El arte de pesca utilizado fue una red de arrastre manual (10 m de longitud x 1,5 m de altura), sin copo y con una luz de malla de 2 mm, que resulta muy eficaz en la toma de muestras de peces juveniles y adultos de especies de talla pequeña. En cada localidad de muestreo se realizaron tres arrastres, paralelos a la orilla, sobre una superficie aproximada de 160 m² cada uno (área mínima muestreada por localidad = 480 m²).

Adicionalmente se realizaron muestreos cualitativos mediante el uso de la red de arrastre y salabre (40x40 cm) en cada una de las localidades (la superficie muestreada de forma



cualitativa fue dependiente de la complejidad y heterogeneidad de orilla). El objetivo de estos muestreos era prospectar la totalidad de hábitats presentes para evaluar de forma correcta la riqueza específica de peces presentes en cada localidad.

Los peces capturados fueron anestesiados y posteriormente fijados en una solución de formaldehído al 10%. En el laboratorio se procedió a la identificación taxonómica de los ejemplares a nivel de especie de acuerdo con Whitehead et al. (1986), Arias y Drake (1990) y Fernández-Delgado et al. (2000).

La abundancia y la biomasa promedio de cada una de las especies para cada una de las localidades se expresó como nº de individuos/100 m² y g de individuos/100 m², respectivamente.

Se procesaron un total de 524 ejemplares de *G. cobitis* de los que se obtuvieron medidas de longitud total (LT ± 0,1 cm) y peso total (PT ± 0,01 g). De acuerdo con la longitud de primera madurez para la especie en la laguna del Mar Menor (Barcala 1999), los ejemplares mayores de 6,0 cm de longitud total fueron excluidos del análisis para evitar posibles diferencias en la forma corporal entre los individuos juveniles y adultos (Froese 2006). Así, en el análisis posterior de la condición somática se emplearon un total de 385 individuos juveniles (73,5% de las capturas) con un rango de longitudes comprendido entre los 2,3 y 6,0 cm.

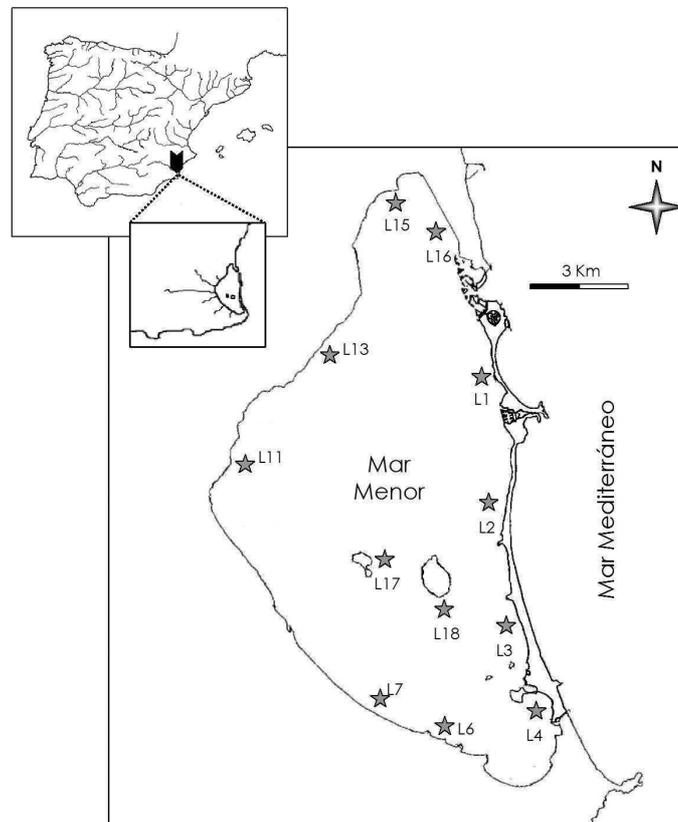


Figura 1. Localización geográfica de la laguna costera del Mar Menor y situación de las localidades de muestreo.



Cada una de las localidades de muestreo se caracterizó mediante la medida de parámetros físico-químicos (multiparámetros WTW® Multi340i) y la valoración de variables ambientales relacionadas con la estructura del hábitat y la composición y estructura de la comunidad de peces (valoración a nivel de arrastre): temperatura del agua (°C), salinidad (ups), profundidad (cm), riqueza de especies de vegetación sumergida, recubrimiento (%) y volumen de la vegetación sumergida, granulometría y heterogeneidad del sustrato, riqueza de especies de peces, abundancia y biomasa de las especies potencialmente competidoras, abundancia y biomasa de *G. cobitis* y relación biomasa/abundancia de *G. cobitis* (Tabla 1).

Se identificaron cuatro tipos de vegetación sumergida: praderas de *Caulerpa prolifera* y *Cymodocea nodosa*, manchas de *Acetabularia* sp. y de algas filamentosas (formadas por *Cladophora* sp. y *Chaetomorpha* sp.). La valoración del recubrimiento y el volumen de la vegetación sumergida se realizó visualmente en cada uno de los arrastres, la primera como porcentaje de cobertura de la vegetación sobre la superficie de arrastre (0-100%) y la segunda como variable categórica que toma valores desde 0 (vegetación con escaso desarrollo) hasta 5 (vegetación muy desarrollada). Las categorías de sustrato se establecieron según Bain (1999): limos ($\varnothing < 0,06$ mm), arenas ($\varnothing = 0,06-1$ mm), gravas ($\varnothing = 2-15$ mm), cantos ($\varnothing = 16-63$ mm) y guijarros ($\varnothing > 63$ mm), realizándose una estima visual del porcentaje de recubrimiento de cada una de las categorías sobre la superficie de arrastre. Posteriormente, se codificaron las distintas categorías de sustrato: limos (1), arenas (2), gravas (3), cantos (4) y guijarros (5) y se calcularon las variables granulometría y heterogeneidad del sustrato, la primera como el valor promedio y la última como la desviación estándar de los valores obtenidos (Bain 1999), para cada una de las localidades de muestreo. La riqueza de especies de peces se cuantificó como el número total de especies capturadas en cada localidad de muestreo.

Las especies *Pomatoschistus marmoratus*, *Lipophrys dalmatinus*, *Salaria pavo*, *Diplodus sargus sargus*, *Gobius niger*, *Gobius paganellus*, *Callionymus pusillus* y *Symphodus cinereus* fueron consideradas como especies potencialmente competidoras debido a la similitud de su ecología trófica con *G. cobitis* (Franco et al. 2008). Posteriormente, se calculó la abundancia y la biomasa de las especies competidoras para cada una de las localidades.

2.3. Análisis estadístico

El análisis estadístico empleado en el estudio de la condición somática se basa en el método propuesto por García-Berthou y Moreno-Amich (1993) y que ha sido utilizado en diversos estudios relativos a la estrategia de vida de peces continentales (Vila-Gisbert y Moreno-Amich 2001; Oliva-Paterna et al. 2003; Alcaraz y García-Berthou 2007). Dicha metodología consiste en la aplicación del análisis de covarianza (ANCOVA) utilizando el peso total como variable dependiente, la longitud total como covariable y la localidad de muestreo como factor fijo. Previamente al análisis la variable dependiente y la covariable fueron transformadas logarítmicamente. La homogeneidad de las pendientes (coeficiente



b) de las rectas de regresión fue comprobada mediante un diseño preliminar del ANCOVA introduciendo la interacción entre la covariable y el factor fijo. Una vez comprobada la homogeneidad de las pendientes, interacción no significativa ($P > 0,05$), se aplicó el ANCOVA eliminando dicha interacción del modelo para comprobar la existencia de diferencias en el coeficiente a (punto de corte con el eje Y) entre localidades de muestreo. De este modo, consideramos el valor del coeficiente a como indicador del estado de condición de la población.

Para el establecimiento de las relaciones de la condición somática de los juveniles de *G. cobitis* con las variables ambientales se empleó el análisis de regresión lineal múltiple mediante el método de pasos sucesivos (coeficiente a como variable dependiente). Este procedimiento en primer lugar selecciona la variable independiente con mayor correlación y entonces elimina la varianza de la variable dependiente. A continuación, selecciona la siguiente variable independiente más correlacionada que elimina más varianza sobre la dependiente, y así sucesivamente hasta que la incorporación de una variable independiente no aumenta r^2 de forma significativa (Quinn y Keough 2002). La colinealidad entre las variables ambientales introducidas en el modelo de regresión fue comprobada mediante el Índice de Tolerancia. Éste permite establecer la existencia de una correlación muy elevada entre las variables independientes del modelo de regresión, si la tolerancia de una variable es pequeña esto quiere decir que probablemente sea una combinación lineal de otra variable, circunstancia que podría desvirtuar los resultados obtenidos por el modelo de regresión (Quinn y Keough 2002).

Las relaciones multivariantes entre las variables ambientales fueron evaluadas utilizando un Análisis de Componentes Principales (ACP) basado en la matriz de correlaciones (Quinn y Keough 2002).

Los análisis estadísticos fueron realizados mediante el paquete estadístico SPSS® con un nivel de significación $P < 0,05$.



Tabla 1. Valores promedio de las variables ambientales para cada una de las localidades de muestreo durante el periodo de estudio en las zonas someras litorales del Mar Menor. (GS) Granulometría sustrato; (HS) Heterogeneidad sustrato; (B/A de *G. cobitis*) Relación biomasa/abundancia de *Gobius cobitis*. Abundancia (n° individuos/100 m²); Biomasa (g individuos/100m²).

Localidad	Temperatura (°C)	Salinidad (ups)	Profundidad (cm)	Riqueza de especies de vegetación sumergida	Recubrimiento vegetación sumergida (%)	Volumen vegetación sumergida	GS	HS	Riqueza de especies de peces	Abundancia de especies competidoras	Biomasa de especies competidoras	Abundancia de <i>G. cobitis</i>	Biomasa de <i>G. cobitis</i>	B/A de <i>G. cobitis</i>
1 (La Chanta)	27,8	43,5	61,0	1	63,0	3,2	2,1	0,4	14	71,9	18,6	0,6	0,1	0,23
2 (Tomás Maestre)	27,0	43,9	58,0	2	28,0	2,3	2,5	0,8	14	82,9	30,3	8,9	4,8	0,54
3 (Los Aliseos)	26,7	43,9	72,0	1	43,0	1,7	2,3	0,5	11	79,4	20,9	2,9	1,9	0,67
4 (El Vivero)	28,8	43,9	52,0	1	7,0	0,7	2,3	0,6	8	128,9	16,5	1,9	1,6	0,84
6 (Las Lomas)	25,9	44,7	56,0	3	33,0	1,8	2,7	0,7	11	227,1	43,9	8,6	6,6	0,77
7 (Los Nietos)	29,5	44,2	39,0	2	45,0	2,0	2,3	1	10	42,7	23,6	28,1	19,2	0,68
11 (Cartagonovo)	29,9	44,0	62,0	2	17,0	1,0	2,3	0,9	9	76,6	11,9	0,6	0,6	0,93
13 (La Hita)	29,7	43,5	44,0	2	80,0	4,5	2,2	1,1	7	154,4	59,3	0,3	0,6	0,8
15 (Lo Pagán)	26,1	43,5	59,0	3	80,0	3,3	1,9	0,7	11	83,3	24,0	3,6	10,0	2,75
16 (San Pedro)	27,6	44,2	63,0	4	45,0	3,0	2,4	0,9	9	107,7	18,4	3,3	3,9	1,18
17 (Isla Perdiguera)	28,3	45,0	56,0	1	23,0	1,0	2,2	0,4	12	111,9	23,9	3,3	9,1	2,73
18 (Isla del Barón)	28,2	45,1	95,0	3	90,0	4,0	3,1	0,7	10	5,6	12,3	5,8	16,3	2,79



3. RESULTADOS

La estructura y composición de la comunidad de peces presentó variación en función de la localidad de muestreo (Tabla 2). De las 19 especies capturadas, el gobio de arena *Pomatoschistus marmoratus*, la aguja de río *Syngnathus abaster* y el chirrete *Atherina boyeri* fueron las especies más abundantes con el 38,1%, 23,7% y 18,2% de las capturas totales, respectivamente. Con respecto a los valores de biomasa, *P. marmoratus* fue también la especie dominante con un 22,3% de la biomasa total, seguida por *A. boyeri* (21,7%) y el blenio *Salaria pavo* (15,5%). *Gobius cobitis* mostró el 3,1% y el 12,0% de la abundancia y biomasa totales.

La abundancia y biomasa de las especies potencialmente competidoras representaron el 45,0% y el 42,0% de la abundancia y biomasa totales (Tabla 2).

Los coeficientes de las rectas de regresión longitud-peso (LT cm; PT g) para cada una de las localidades de muestreo se presentan en la Tabla 3 y los resultados del análisis de ANCOVA en la Tabla 4. En el diseño preliminar del ANCOVA se constató la homogeneidad de las pendientes de las rectas de regresión entre las distintas localidades de muestreo ($P = 0,561$ en la interacción del diseño preliminar del ANCOVA, Tabla 4). Sin embargo, el punto de corte con el eje Y (coeficiente α) mostró diferencias significativas entre las localidades de muestreo ($P < 0,0001$ en el diseño final sin interacción del ANCOVA, Tabla 4), indicando la existencia de variaciones significativas en los valores de condición somática de los juveniles de *G. cobitis* en función de la localidad. En este sentido, los ejemplares capturados en la localidad 6 (Las Lomas) presentaron los valores más bajos de condición somática ($\alpha = -19,63 \pm 0,51$), mientras que aquellos capturados en la localidad 1 (La Chanta) mostraron los valores más elevados ($\alpha = -17,11 \pm 0,96$).

El análisis de regresión lineal múltiple mostró que las variables abundancia de especies potencialmente competidoras, relación biomasa/abundancia de *G. cobitis* y abundancia de *G. cobitis* fueron responsables de un 85,4% de la variación total en los valores del coeficiente α de las regresiones LT-PT, afectando negativamente a la condición somática de los juveniles de *G. cobitis* (Tabla 5). El valor del Índice de Tolerancia para el modelo de regresión que incluye las tres variables fue 0,901, mostrando la no colinealidad entre las variables independientes introducidas en el mismo.

En la Figura 2 se muestran los resultados del ACP realizado sobre la matriz de las variables ambientales. Los dos componentes extraídos por el ACP explicaron un 40% de la variación total [componente 1 (PC1), 23,6%; componente 2 (PC2), 16,4%]. Como se puede observar, el PC1 estuvo relacionado principalmente con las variables relativas a la vegetación sumergida: riqueza de especies, recubrimiento y volumen. Las variables abundancia y biomasa de las especies potencialmente competidoras mostraron una fuerte asociación con el PC2. Cabe resaltar la asociación positiva de las variables biomasa y relación biomasa/abundancia de *G. cobitis* con el PC1.



Tabla 2. Valores promedio de la abundancia (n° individuos/100 m²) y la biomasa (g de individuos/100 m²), entre paréntesis, de las especies capturadas para cada una de las localidades de muestreo, abundancia y biomasa totales para cada especie y abundancia y biomasa totales para cada localidad de muestreo en las zonas someras litorales del Mar Menor. (*) Especies potencialmente competidoras.

Especies	Localidad																	
	1	2	3	4	6	7	11	13	15	16	17	18	Total					
<i>Aphanius iberus</i>	---	---	---	---	---	1,1 (0,3)	---	0,9 (0,1)	4,7 (0,9)	0,2 (0,1)	---	---	6,9 (1,4)					
<i>Atherina boyeri</i>	2,7 (4,8)	4,6 (1,7)	1,9 (0,4)	4,4 (4,1)	28,6 (13,5)	7,7 (6,2)	2,5 (1,4)	14,3 (2,8)	105,6 (24,5)	105,2 (17,6)	61,1 (21,7)	72,5 (40,4)	411,1 (139,1)					
<i>Pomatoschistus marmoratus*</i>	62,5 (11,4)	79,6 (26,1)	76,9 (18,3)	127,1 (15,9)	213,3 (31,6)	6,7 (1,1)	72,9 (9,7)	78,4 (8,8)	21,9 (3,9)	---	108,1 (19,9)	1,3 (0,4)	848,7 (147,1)					
<i>Liza aurata</i>	0,2 (0,6)	---	---	---	---	---	---	---	0,1 (0,4)	---	---	---	0,3 (1,0)					
<i>Liza ramado</i>	---	0,2 (0,3)	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,2 (0,3)					
<i>Liza saliens</i>	4,8 (3,3)	0,2 (0,1)	---	---	0,8 (1,9)	53,6 (14,1)	0,2 (0,1)	124,6 (37,9)	4,8 (0,6)	5,8 (0,4)	1,1 (0,1)	0,4 (0,1)	196,3 (58,6)					
<i>Mugil cephalus</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,2 (0,1)	0,2 (0,1)					
<i>Chelon labrosus</i>	1,4 (1,3)	---	---	---	---	0,4 (0,3)	---	---	---	---	0,2 (0,1)	---	2,0 (1,7)					
<i>Lipophrys dalmatinus*</i>	0,8 (0,3)	0,6 (0,3)	---	0,2 (0,1)	---	1,4 (0,8)	0,4 (0,3)	---	1,4 (0,3)	0,4 (0,1)	0,2 (0,2)	---	5,4 (2,3)					
<i>Salaria pavo*</i>	6,4 (2,9)	1,3 (3,2)	2,1 (2,4)	1,4 (0,3)	6,7 (4,3)	34,6 (21,7)	0,4 (0,6)	75,9 (50,6)	3,5 (5,8)	1,3 (0,7)	2,7 (3,6)	2,9 (4,4)	139,2 (100,5)					
<i>Diplodus sargus sargus*</i>	0,3 (0,2)	0,8 (0,4)	---	---	---	---	1,9 (0,5)	---	---	0,2 (0,1)	---	---	3,2 (1,2)					
<i>Syngnathus abaster</i>	31,9 (7,9)	12,3 (1,6)	7,5 (2,1)	6,7 (0,6)	74,6 (12,7)	13,8 (2,3)	5,4 (1,6)	---	33,5 (4,8)	4,6 (0,4)	157,3 (24,9)	169,6 (33,9)	517,2 (92,8)					
<i>Syngnathus typhle</i>	0,8 (1,6)	0,4 (0,1)	0,2 (0,1)	---	---	---	---	---	0,2 (0,3)	---	0,4 (0,6)	1,3 (1,6)	3,3 (4,3)					
<i>Hippocampus guttulatus</i>	---	0,2 (0,1)	---	0,2 (0,1)	0,4 (0,3)	---	---	---	---	---	1,4 (1,1)	0,2 (0,1)	2,4 (1,7)					
<i>Gobius cobitis</i>	0,6 (0,1)	8,9 (4,8)	2,9 (1,9)	1,9 (1,6)	8,6 (6,6)	28,1 (19,2)	0,6 (0,6)	0,3 (0,6)	3,6 (10,0)	3,3 (3,9)	3,3 (9,1)	5,8 (16,3)	67,9 (74,7)					
<i>Gobius niger*</i>	0,2 (2,3)	0,2 (0,1)	---	---	0,4 (0,5)	---	1,1 (0,8)	---	---	---	---	---	1,9 (3,7)					
<i>Gobius paganellus*</i>	2,9 (2,9)	---	---	---	0,4 (0,6)	---	---	---	---	---	---	---	3,3 (3,5)					
<i>Callionymus pusillus*</i>	---	0,4 (0,2)	0,2 (0,2)	0,2 (0,1)	4,4 (3,3)	---	---	---	---	---	0,8 (0,3)	---	6,0 (4,1)					
<i>Symphodus cinereus*</i>	---	---	0,2 (0,1)	---	1,3 (3,8)	---	---	---	0,9 (0,6)	---	---	1,4 (7,4)	3,8 (11,9)					
Total	114,8 (39,6)	109,7 (39,0)	91,9 (25,5)	142,1 (22,8)	339,5 (79,1)	147,4 (66,0)	85,4 (15,6)	294,4 (100,8)	224,4 (68,1)	121,0 (23,3)	336,6 (81,6)	255,6 (104,7)	2219,3 (650,0)					



Tabla 3. Resultados de las ecuaciones de regresión LT-PT (variables transformadas logarítmicamente) calculadas para cada una de las localidades de muestreo. *a* y *b*, coeficientes de la ecuación de regresión \pm D.E.; r^2 , coeficientes de determinación; LT, longitud total promedio (cm) \pm D.E. de los ejemplares de *G. cobitis*.

Localidad	n	<i>b</i>	<i>a</i>	r^2 ajustada	LT
1 (La Chanta)	15	2,88 \pm 0,12	-17,11 \pm 0,96	0,98	3,6 \pm 0,4
2 (Tomás Maestre)	46	2,98 \pm 0,09	-17,99 \pm 0,70	0,96	3,2 \pm 0,6
3 (Los Alíseos)	23	2,99 \pm 0,07	-18,13 \pm 0,53	0,99	3,5 \pm 0,7
4 (El Vivero)	14	3,09 \pm 0,13	-18,88 \pm 1,01	0,98	4,0 \pm 0,6
6 (Las Lomas)	35	3,18 \pm 0,06	-19,63 \pm 0,51	0,99	3,7 \pm 0,7
7 (Los Nietos)	133	3,06 \pm 0,04	-18,65 \pm 0,36	0,97	3,5 \pm 0,6
11 (Cartagonovo)	19	2,96 \pm 0,07	-17,72 \pm 0,53	0,99	3,3 \pm 0,8
13 (La Hita)	19	3,17 \pm 0,21	-19,50 \pm 1,77	0,97	5,2 \pm 0,7
15 (Lo Pagán)	17	3,18 \pm 0,06	-19,56 \pm 0,50	0,99	4,8 \pm 0,7
16 (San Pedro)	18	3,10 \pm 0,09	-18,94 \pm 0,74	0,99	4,4 \pm 0,5
17 (Isla Perdiguera)	19	3,18 \pm 0,09	-19,53 \pm 0,78	0,99	5,0 \pm 0,7
18 (Isla del Barón)	27	2,99 \pm 0,09	-18,01 \pm 0,78	0,98	3,9 \pm 0,6

Tabla 4. Resultados del análisis de ANCOVA utilizando el peso total como variable independiente, la longitud total como covariable y la localidad de muestreo como factor fijo. La variable dependiente y la covariable fueron transformadas logarítmicamente.

Fuente de variación	F	gl	P
Diseño preliminar (test de interacción)			
Longitud total	7161,79	1, 384	< 0,0001
Localidad	0,865	11, 384	0,575
Longitud total x localidad	0,879	11, 384	0,561
Diseño final (test sin interacción)			
Longitud total	15417,02	1, 384	< 0,0001
Localidad	4,06	11, 384	< 0,0001



Tabla 5. Modelos de ecuación de regresión lineal múltiple obtenidos entre las variables ambientales registradas y la condición somática (coeficiente α ; variable dependiente) de los juveniles de *G. cobitis* en las zonas someras litorales del Mar Menor.

VARIABLES AMBIENTALES	Ecuaciones de regresión	r^2 ajustada	F	gl	P
Modelo 1					
Abundancia de especies competidoras	$\alpha = -17,73 - 0,621$ (abundancia de especies competidoras)	0,324	6,264	1, 10	< 0,05
Modelo 2					
Abundancia de especies competidoras	$\alpha = -16,849 - 0,727$ (abundancia de especies competidoras) - 0,611 (B/A de <i>G. cobitis</i>)	0,691	13,322	2, 9	< 0,005
B/A de <i>G. cobitis</i>					
Modelo 3					
Abundancia de especies competidoras	$\alpha = -16,326 - 0,838$ (abundancia de especies competidoras) - 0,695 (B/A de <i>G. cobitis</i>) - 0,403 (abundancia de <i>G. cobitis</i>)	0,854	22,506	3, 8	< 0,005
B/A de <i>G. cobitis</i>					
Abundancia de <i>G. cobitis</i>					

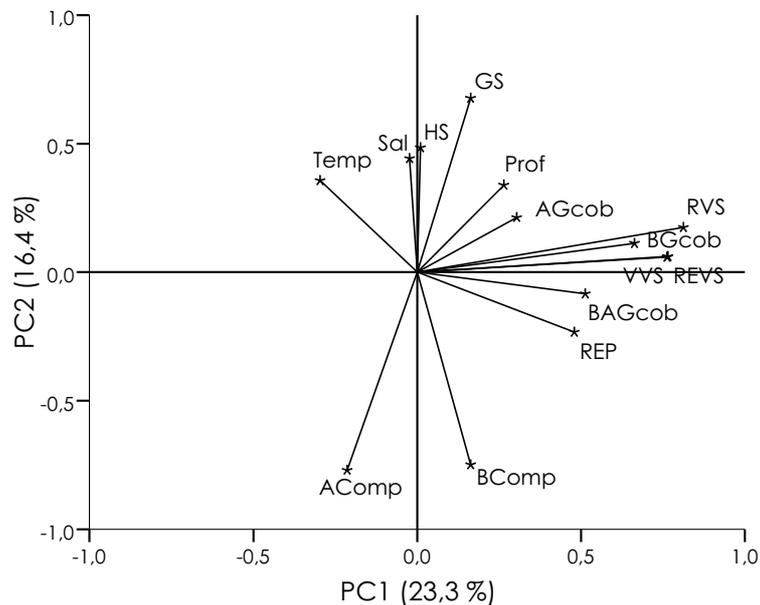


Figura 2. Resultados del Análisis de Componentes Principales (ACP) aplicado a la matriz de variables ambientales. Temp, temperatura del agua; Sal, salinidad; Prof, profundidad; REVS, riqueza de especies de vegetación sumergida; RVS, recubrimiento vegetación sumergida; VVS, volumen vegetación sumergida; GS, granulometría sustrato; HS, heterogeneidad sustrato; REP, riqueza de especies de peces; AComp, abundancia especies competidoras; BComp, biomasa especies competidoras, AGcob, abundancia de *G. Cobitis*; BGcob, biomasa de *G. cobitis*; BAGcob, relación Biomasa/Abundancia de *G. cobitis*.

4. DISCUSIÓN

En los estudios relativos a la variación intra e interpoblacional de la condición somática en peces, los índices derivados de las regresiones longitud-peso constituyen una buena alternativa a los índices más clásicos basados en proporciones (p.e. índice de Fulton, índice de condición relativa), ya que se elimina el efecto que pueda tener la heterogeneidad del tamaño o longitud de los individuos de distintas muestras sobre la condición (Jakob et al. 1996; Sutton et al. 2000). En este sentido, el análisis de covarianza (ANCOVA) permite evaluar y corregir los efectos que el ambiente, la estacionalidad y el sexo de los individuos pueden ejercer sobre la relación del peso somático con el tamaño de los individuos (Vila-Gisbert y Moreno-Amich 2001; Oliva-Paterna et al. 2003; Alcaraz y García-Berthou 2007).



Los resultados obtenidos mostraron la existencia de diferencias significativas en la condición somática de los juveniles de *G. cobitis* entre las distintas localidades de muestreo. Si bien el tamaño o longitud de los individuos es un parámetro que puede afectar a la condición somática, la homogeneidad entre las pendientes de las rectas de regresión LT-PT obtenidas para cada una de las localidades, indica que la condición somática es independiente del tamaño de los ejemplares. Por otro lado, el hecho de que el estudio se haya realizado en una escala temporal pequeña (Julio) y que se hayan empleado únicamente individuos juveniles (inmaduros, LT < 6,0 cm), nos permite asegurar que las diferencias detectadas en el coeficiente a de las rectas de regresión LT-PT no están relacionadas con variaciones temporales en la condición somática de *G. cobitis*.

Estudios recientes han puesto de manifiesto la presencia de diferencias en los valores de condición somática de distintas poblaciones de peces marinos, relacionadas con variaciones espaciales en las condiciones del hábitat (Rätz y Lloret 2003; Lloret y Planes 2003; Berumen et al. 2005). Si bien se desconoce la movilidad de los juveniles de *G. cobitis* en el área de estudio, la distribución espacial de las larvas de esta especie en el Mar Menor viene determinada principalmente por los patrones de circulación de las corrientes internas en la laguna (Pérez-Ruzafa et al. 2004). En este sentido, es probable que durante las primeras etapas del desarrollo de esta especie (individuos alevines y juveniles), en las que ocurre la transición de la fase planctónica a la bentónica, la movilidad de los individuos sea bastante limitada y, en consecuencia, puedan verse afectados por las características del hábitat donde se establecen.

En nuestro análisis para determinar las relaciones entre la condición somática y las características del hábitat, las variables abundancia de especies potencialmente competidoras, relación biomasa/abundancia de *G. cobitis* y abundancia de *G. cobitis*, fueron las que mejor explicaron la variación espacial en la condición de los juveniles de *G. cobitis*. Las localidades en las que se obtuvieron los valores más bajos en el coeficiente a (Las Lomas, Lo Pagán, Isla Perdiguera y La Hita), presentaron densidades elevadas de especies competidoras y de *G. cobitis*, y mayores valores en la relación biomasa/abundancia de *G. cobitis* (variable relacionada con la presencia de individuos de mayor tamaño).

Los fenómenos de competencia inter- e intraespecífica son factores que pueden ejercer una fuerte influencia en la estructuración de las comunidades de peces mediante modificaciones en el uso del hábitat, reducción de las tasas de crecimiento y estado de condición, incremento de la mortalidad, etc. La intensidad de dichos fenómenos puede sufrir variaciones espaciales y temporales debido a la heterogeneidad ambiental (disponibilidad de alimento, refugio, abundancia de competidores y/o depredadores) propia de los sistemas acuáticos (Steele y Forrester 2002; Berumen et al. 2005; Craig et al. 2007).

Por otro lado, diversos estudios apuntan a que, durante las etapas tempranas del desarrollo (p.e. individuos juveniles), los procesos relacionados con la competencia por el alimento y el refugio pueden ser particularmente importantes en la dinámica y estructura poblacional de



las especies de peces (Heath 1992; Byström y García-Berthou 1999; Cowan et al. 2000; Craig et al. 2007).

Las lagunas costeras son sistemas que presentan una elevada variabilidad en sus características abióticas y bióticas, tanto a nivel espacial como temporal. Sin embargo, la laguna del Mar Menor se podría clasificar como una laguna costera típicamente marina donde las perturbaciones físico-químicas (abióticas), son relativamente poco frecuentes e intensas, por lo que la estructuración de las comunidades biológicas viene determinada en parte por la mayor o menor intensidad de las relaciones interespecíficas (competencia, depredación, etc.) (Pérez-Ruzafa 2006). Además, y debido a la construcción del canal de El Estacio, la laguna del Mar Menor está sufriendo un proceso de colonización por nuevas especies de peces de origen marino (Pérez-Ruzafa et al. 2004), situación que probablemente esté incrementando la aparición de fenómenos de competencia interespecífica en la comunidad de peces, tanto entre aquellas propias de la laguna y las especies colonizadoras, como entre estas últimas (Gamito et al. 2005).

Por otro lado, y principalmente durante los meses de verano, las zonas someras litorales del Mar Menor mantienen grandes densidades de individuos juveniles de multitud de especies de peces. Así, durante el periodo de estudio (Julio 2003), las especies potencialmente competidoras presentaron valores de abundancia y biomasa muy altos (hasta un 45% y 42% sobre el total, respectivamente) y una gran proporción de individuos juveniles. En este contexto, la estructura de tallas en las poblaciones de especies competidoras resultó muy similar al rango de longitudes observado para los juveniles de *G. cobitis*. En dichas situaciones, donde existe un elevado solapamiento de tallas entre las distintas especies, pueden incrementarse los fenómenos de competencia interespecífica por el alimento y/o el refugio.

Diversos estudios han mostrado cómo el uso del hábitat en algunas especies de gobios se ve modificado por la presencia de especies de la misma familia o por especies pertenecientes a la familia Blenniidae (Munday et al. 2001; Schofield 2003). En el estudio realizado por Faria et al. (1998), los individuos juveniles de dos especies de blenios, *Lipophrys pholis* y *Coryphoblennius galerita*, resultaron mejores competidores frente a los juveniles de *G. cobitis*. En estudios previos realizados en el Mar Menor (Barcala 1999), se constató que los individuos más pequeños de *G. cobitis* eran más abundantes sobre los fondos de arena con praderas mixtas de *Caulerpa prolifera* y *Cymodocea nodosa*, donde la abundancia de los individuos más grandes de esta especie era menor. Como indica dicho autor, esta situación se debe probablemente a la presencia de una fuerte competencia intraespecífica por el refugio, siendo los individuos más corpulentos los que consiguen los mejores refugios (p.e. conchas, guijarros, pequeñas oquedades en las rocas, etc.) forzando a los individuos más débiles a desplazarse hacia hábitats subóptimos para la especie (fondos de arena).

En el presente estudio, se observó una fuerte asociación entre la vegetación sumergida y la presencia de individuos de tamaño grande de *G. cobitis*. Por otro lado, las localidades de muestreo presentaron un sustrato relativamente homogéneo y de granulometría fina (arena-



grava), donde la presencia de refugio se limita en muchas ocasiones a pequeñas manchas de vegetación sumergida. Es posible que en las localidades con una presencia importante de individuos de talla grande, éstos utilicen las manchas de vegetación como refugio alternativo, reduciendo su disponibilidad para los ejemplares más pequeños, y en consecuencia, estos últimos muestren valores de condición inferiores al resto de localidades. En este sentido, y en poblaciones que presentan densidades elevadas, los fenómenos de competencia intraespecífica entre individuos de distinta talla pueden resultar en mayores tasas de crecimiento para los individuos más grandes debido a su superioridad competitiva (Steele y Forrester 2002).

Además, la competencia por los recursos alimenticios aumenta proporcionalmente con el incremento de las densidades poblacionales (Heath 1992). En el estudio realizado por Cowan et al. (2000), se muestra como las distintas cohortes de individuos juveniles presentaron un decremento importante en sus tasas de crecimiento debido a la presencia de densidades poblacionales elevadas y, consecuentemente, la reducción significativa en la cantidad de alimento disponible. Por otro lado, Yuma et al. (2000) observaron que, en ausencia de depredadores, los estados juveniles de una especie del género *Rhinogobius* mostraron un incremento de las interacciones agonísticas en la competencia por el refugio y el alimento. Es probable que en las localidades con densidades elevadas de *G. cobitis* exista una fuerte competencia por los refugios y los recursos alimenticios, provocando un descenso en el estado de condición de los juveniles de esta especie.

A pesar de la estrecha relación que deben mostrar los estados juveniles de la especie objetivo con el medio bentónico, no se encontraron relaciones significativas entre la condición somática de los juveniles de *G. cobitis* y las variables relacionadas con la estructura del hábitat utilizadas en el presente estudio. Es posible que esta situación se deba a la complejidad de dichas interacciones (p.e. existencia de relaciones no lineales). En cualquier caso, estos resultados demuestran la necesidad de realizar más investigaciones encaminadas a establecer las relaciones entre la condición somática y las variables del hábitat en el área de estudio.



5. CONCLUSIONES

Las conclusiones más significativas del presente trabajo son:

- Durante el Verano de 2003 los valores de condición somática de los juveniles de *G. cobitis* mostraron diferencias significativas en función de las localidades establecidas en las zonas someras litorales del Mar Menor.
- La condición somática de los juveniles de *G. cobitis* en las zonas someras litorales del Mar Menor se vio afectada por la abundancia de especies competidoras, la relación biomasa/abundancia de la propia especie, como indicador de la presencia de individuos de gran tamaño, y la abundancia total de la especie objetivo.
- Esta situación puede ser indicadora de fenómenos de competencia inter- e intraespecífica. En las localidades con bajas densidades de especies competidoras que coincidan con una escasa presencia de ejemplares grandes y abundancia baja de *G. cobitis*, los juveniles de esta especie presentaron una condición somática mayor debido, probablemente, a una mayor disponibilidad de refugio y recursos alimenticios.
- A pesar de la estrecha relación que deben mostrar los estados juveniles de la especie objetivo con el medio bentónico, no se encontraron relaciones significativas entre la condición somática de los juveniles de *G. cobitis* y las variables relacionadas con la estructura del hábitat utilizadas en el presente estudio.



6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- **Alcaraz C y García-Berthou E. 2007.** Life history variation of invasive mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) along a salinity gradient. *Biol. Conserv.* 139: 83-92.
- **Arias AM y Drake P. 1990.** Estados alevines y juveniles de la ictiofauna en los caños de las salinas de la bahía de Cádiz. Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía. CSIC. Junta de Andalucía.
- **Arruda LM, Azevedo JN y Neto AI. 1993.** Abundance, age-structure and growth, and reproduction of Gobies (Pisces: Gobiidae) in the Ria de Aveiro Lagoon (Portugal). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 37: 509-523.
- **Bain MB. 1999.** Substrate. En: Bain MB y Stevenson NJ (eds.). Aquatic habitat assesment: common methods, pp. 95-100. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- **Barcala E. 1999.** Estudio ecológico de la fauna ictiológica del Mar Menor. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- **Berumen ML, Pratchett MS y McCormick MI. 2005.** Within-reef differences in diet and body condition of coral-feeding butterflyfishes (Chaetodontidae). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 287:217-227.
- **Byström P y García-Berthou E. 1999.** Density dependent growth and size specific competitive interactions in young fish. *Oikos* 86: 217-232.
- **Cowan JH Jr, Rose KA y DeVries DR. 2000.** Is density-dependent growth in young-of-the-year fishes a question of critical weight? *Rev. Fish Biol. Fish.* 10: 61-89.
- **Craig JK, Rice JA, Crowder LB y Nadeau DA. 2007.** Density-dependent growth and mortality in an estuary-dependent fish : an experimental approach with juvenile spot *Leiostomus xanthurus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 343: 251-262.
- **Faria C, Almada V y Nunes MC. 1998.** Patterns of agonistic behaviour, shelter occupation and habitat preference in juvenile *Lipophrys pholis*, *Coryphoblennius galerita* and *Gobius cobitis*. *J. Fish Biol.* 53: 1263-1273.
- **Faria C y Almada V. 2001.** Microhábitat segregation in three rocky intertidal fish species in Portugal: does it reflect interspecific competition? *J. Fish Biol.* 58: 145-149.
- **Fernández-Delgado C, Drake P, Arias AM y García D. 2000.** Peces de Doñana y su entorno. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- **Franco A, Franzoi P y Torricelli. 2008.** Structure and functioning of Mediterranean lagoon fish assemblages: A key for the identification of water body types. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 79: 549-558.
- **Froese R. 2006.** Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *J. Appl. Ichthyol.* 22: 241-253.
- **Gamito S, Gilabert J, Marcos C y Pérez-Ruzafa A. 2005.** Effects of changing environmental conditions on lagoon ecology. En: Gönenç IE y Wolflin JP (eds.). Coastal lagoons. Ecosystem processes and modelling for sustainable use and development, pp. 193-229. CRC Press, Boca Ratón.
- **García-Berthou E. y Moreno-Amich R. 1993.** Multivariate analysis of covariance in morphometric studies of the reproductive cycle. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 50: 1394-1399.
- **Gibson RN. 1970.** Observations on the biology of the giant goby *Gobius cobitis*. *J. Fish Biol.* 2: 281-288.
- **Heath MR. 1992.** Field investigations on the early life stages of marine fish. *Adv. Mar. Biol.* 28: 1-174.
- **Hoey AS y McCormick MI. 2004.** Selective predation for low body condition at the larval-juvenile transition of a coral reef fish. *Oecologia* 139: 23-29.



- **Jakob EM, Marshall SD y Uetz GW. 1996.** Estimating fitness: a comparison of body condition indices. *Oikos* 77: 61-67.
- **Lloret J y Planes S. 2003.** Condition, feeding and reproductive potential of white seabream *Diplodus sargus* as indicators of habitat quality and the effect of reserve protection in the northwestern Mediterranean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 248: 197-208.
- **Lloret J, Marín A, Marín-Guirao L y Velasco J. 2005.** Changes in macrophytes distribution in a hypersaline coastal lagoon associated with the development of intensively irrigated agriculture. *Ocean Coast. Manage.* 48: 828-842.
- **Malavasi S, Franco A, Fiorin E, Franzoi P, Torricelli P y Mainardi D. 2005.** The shallow water gobiid assemblage of the Venice Lagoon: abundance, seasonal variation and habitat partitioning. *J. Fish Biol.* 67: 146-165.
- **Marteinsdottir G y Begg GA. 2002.** Essential relationships incorporating the influence of age, size and condition on variables required for estimation of reproductive potential in Atlantic cod *Gadus morhua*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 235: 235-256.
- **Miller PJ. 1986.** Gobiidae. En: Whitehead PJP, Bauchot ML, Hureau JC, Nielsen J y Tortonese E (eds.). *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean vol. III.*, pp. 1019-1085. Unesco, Bungay.
- **Morgan MJ. 2004.** The relationship between fish condition and the probability of being mature in American plaice (*Hippoglossoides platessoides*). *ICES J. Mar. Sci.* 61: 64-70.
- **Munday PL, Jones GP y Caley MJ. 2001.** Interspecific competition and coexistence in a guild of coral-dwelling fishes. *Ecology* 82: 2177-2189.
- **Oliva-Paterna FJ, Vila-Gisbert A y Torralva M. 2003.** Condition of *Barbus sclateri* from semiarid aquatic systems: effects of habitat quality disturbances. *J. Fish Biol.* 63: 1-11.
- **Oliva-Paterna FJ, Andreu A, Miñano PA, Verdiell-Cubedo D, Egea A, de Maya JA, Ruiz-Navarro A, García-Alonso J, Fernández-Delgado C y Torralva M. 2006.** YOY fish species richness in the littoral shallows of the mesosaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean coast of the Iberian Peninsula). *J. Appl. Ichthyol.* 22: 235-237.
- **Pérez-Ruzafa A, Quispe-Becerra JI, García-Charlton JA y Marcos C. 2004.** Composition, structure and distribution of the ichthyoplankton in a Mediterranean coastal lagoon. *J. Fish Biol.* 64: 202-218.
- **Pérez-Ruzafa A, Marcos C y Gilabert J. 2005.** The ecology of the Mar Menor coastal lagoon: a fast changing ecosystem under human pressure. En: Gönenç IE y Wolflin JP (eds.). *Coastal lagoons. Ecosystem processes and modelling for sustainable use and development*, pp. 392-422. CRC Press, Boca Ratón.
- **Pérez-Ruzafa A. 2006.** Biodiversidad y fragilidad en las lagunas costeras: el caso del Mar Menor. En: *Contrastes Naturales en la Región Bioclimática del Mediterráneo*, pp. 223-241. Ayuntamiento de Murcia. Murcia.
- **Pérez-Ruzafa A, García-Charlton JA, Barcala E y Marcos C. 2006.** Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). *Mar. Poll. Bull.* 53: 107-120.
- **Quinn G y Keough M. 2002.** *Experimental design and data analysis for biologists.* Cambridge University Press, Cambridge.
- **Rätz HJ y Lloret J. 2003.** Variation in fish condition between Atlantic cod (*Gadus morhua*) stocks, the effect on their productivity and management implications. *Fish. Res.* 60: 369-380.



- **Salgado JP, Nogueira-Cabral H y Costa MJ. 2004.** Feeding ecology of the gobies *Pomatoschistus minutus* (Pallas, 1770) and *Pomatoschistus microps* (Kroyer, 1838) in the upper Tagus estuary, Portugal. *Sci. Mar.* 68 (3): 425-434.
- **Schofield PJ. 2003.** Habitat selection of two gobies (*Microgobius gulosus*, *Gobiosoma robustum*): influence of structural complexity, competitive interactions, and presence of a predator. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 288: 125-137.
- **Steele MA y Forrester GE. 2002.** Variation in the relative importance of sublethal effects of predators and competitors on growth of a temperate reef fish. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 237: 233-245.
- **Sutton SG, Bull TP y Haedrich RL. 2000.** Relationships among fat weight, body weight, water weight and condition factors in wild salmon parr. *Trans. Am. Fish. Soc.* 129: 527-538.
- **Vila-Gisbert A y Moreno-Amich R. 2001.** Mass-length relationship of Mediterranean barbel as an indicator of environmental status in South-west European stream ecosystems. *J. Fish Biol.* 59: 824-832.
- **Wheeler A. 1993.** The distribution of *Gobius cobitis* in the British Isles. *J. Fish Biol.* 43: 652-655.
- **Whitehead PJP, Bauchot ML, Hureau JC, Nielsen J y Tortonese E. 1986.** Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean vol. III. Unesco, Bungay.
- **Yuma M, Maruyama A y Rusuwa B. 2000.** Behavior and distribution of upstream-migrating juvenile *Rhinogobius* sp. (the orange form). *Ichthyol. Res.* 47: 379-384.

CAPÍTULO 8

Estado de condición de los juveniles de *Salaria pavo* (Risso, 1810) en las zonas someras litorales del Mar Menor (SE Península Ibérica): Influencia de variables ambientales sobre estados juveniles



1. INTRODUCCIÓN

La distribución de *Salaria pavo* (Risso, 1810) abarca desde el Mar Mediterráneo hasta las costas atlánticas de Marruecos, Península Ibérica y Francia. Esta especie de blenio habita generalmente en aguas poco profundas de zonas rocosas litorales y es relativamente frecuente en zonas estuáricas y lagunas costeras. Su dieta es muy diversa, aunque se alimenta preferentemente de invertebrados bentónicos, especialmente moluscos. La reproducción acontece durante la primavera tardía y el verano (Zander 1986). Durante la época reproductora los machos construyen nidos donde las hembras depositarán la puesta y éstos la vigilarán hasta su eclosión (Gonçalves y Almada 1997).

En la laguna costera del Mar Menor, *S. pavo* está considerada como una de las especies bentónicas residentes más abundantes (Pérez-Ruzafa et al. 2004). Sin embargo, son escasos los estudios publicados acerca de su biología y ecología (García-Lacunza et al. 2008).

La condición somática se ha convertido en uno de los índices más comúnmente utilizados en el estudio y manejo de las poblaciones de peces, como medida del estado de bienestar de los individuos, cohortes (clases de talla o edad) y poblaciones (Jakob et al. 1996; Froese 2006). Estos índices son indicadores de las reservas energéticas o del estado fisiológico del individuo y, generalmente, se ven afectados por un elevado número de factores ambientales bióticos y/o abióticos como la disponibilidad de alimento, calidad del hábitat, salinidad, etc. (Lloret y Planes 2003; Oliva-Paterna et al. 2003; Alcaraz y García-Berthou 2007). En este sentido, el estado de bienestar o condición somática es un atributo muy importante de los peces ya que puede afectar a su crecimiento, reproducción y supervivencia (Marteinsdottir y Begg 2002; Rätz y Lloret 2003; Hoey y McCormick 2004; Morgan 2004).

Por todo ello, los estudios encaminados a establecer las variaciones espaciales y temporales de la condición somática en peces y su relación con las variables ambientales resultan imprescindibles para una mejor comprensión de la biología y ecología de las poblaciones de peces.

Los objetivos planteados en el presente trabajo fueron los siguientes: 1) examinar las variaciones espaciales en la condición somática de los juveniles de *S. pavo* en las zonas someras litorales del Mar Menor; 2) establecer la influencia de variables ambientales descriptoras del hábitat y de la comunidad de peces acompañante sobre la condición somática de los juveniles de *S. pavo*.



2. MATERIAL Y METODOS

2.1. Área de estudio

El Mar Menor es una laguna costera hipersalina localizada en una región con clima semiárido del sureste de la Península Ibérica (Figura 1). Es una de las lagunas costeras más grandes de Europa y del Mar Mediterráneo, con una superficie aproximada de 135 km² y una profundidad media de 3,6 m. La laguna está delimitada por La Manga, una barra arenosa de 22 km de longitud atravesada por tres canales o golas que regulan el intercambio de agua con el Mediterráneo. Sus aguas presentan una salinidad entre 39 y 45 ups y las temperaturas varían desde los 10 °C en invierno hasta los 32 °C en verano (Pérez-Ruzafa et al. 2005). Los fondos están prácticamente cubiertos en su totalidad por una densa pradera de la macroalga invasora *Caulerpa prolifera*, aunque en las zonas más someras se localizan pequeñas praderas de la fanerógama *Cymodocea nodosa* (Lloret et al. 2005).

Además, la laguna mantiene una diversa comunidad íctica debido a la elevada heterogeneidad ambiental que presenta: fondos de arena y limo desprovistos de vegetación, fondos rocosos asociados a afloramientos volcánicos, praderas de vegetación sumergida formadas principalmente por *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera* (Barcala 1999; Oliva-Paterna et al. 2006; Pérez-Ruzafa et al. 2006).

El hábitat de análisis en el presente estudio (áreas someras litorales de la laguna con profundidad máxima ≤ 1 m) se caracteriza por presentar sustratos blandos (principalmente limos y arenas) y pequeñas praderas de vegetación sumergida formadas por las fanerógamas *Cymodocea nodosa* y *Ruppia cirrhosa* junto con el alga *Caulerpa prolifera*.

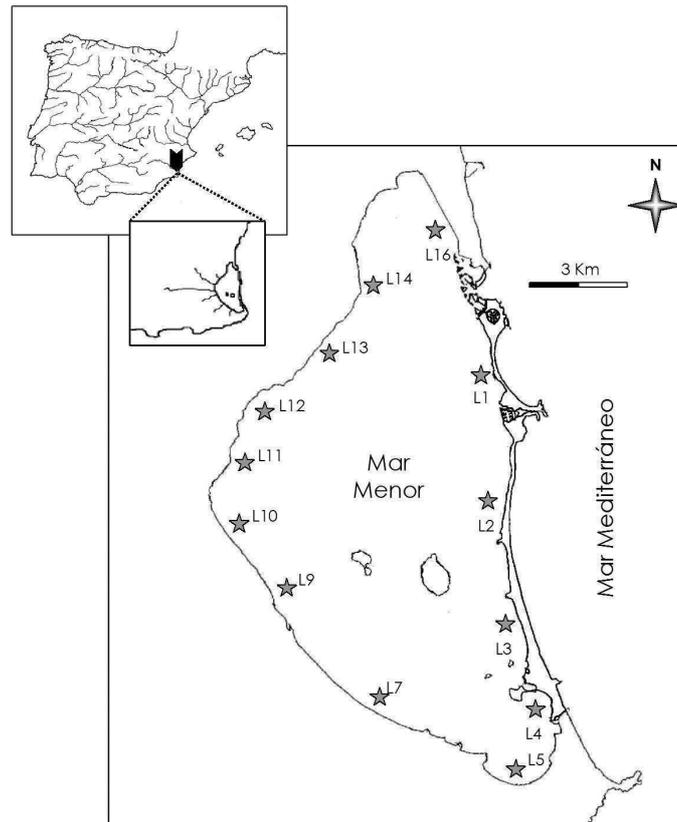


Figura 1. Localización geográfica de la laguna costera del Mar Menor y situación de las localidades de muestreo.

2.2. Metodología de muestreo y laboratorio

Los muestreos del presente estudio fueron realizados durante las tres primeras semanas de Julio de 2003 (campaña de verano de 2003 en el contexto de la presente Tesis Doctoral). Fueron seleccionadas un total de 13 localidades de muestreo en las zonas someras litorales de la laguna (Figura 1). El arte de pesca utilizado fue una red de arrastre manual (10 m de longitud x 1,5 m de altura), sin copo y con una luz de malla de 2 mm, que resulta muy eficaz en la toma de muestras de peces juveniles y adultos de especies de talla pequeña. En cada localidad de muestreo se realizaron de tres a seis arrastres, paralelos a la orilla, sobre una superficie aproximada de 160 m² cada uno (área mínima muestreada por localidad = 480 m²).

Adicionalmente se realizaron muestreos cualitativos mediante el uso de la red de arrastre y salabre (40x40 cm) en cada una de las localidades (la superficie muestreada de forma cualitativa fue dependiente de la complejidad y heterogeneidad de orilla). El objetivo de estos muestreos era prospectar la totalidad de hábitats presentes para evaluar de forma correcta la riqueza específica de peces presentes en cada localidad.



Los peces capturados fueron anestesiados y posteriormente fijados en una solución de formaldehído al 10%. En el laboratorio se procedió a la identificación taxonómica de los ejemplares a nivel de especie de acuerdo con Whitehead et al. (1986), Arias y Drake (1990) y Fernández-Delgado et al. (2000).

La abundancia y la biomasa promedio de cada una de las especies para cada una de las localidades se expresó como n° de individuos/100 m² y g de individuos/100 m², respectivamente.

Se procesaron un total de 724 ejemplares de *S. pavo* de los que se obtuvieron medidas de longitud total (LT \pm 0,1 cm) y peso total (PT \pm 0,01 g). De acuerdo con la longitud de primera madurez establecida para la especie en la laguna del Mar Menor (García-Lacunza et al. 2008), los ejemplares mayores de 4,5 cm de longitud total fueron excluidos del análisis para evitar posibles diferencias en la forma corporal entre los individuos juveniles no reproductores y adultos (Froese 2006). Así, en el análisis posterior de la condición somática se emplearon un total de 584 individuos juveniles (80,7% de las capturas) con un rango de longitudes comprendido entre los 1,7 y 4,5 cm.

Cada una de las localidades de muestreo se caracterizó mediante la medida de parámetros físico-químicos (multiparámetros WTW® Multi340i) y la valoración de variables ambientales relacionadas con la estructura del hábitat y la composición y estructura de la comunidad de peces (valoración a nivel de arrastre): temperatura del agua (°C), salinidad (ups), profundidad (cm), recubrimiento (%) y volumen de la vegetación sumergida, granulometría y heterogeneidad del sustrato, riqueza de especies de peces, abundancia y biomasa de las especies potencialmente competidoras, abundancia y biomasa total, relación biomasa/abundancia total, longitud total (LT) promedio de los ejemplares adultos reproductores de *S. pavo* (LT promedio mayor a 4,5 cm), abundancia y biomasa de *S. pavo*, relación biomasa/abundancia de *S. pavo* (Tabla 1).

La valoración del recubrimiento y el volumen de la vegetación sumergida se realizó visualmente en cada uno de los arrastres, la primera como porcentaje de cobertura de la vegetación sobre la superficie de arrastre (0-100%) y la segunda como variable categórica que toma valores desde 0 (vegetación con escaso desarrollo) hasta 5 (vegetación muy desarrollada). Las categorías de sustrato se establecieron según Bain (1999): limos ($\varnothing < 0,06$ mm), arenas ($\varnothing = 0,06-1$ mm), gravas ($\varnothing = 2-15$ mm), cantos ($\varnothing = 16-63$ mm) y guijarros ($\varnothing > 63$ mm), realizándose una estima visual del porcentaje de recubrimiento de cada una de las categorías sobre la superficie de arrastre. Posteriormente, se codificaron las distintas categorías de sustrato: limos (1), arenas (2), gravas (3), cantos (4) y guijarros (5) y se calcularon las variables granulometría y heterogeneidad del sustrato, la primera como el valor promedio y la última como la desviación estándar de los valores obtenidos (Bain 1999), para cada una de las localidades de muestreo. La riqueza de especies de peces se cuantificó como el número total de especies capturadas en cada localidad de muestreo.



Las especies *Pomatoschistus marmoratus*, *Lipophrys dalmatinus*, *Diplodus sargus sargus*, *Gobius cobitis*, *Gobius niger*, *Gobius paganellus*, *Callionymus pusillus* y *Symphodus cinereus* fueron consideradas como especies potencialmente competidoras debido a la similitud de su ecología trófica con *S. pavo* (Franco et al. 2008). Posteriormente, se calculó la abundancia y la biomasa de las especies competidoras, la relación biomasa/abundancia de dichas especies, la abundancia y biomasa del total de especies capturadas y su relación biomasa/abundancia, para cada una de las localidades.

2.3 Análisis estadístico

La condición somática de los juveniles de *S. pavo* se estableció mediante el uso de los residuos estandarizados correspondientes a cada individuo obtenidos a partir de la regresión LT-PT (datos transformados logarítmicamente) del total de individuos juveniles capturados. La utilización de este Índice de Condición Residual (K_r) permite eliminar la desviación y/o el error que la heterogeneidad de la longitud de los ejemplares puede provocar en índices que incorporan dicha variable entre sus parámetros (Sutton et al. 2000). La condición somática de los juveniles de *S. pavo* en cada una de las localidades de muestreo se determinó como el valor promedio de K_r para cada una de ellas. La presencia de diferencias significativas en los valores promedio de K_r entre las distintas localidades se comprobó mediante el test no paramétrico de Kruskal-Wallis.

En el estudio de las relaciones de la condición somática de los juveniles de *S. pavo* con las variables ambientales se empleó el análisis de regresión lineal múltiple mediante el método de pasos sucesivos. Este procedimiento en primer lugar selecciona la variable independiente con mayor correlación y entonces elimina la varianza de la variable dependiente. A continuación, selecciona la siguiente variable independiente más correlacionada que elimina más varianza sobre la dependiente, y así sucesivamente hasta que la incorporación de una variable independiente no aumenta r^2 de forma significativa (Quinn y Keough 2002). La colinealidad entre las variables ambientales introducidas en el modelo de regresión fue comprobada mediante el Índice de Tolerancia. Éste permite establecer la existencia de una correlación muy elevada entre las variables independientes del modelo de regresión, si la tolerancia de una variable es pequeña esto quiere decir que probablemente sea una combinación lineal de otra variable, circunstancia que podría desvirtuar los resultados obtenidos por el modelo de regresión (Quinn y Keough 2002).

Además, se establecieron las relaciones bivariantes existentes entre las distintas variables ambientales, y entre éstas y la condición somática, mediante el análisis de correlación de Pearson.

Los análisis estadísticos fueron realizados mediante el paquete estadístico SPSS® con un nivel de significación $P < 0,05$.



Tabla 1. Valores promedio de las variables ambientales para cada una de las localidades de muestreo durante el periodo de estudio en las zonas someras litorales del Mar Menor. (GS) Granulometría sustrato; (HS) Heterogeneidad sustrato; (B/A de especies competidoras) Relación Biomasa/Abundancia de las especies potencialmente competidoras; (B/A total) Relación Biomasa/Abundancia del total de especies; (LT promedio de S. pavo) Longitud total promedio de los individuos adultos reproductores de S. pavo; (B/A de S. pavo) Relación Biomasa/Abundancia de S. pavo. Abundancia (nº individuos/100 m²); Biomasa (g individuos/100m²).

Localidad	Temperatura (°C)	Salinidad (ups)	Profundidad (cm)	Recubrimiento vegetación sumergida (%)	Volumen vegetación sumergida	GS	HS	Riqueza de especies de peces	Abundancia de especies competidoras	Biomasa de especies competidoras	B/A de especies competidoras	Abundancia total	Biomasa total	B/A total	LT promedio de S. pavo (cm)*	Abundancia de S. pavo	Biomasa de S. pavo	B/A de S. pavo
1 (La Chanta)	28.0	43.4	65.0	40.8	2.1	2.09	0.39	15	20.3	96.8	0.2	128.5	41.2	0.3	6.2	4.1	2.8	0.7
2 (Tomás Maestre)	27.0	44.0	67.8	26.7	1.6	2.39	0.69	15	23.1	87.4	0.3	102.2	30.8	0.3	7.8	1.3	1.9	1.5
3 (Los Aliseos)	27.3	44.5	53.8	20.0	1.3	2.36	0.71	12	32.0	178.9	0.2	240.7	54.0	0.2	6.7	4.1	2.3	0.6
4 (El Vivero)	28.4	44.2	42.7	35.8	1.8	2.22	0.81	10	20.2	54.7	0.4	115.2	57.4	0.5	---	18.1	11.5	0.6
5 (Playa Arsenal)	30.5	43.9	60.1	17.8	1.2	2.18	0.64	11	9.5	74.6	0.1	90.6	14.7	0.2	6.5	1.7	1.0	0.6
7 (Los Nietos)	29.4	44.3	71.7	26.7	1.8	2.54	0.75	12	11.0	63.1	0.2	91.0	33.9	0.4	8.3	1.6	7.2	4.6
9 (Punta Brava)	28.8	44.6	61.5	34.2	1.8	2.11	0.58	10	4.2	19.6	0.2	116.4	35.2	0.3	5.7	5.6	4.0	0.7
10 (El Carmoli)	27.6	44.7	41.0	51.7	2.8	1.83	0.63	13	16.9	53.6	0.3	188.1	68.1	0.4	5.4	6.1	4.5	0.7
11 (Cartagonovo)	28.4	42.8	43.5	49.2	2.4	1.65	0.46	12	6.6	50.3	0.1	158.3	58.7	0.4	5.8	28.0	14.9	0.5
12 (Los Alcázares)	32.0	42.5	43.5	52.5	2.6	1.44	0.73	9	4.0	25.0	0.2	161.4	45.6	0.3	5.6	27.8	9.7	0.4
13 (La Hilita)	28.2	44.1	52.8	77.5	3.8	1.70	0.57	7	1.4	8.8	0.2	129.0	63.6	0.5	5.2	38.4	28.6	0.7
14 (Tres Marías)	29.1	43.6	62.0	30.8	1.9	1.95	0.38	11	10.4	84.1	0.1	153.2	36.2	0.2	5.6	7.5	3.8	0.5
16 (San Pedro)	26.9	43.9	61.3	62.5	3.2	2.16	0.78	12	17.5	44.0	0.4	188.6	56.1	0.3	6.3	3.2	5.0	1.5



3. RESULTADOS

La estructura y composición de la comunidad de peces presentó una gran variabilidad en función de la localidad de muestreo (Tabla 2). De las 21 especies capturadas, el gobio de arena *Pomatoschistus marmoratus*, el mugílido *Liza saliens* y el chirrete *Atherina boyeri* fueron las especies más abundantes con el 45,5%, 17,9% y 17,4% de las capturas totales, respectivamente. Con respecto a los valores de biomasa, *A. boyeri* fue la especie dominante con un 24,3% de la biomasa total, seguida por *P. marmoratus* (21,7%) y *L. saliens* (19,4%). *Salaria pavo* mostró el 8,5% y el 16,3% de la abundancia y biomasa totales, respectivamente.

La abundancia y biomasa de las especies potencialmente competidoras representaron el 48,0% y el 29,6% de la abundancia y biomasa totales (Tabla 2).

Los valores promedio de condición somática (K_r) para los juveniles de *S. pavo* en cada una de las localidades se presentan en la Tabla 3. El análisis de Kruskal-Wallis mostró la presencia de diferencias significativas en los valores de condición somática en función de la localidad de muestreo ($\chi^2 = 166,05$; $P < 0,0001$). En este sentido, los ejemplares capturados en la localidad 13 (La Hita) presentaron los valores más bajos de condición somática ($K_r = -0,67 \pm 0,24$), mientras que aquellos capturados en la localidad 3 (Los Alíseos) mostraron los valores más elevados ($K_r = 0,38 \pm 1,17$).

El análisis de regresión lineal múltiple mostró que las variables profundidad y biomasa de *S. pavo* fueron responsables de un 59,9% de la variación total en los valores de K_r , afectando negativamente a la condición somática de los juveniles de *S. pavo* (Tabla 4). El valor del Índice de Tolerancia para el modelo de regresión final fue de 0,84, mostrando la no colinealidad entre las variables independientes introducidas.

Las relaciones bivariantes entre las variables ambientales, y entre estas últimas y el índice K_r , se presentan en la Tabla 5. Cabe resaltar la correlación significativa y de carácter positivo entre la profundidad media y las variables relación biomasa/abundancia de *S. pavo* y longitud total promedio de los ejemplares adultos reproductores de *S. pavo*, así como la correlación positiva entre estas dos últimas.



Tabla 2. Valores promedio de la abundancia (n° individuos/100 m²) y la biomasa (g de individuos/100 m²), entre paréntesis, de las especies capturadas para cada una de las localidades de muestreo, abundancia y biomasa totales para cada especie, y abundancia y biomasa totales para cada localidad de muestreo en las zonas someras litorales del Mar Menor. (*) Especies potencialmente competidoras.

Especies	Localidad													Total
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
<i>Aphanius iberus</i>	---	---	---	0.5(0.1)	---	0.1(0.1)	36.5(7.1)	50.5(8.2)	9.6(3.4)	10.2(2.2)	3.1(1.0)	2.6(0.4)	5.0(0.6)	118.1(23.1)
<i>Atherina boyeri</i>	6.1(10.2)	6.0(2.8)	16.5(11.9)	5.4(4.9)	1.7(1.5)	4.9(4.3)	7.3(6.7)	20.3(17.4)	29.0(21.2)	21.7(5.4)	26.8(11.5)	49.2(18.4)	108.5(27.8)	303.3(144.0)
<i>Pomatoschistus marmoratus*</i>	97.9(17.1)	81.5(19.6)	170.2(23.8)	38.4(9.0)	72.2(8.0)	62.6(10.7)	18.6(3.1)	52.2(11.1)	49.8(5.8)	24.5(3.5)	8.5(1.3)	83.6(8.5)	38.0(7.1)	798.2(128.5)
<i>Liza aurata</i>	0.1(0.3)	---	---	---	0.1(0.3)	0.2(1.2)	---	0.4(1.5)	---	0.3(1.1)	---	0.3(0.7)	---	1.4(5.1)
<i>Liza ramado</i>	---	0.1(0.1)	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0.1(0.1)
<i>Liza saliens</i>	2.5(1.6)	0.1(1.4)	0.4(1.0)	28.9(19.4)	10.4(1.9)	19.1(9.5)	44.0(12.5)	41.4(13.5)	30.4(9.6)	71.6(21.5)	50.6(20.7)	8.6(2.4)	4.2(0.4)	312.2(115.4)
<i>Mugil cephalus</i>	---	---	---	---	---	---	0.3(0.1)	0.3(0.6)	---	---	---	---	---	0.6(0.7)
<i>Chelon labrosus</i>	0.8(0.6)	---	---	0.2(0.1)	---	---	---	0.5(0.7)	---	---	---	---	---	1.5(1.5)
<i>Lipophrys dalmatinus*</i>	0.4(0.2)	0.6(0.2)	0.1(0.1)	0.7(0.4)	0.2(0.1)	0.3(0.2)	0.1(0.1)	---	0.1(0.1)	---	0.2(0.02)	---	0.9(0.2)	3.8(1.5)
<i>Salaria pavo</i>	4.2(2.8)	1.3(1.9)	4.1(2.3)	18.1(11.5)	1.7(1.0)	1.6(7.2)	5.6(4.0)	6.1(4.5)	28.0(14.9)	27.8(9.7)	38.4(28.6)	7.5(3.8)	3.2(5.0)	147.7(97.0)
<i>Diplodus sargus sargus*</i>	0.1(0.1)	0.3(0.1)	---	1.3(1.0)	0.9(0.3)	0.2(0.04)	---	---	---	---	---	---	0.1(0.03)	2.9(1.6)
<i>Dicentrarchus punctatus</i>	---	---	---	---	---	---	---	0.1(0.8)	---	---	---	---	0.1(0.6)	0.2(1.4)
<i>Syngnathus typhle</i>	0.5(0.8)	0.2(0.1)	---	---	---	0.1(0.4)	---	0.1(0.1)	---	---	---	---	0.1(0.1)	1.1(1.5)
<i>Syngnathus abaster</i>	18.7(4.4)	6.9(1.2)	40.6(6.6)	7.4(1.2)	2.2(0.6)	1.8(0.3)	3.1(0.7)	14.7(0.4)	10.6(2.7)	4.7(1.7)	1.3(0.4)	0.8(0.1)	23.4(4.0)	136.3(24.3)
<i>Hippocampus guttulatus</i>	0.1(0.1)	0.1(0.01)	0.3(0.2)	---	---	0.1(0.04)	---	---	0.2(0.1)	---	---	---	---	0.8(0.5)
<i>Gobius cobitis*</i>	0.3(0.3)	4.7(2.9)	5.2(4.1)	14.3(9.8)	0.7(0.7)	---	0.7(1.1)	1.1(3.0)	0.2(0.3)	0.5(0.5)	---	0.1(0.4)	4.6(10.0)	32.5(32.9)
<i>Gobius niger*</i>	0.1(1.1)	0.1(0.1)	0.2(0.3)	---	0.4(0.3)	---	---	---	0.2(0.3)	---	---	---	---	0.9(2.0)
<i>Gobius paganellus*</i>	1.5(1.4)	---	0.2(0.3)	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	1.7(1.7)
<i>Callionymus pusillus*</i>	0.2(0.2)	0.2(0.1)	2.3(1.7)	---	0.2(0.1)	---	0.1(0.1)	---	---	---	---	---	---	3.0(2.2)
<i>Symphodus cinereus*</i>	---	0.1(0.01)	0.6(1.9)	---	---	---	---	0.3(2.9)	---	---	---	0.2(0.2)	0.3(0.2)	1.5(5.1)
<i>Trachinotus ovatus</i>	---	---	---	---	---	0.1(0.04)	---	---	0.1(0.1)	---	---	---	---	0.2(0.1)
Total	133.7(41.2)	102.1(30.6)	240.7(54.0)	115.2(57.4)	90.6(14.7)	91.1(33.9)	116.3(35.18)	188.1(64.6)	158.2(58.5)	161.3(45.6)	129.0(63.6)	153.0(34.8)	188.7(56.1)	1867.9(590.3)



Tabla 3. Valores promedio de la condición somática ($Kr \pm L.C. 95\%$) para los juveniles de *S. pavo* en cada una de las localidades de muestreo, obtenidos a partir de los residuos estandarizados de la regresión LT-PT (datos transformados logarítmicamente). LT, longitud total promedio (cm) \pm D.E. de los ejemplares de *S. pavo*.

Localidad	n	Kr	LT
1 (La Chanta)	30	-0,04 \pm 0,40	2,7 \pm 0,1
2 (Tomás Maestre)	21	-0,59 \pm 0,62	3,0 \pm 0,2
3 (Los Alíseos)	24	0,38 \pm 1,17	3,1 \pm 0,1
4 (El Vivero)	148	0,16 \pm 0,32	3,3 \pm 0,1
5 (Playa Arsenal)	23	-0,24 \pm 0,35	2,7 \pm 0,1
7(Los Nietos)	27	-0,51 \pm 0,26	3,2 \pm 0,1
9 (Punta Brava)	69	0,02 \pm 0,29	3,6 \pm 0,1
10 (El Carmolí)	25	0,23 \pm 1,19	3,5 \pm 0,1
11 (Cartagonovo)	26	0,37 \pm 0,74	3,5 \pm 0,1
12 (Los Alcázares)	120	-0,02 \pm 0,52	2,9 \pm 0,1
13 (La Hita)	31	-0,67 \pm 0,24	3,5 \pm 0,1
14 (Tres Marías)	20	-0,13 \pm 0,52	3,8 \pm 0,2
16 (San Pedro)	20	-0,33 \pm 0,37	3,4 \pm 0,3

Tabla 4. Modelos de regresión lineal múltiple obtenidos entre las variables ambientales registradas y la condición somática (Kr ; variable dependiente) de los juveniles de *S. pavo* en las zonas someras litorales del Mar Menor.

Variables ambientales	Ecuaciones de regresión	r^2 ajustada	F	gl	P
Modelo 1					
Profundidad (cm)	$Kr = 1,069 - 0,627$ (profundidad)	0,338	7,128	1, 11	< 0,05
Modelo 2					
Profundidad(cm)	$Kr = 1,695 - 0,856$ (profundidad) - $0,570$ (biomasa de <i>S. pavo</i>)	0,599	9,977	2, 10	< 0,005
Biomasa de <i>S. pavo</i>					



Tabla 5. Coeficientes de correlación de Pearson entre las distintas variables ambientales y entre la condición somática (Kr) de los juveniles de *Salarias pavo*.

* Correlación significativa ($P < 0,05$).

Variables ambientales	Kr	Temperatura (°C)	Salinidad (ups)	Profundidad (cm)	Recubrimiento vegetación sumergida(%)	Volumen vegetación sumergida	GS	HS	Riqueza de especies de peces	Abundancia de especies competidoras	Biomasa de especies competidoras	B/A de especies competidoras	Abundancia total	Biomasa total	B/A total	LT promedio de S. pavo (cm)	Abundancia de S. pavo	Biomasa de S. pavo	
Temperatura (°C)	-0,01																		
Salinidad (ups)	-0,08	-0,50																	
Profundidad (cm)	-0,63*	-0,15	0,19																
Recubrimiento vegetación sumergida(%)	-0,19	-0,12	-0,22	-0,40															
Volumen vegetación sumergida	-0,28	-0,12	-0,18	-0,32	0,99*														
GS	-0,23	-0,40	0,60*	0,68*	-0,67*	-0,62*													
HS	-0,14	-0,01	0,32	-0,11	-0,06	-0,06	0,36												
Riqueza de especies de peces	0,11	-0,48	0,05	0,38	-0,42	-0,40	0,47	-0,16											
Abundancia de especies competidoras	0,27	-0,61*	0,35	0,12	-0,44	-0,44	0,61	0,27	0,65*										
Biomasa de especies competidoras	0,33	-0,32	0,17	0,23	-0,65*	-0,63	0,53	-0,04	0,55	0,83*									
B/A de especies competidoras	0,03	-0,55*	0,39	-0,14	0,22	0,19	0,27	0,55	0,23	0,45	-0,12								
Abundancia total	0,57*	-0,32	0,01	-0,43	0,22	0,21	-0,25	0,03	0,04	0,41	0,41	0,15							
Biomasa total	0,36	-0,42	0,08	-0,68*	0,70*	0,67*	-0,43	0,09	-0,21	0,09	-0,16	0,40	0,61*						
B/A total	-0,12	0,24	0,14	-0,35	0,57*	0,54	-0,17	0,15	-0,32	-0,18	-0,49	0,34	-0,19	0,63*					
LT promedio de S. pavo (cm)	-0,38	-0,15	0,21	0,69*	-0,60*	-0,54	0,83*	0,45	0,52	0,46	0,43	0,08	-0,35	-0,50	-0,18				
Abundancia de S. pavo	0,02	0,28	-0,45	-0,62*	0,68*	0,63*	-0,77*	-0,11	-0,69*	-0,57*	-0,53	-0,25	0,05	0,53	0,58*	-0,57			
Biomasa de S. pavo	-0,23	0,06	-0,17	-0,40	0,73*	0,71*	-0,52	-0,04	-0,68*	-0,53	-0,55*	-0,15	-0,08	0,55	0,75*	-0,40	0,91*		
B/A de S. pavo	-0,50	-0,04	0,26	0,58*	-0,18	-0,07	0,58*	0,36	0,21	0,02	-0,02	0,06	-0,36	-0,23	0,15	0,77*	-0,35	-0,07	



4. DISCUSIÓN

En los estudios relativos a la variación intra e interpoblacional de la condición somática en peces, los índices derivados de las regresiones longitud-peso constituyen una buena alternativa a los índices más clásicos basados en proporciones (p.e. índice de Fulton, índice de condición relativa), ya que se elimina el efecto que pueda tener el tamaño o longitud de los individuos sobre la condición (Sutton et al. 2000). La mayoría de estos índices de condición basados en proporciones son elementos de fácil manejo pero cargados de grandes errores metodológicos (García-Berthou y Moreno-Amich 1993), lo que ha conllevado que se hayan presentado diversos métodos alternativos. Los residuos estandarizados obtenidos de la relación longitud-peso (K_r) ha sido una de las alternativas propuestas al eliminar el efecto que pueda tener la heterogeneidad en el tamaño o longitud de los individuos de distintas muestras sobre la condición (Jakob et al. 1996).

Los resultados obtenidos en el presente estudio mostraron la existencia de diferencias significativas en la condición somática de los juveniles de *S. pavo* entre las distintas localidades de muestreo. Generalmente, la condición somática sufre variaciones temporales relacionadas con diversos factores de índole reproductora, ontogénica o ambiental (Wootton 1998). No obstante, el hecho de que el estudio se haya realizado en una escala temporal pequeña (Julio) y que se hayan empleado únicamente individuos juveniles (inmaduros, $LT < 4,5$ cm), nos permite asegurar que las diferencias detectadas en el índice K_r no están relacionadas con variaciones temporales en la condición somática de *S. pavo*.

En el análisis para determinar las relaciones entre la condición somática de los individuos de *S. pavo* y las variables ambientales, la profundidad de la localidad y la biomasa de la propia especie objetivo, fueron las que mejor explicaron la variación espacial en la condición de los juveniles de *S. pavo*. Las localidades en las que se obtuvieron los valores más bajos del índice K_r (La Hita, Tomás Maestre y Los Nietos), presentaron mayores profundidades junto con una tendencia a presentar valores elevados de biomasa de *S. pavo*.

Estudios recientes han puesto de manifiesto la presencia de diferencias en los valores de condición somática de distintas poblaciones de peces marinos, relacionadas con variaciones espaciales en las condiciones del hábitat (Rätz y Lloret 2003; Lloret y Planes 2003; Berumen et al. 2005). Si bien se desconoce la movilidad de los juveniles de *S. pavo* en el área de estudio, la distribución espacial de las larvas de esta especie en el Mar Menor viene determinada principalmente por los patrones de circulación de las corrientes internas en la laguna (Pérez-Ruzafa et al. 2004). No obstante, es probable que durante las etapas del desarrollo de esta especie incluidas en el presente estudio (individuos juveniles con tallas entre 1,7 y 4,5 cm), caracterizados por un comportamiento claramente bentónico, la movilidad de los individuos sea bastante limitada y, en consecuencia, puedan verse afectados por las características del hábitat donde se establecen. De hecho, en el presente



estudio, la abundancia de *S. pavo* ha mostrado correlaciones significativas con diversas variables descriptoras del hábitat de las localidades de muestreo (profundidad, recubrimiento y volumen de vegetación sumergida y granulometría del sustrato) (ver Tabla 5).

Los fenómenos de competencia inter- e intraespecífica son factores que pueden ejercer una fuerte influencia en la estructuración de las comunidades de peces mediante modificaciones en el uso del hábitat, reducción de las tasas de crecimiento y estado de condición, incremento de la mortalidad, etc. La intensidad de dichos fenómenos puede sufrir variaciones espaciales y temporales debido a la heterogeneidad ambiental (disponibilidad de alimento, refugio, abundancia de competidores y/o depredadores) propia de los sistemas acuáticos (Steele y Forrester 2002; Berumen et al. 2005; Craig et al. 2007).

Por otro lado, diversos estudios apuntan a que, durante las etapas tempranas del desarrollo (p.e. individuos juveniles), los procesos relacionados con la competencia por el alimento y el refugio pueden ser particularmente importantes en la dinámica y estructura poblacional de las especies de peces (Heath 1992; Byström y García-Berthou 1999; Cowan et al. 2000; Craig et al. 2007).

En el estudio realizado por Faria y Almada (2001) se muestra como los fenómenos de competencia intraespecífica por el refugio para dos especies de blenios, *Lipophrys pholis* y *Coryphoblennius galerita*, fueron más intensos que la competencia entre estas dos especies debido a diferencias en el uso del hábitat. Por otro lado, la competencia por los recursos alimenticios puede verse incrementada cuando las densidades poblacionales son elevadas (Heath 1992; Cowan et al. 2000; Craig et al. 2007). Es probable que, en aquellas localidades con valores elevados de biomasa de *S. pavo* (relacionado con densidades poblacionales elevadas, Tabla 5), los fenómenos de competencia por el refugio y/o el alimento se vean incrementados, situación que se traduce en un descenso de la condición somática de los juveniles de *S. pavo*.

En general, la superioridad competitiva de los individuos de mayor talla puede reducir la disponibilidad de alimento y/o refugio para los individuos más pequeños de su misma especie, por lo que estos últimos ven reducido su crecimiento (Steele y Forrester 2002). En este sentido, se ha observado que los individuos dominantes del blenio *Lipophrys pholis* redujeron el acceso a los refugios para los individuos más pequeños de su misma especie (Gibson 1968). Además, varios estudios han puesto de manifiesto el comportamiento agonístico que presentan diversas especies de blenios, entre ellas *S. pavo*, debido a su comportamiento territorial, la competencia por el refugio y la competencia entre machos por los nidos donde las hembras depositarán la puesta (Almada et al. 1994; Faria et al. 1998; Gonçalves y Almada 1998).

En el presente trabajo, y en las localidades con profundidades elevadas, se constató una mayor presencia de individuos de *S. pavo* de talla grande (valores elevados de la relación biomasa/abundancia de *S. pavo* y longitud total promedio de los ejemplares mayores de 4,5



cm). Es posible que una mayor presencia de individuos de talla grande produzca un decremento en los valores de condición somática de los individuos más pequeños (juveniles), debido a que los primeros son capaces de monopolizar los escasos refugios existentes. Además, y durante la época reproductora, los machos de *S. pavo* presentan un comportamiento territorial defendiendo pequeños territorios alrededor del nido frente a los intrusos de cualquier especie (Gonçalves y Almada 1998), por lo que podrían reducir el acceso a los recursos alimenticios para otros individuos de su misma especie. De hecho, se observa como los ejemplares adultos dominantes se concentran en zonas más profundas y con elevada disponibilidad de refugio (correlación positiva entre la relación B/A de *S. pavo* y las variables profundidad y granulometría del sustrato) y, en consecuencia, estarían incrementando el nivel de estrés sobre los individuos juveniles presentes en dichas zonas. La correlación negativa observada entre la abundancia total de la especie objetivo (dominada por juveniles: 80,7% de las capturas) y la profundidad (ver Tabla 5) indicaría cierta segregación espacial de los individuos juveniles hacia zonas más someras, probablemente debido a la competencia con los individuos adultos, si bien, otros aspectos relativos a las condiciones de hábitat podrían presentar un peso importante en este patrón.

5. CONCLUSIONES

Las conclusiones más significativas del presente trabajo son:

- Durante el Verano de 2003 los valores de condición somática de los juveniles de *S. pavo* mostraron diferencias significativas en función de las localidades establecidas en las zonas someras litorales del Mar Menor.
- La condición somática de los juveniles de *S. pavo* en las zonas someras litorales del Mar Menor se vio afectada por la profundidad y la biomasa de la propia especie.
- Esta situación puede ser indicadora de fenómenos de competencia intraespecífica. Así, en las localidades con bajas densidades de la especie y escasa presencia de ejemplares adultos en periodo reproductor de *S. pavo*, los juveniles de esta especie presentaron una condición somática mayor debido, probablemente, a una mayor disponibilidad de refugio y recursos alimenticios.
- A pesar de la estrecha relación que deben mostrar los estados juveniles de la especie objetivo con el medio bentónico, no se encontraron relaciones significativas entre la condición somática y las variables relacionadas con la estructura del hábitat utilizadas en el presente estudio.



6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- **Alcaraz C y García-Berthou E. 2007.** Life history variation of invasive mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) along a salinity gradient. *Biol. Conserv.* 139: 83-92.
- **Almada VC, Gonçalves EJ, Santos AJ y Baptista C. 1994.** Breeding ecology and nest aggregation in a population of *Salaria pavo* (Pisces: Blenniidae) in an area where nest sites are very scarce. *J. Fish Biol.* 45: 819-830.
- **Arias AM y Drake P. 1990.** Estados alevines y juveniles de la ictiofauna en los caños de las salinas de la bahía de Cádiz. Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía. CSIC. Junta de Andalucía.
- **Bain MB. 1999.** Substrate. En: Bain MB y Stevenson NJ (eds.). *Aquatic habitat assesment: common methods*, pp. 95-100. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- **Barcala E. 1999.** Estudio ecológico de la fauna ictiológica del Mar Menor. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- **Berumen ML, Pratchett MS y McCormick MI. 2005.** Within-reef differences in diet and body condition of coral-feeding butterflyfishes (Chaetodontidae). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 287:217-227.
- **Byström P y García-Berthou E. 1999.** Density dependent growth and size specific competitive interactions in young fish. *Oikos* 86: 217-232.
- **Cowan JH Jr, Rose KA y DeVries DR. 2000.** Is density-dependent growth in young-of-the-year fishes a question of critical weight? *Rev. Fish Biol. Fish.* 10: 61-89.
- **Craig JK, Rice JA, Crowder LB y Nadeau DA. 2007.** Density-dependent growth and mortality in an estuary-dependent fish : an experimental approach with juvenile spot *Leiostomus xanthurus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 343: 251-262.
- **Faria C, Almada V y Nunes MC. 1998.** Patterns of agonistic behaviour, shelter occupation and habitat preference in juvenile *Lipophrys pholis*, *Coryphoblennius galerita* and *Gobius cobitis*. *J. Fish Biol.* 53: 1263-1273.
- **Faria C y Almada V. 2001.** Microhábitat segregation in three rocky intertidal fish species in Portugal: does it reflect interspecific competition? *J. Fish Biol.* 58: 145-149.
- **Franco A, Franzoi P y Torricelli. 2008.** Structure and functioning of Mediterranean lagoon fish assemblages: A key for the identification of water body types. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 79: 549-558.
- **Fernández-Delgado C, Drake P, Arias AM y García D. 2000.** Peces de Doñana y su entorno. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- **Froese R. 2006.** Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *J. Appl. Ichthyol.* 22: 241-253.
- **García-Berthou E. y Moreno-Amich R. 1993.** Multivariate analysis of covariance in morphometric studies of the reproductive cycle. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 50: 1394-1399.
- **García-Lacunza AV, Oliva-Paterna FJ, Verdiell-Cubedo D y Torralva M. 2008.** Life-history traits of *Salaria pavo* in the shallow areas of Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). XIV Congreso de la Asociación Ibérica de Limnología. Huelva, España.
- **Gibson RN. 1968.** The agonistic behaviour of juvenile *Blennius pholis* L. (Teleostei). *Behaviour* 30: 192-217.



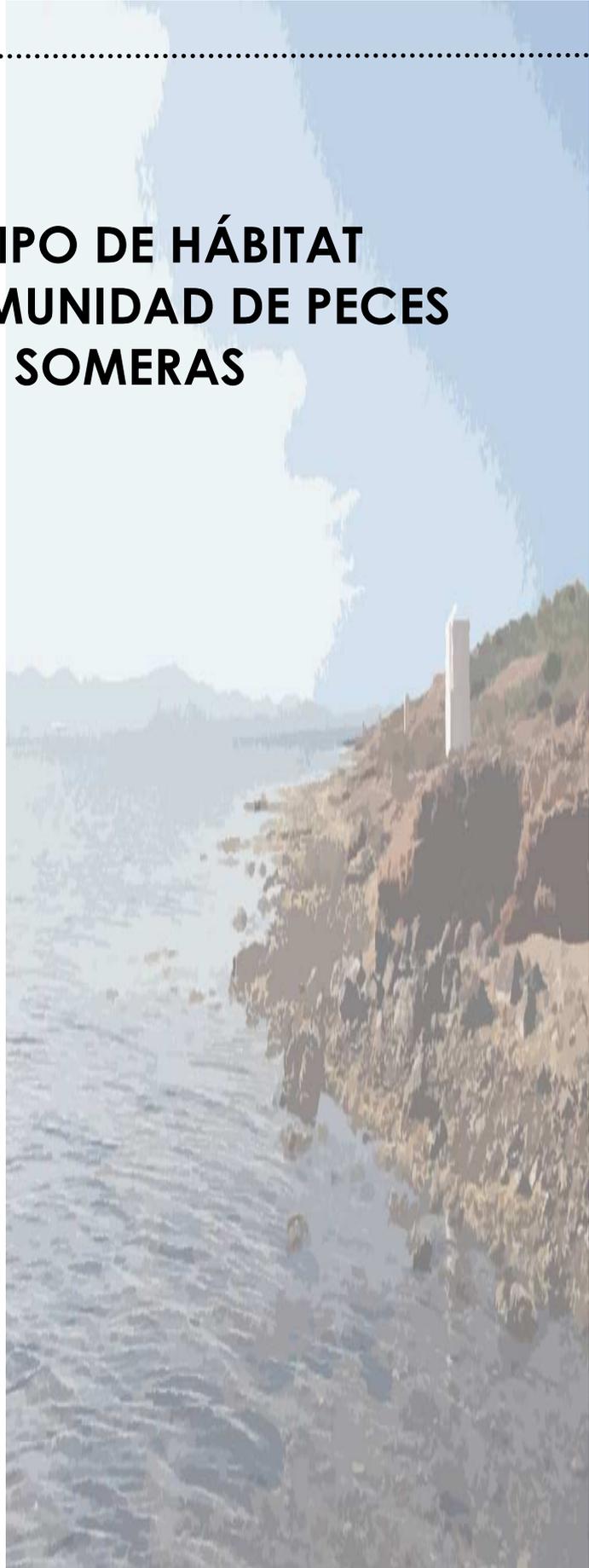
- **Gonçalves EJ y Almada VC. 1997.** Sex differences in resource utilization by the peacock blenny. *J. Fish Biol.* 51: 624-633.
- **Gonçalves EJ y Almada VC. 1998.** A comparative study of territoriality in intertidal and subtidal blennioids (Teleostei, Blennioidei). *Environ. Biol. Fish.* 51: 257-264.
- **Heath MR. 1992.** Field investigations on the early life stages of marine fish. *Adv. Mar. Biol.* 28: 1-174.
- **Hoey AS y McCormick MI. 2004.** Selective predation for low body condition at the larval-juvenile transition of a coral reef fish. *Oecologia* 139: 23-29.
- **Jakob EM, Marshall SD y Uetz GW. 1996.** Estimating fitness: a comparison of body condition indices. *Oikos* 77: 61-67.
- **Lloret J y Planes S. 2003.** Condition, feeding and reproductive potential of white seabream *Diplodus sargus* as indicators of habitat quality and the effect of reserve protection in the northwestern Mediterranean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 248: 197-208.
- **Lloret J, Marín A, Marín-Guirao L y Velasco J. 2005.** Changes in macrophytes distribution in a hypersaline coastal lagoon associated with the development of intensively irrigated agriculture. *Ocean Coast. Manage.* 48: 828-842.
- **Marteinsdottir G y Begg GA. 2002.** Essential relationships incorporating the influence of age, size and condition on variables required for estimation of reproductive potential in Atlantic cod *Gadus morhua*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 235: 235-256.
- **Morgan MJ. 2004.** The relationship between fish condition and the probability of being mature in American plaice (*Hippoglossoides platessoides*). *ICES J. Mar. Sci.* 61: 64-70.
- **Oliva-Paterna FJ, Vila-Gisbert A y Torralva M. 2003.** Condition of *Barbus sclateri* from semiarid aquatic systems: effects of habitat quality disturbances. *J. Fish Biol.* 63: 1-11.
- **Oliva-Paterna FJ, Andreu A, Miñano PA, Verdiell-Cubedo D, Egea A, de Maya JA, Ruiz-Navarro A, García-Alonso J, Fernández-Delgado C y Torralva M. 2006.** YOY fish species richness in the littoral shallows of the mesosaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean coast of the Iberian Peninsula). *J. Appl. Ichthyol.* 22: 235-237.
- **Pérez-Ruzafa A, Quispe-Becerra JI, García-Charlton JA y Marcos C. 2004.** Composition, structure and distribution of the ichthyoplankton in a Mediterranean coastal lagoon. *J. Fish Biol.* 64: 202-218.
- **Pérez-Ruzafa A, Marcos C y Gilabert J. 2005.** The ecology of the Mar Menor coastal lagoon: a fast changing ecosystem under human pressure. En: Gönenç IE y Wolflin JP (eds.). *Coastal lagoons. Ecosystem processes and modelling for sustainable use and development*, pp. 392-422. CRC Press, Boca Ratón.
- **Pérez-Ruzafa A, García-Charlton JA, Barcala E y Marcos C. 2006.** Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). *Mar. Poll. Bull.* 53: 107-120.
- **Quinn G y Keough M. 2002.** *Experimental design and data analysis for biologists.* Cambridge University Press, Cambridge.
- **Rätz HJ y Lloret J. 2003.** Variation in fish condition between Atlantic cod (*Gadus morhua*) stocks, the effect on their productivity and management implications. *Fish. Res.* 60: 369-380.
- **Steele MA y Forrester GE. 2002.** Variation in the relative importance of sublethal effects of predators and competitors on growth of a temperate reef fish. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 237: 233-245.



- **Sutton SG, Bull TP y Haedrich RL. 2000.** Relationships among fat weight, body weight, water weight and condition factors in wild salmon parr. *Trans. Am. Fish. Soc.* 129: 527-538.
- **Whitehead PJP, Bauchot ML, Hureau JC, Nielsen J y Tortonese E. 1986.** Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean vol. III. Unesco, Bungay.
- **Wootton RJ. 1998.** Ecology of teleost fishes. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.
- **Zander CD. 1986.** Blennidae. En: Whitehead PJP, Bauchot ML, Hureau JC, Nielsen J y Tortonese E (eds.). Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean vol. III., pp. 1096-1112. Unesco, Bungay.

PARTE IV

**EFFECTOS DEL TIPO DE HÁBITAT
SOBRE LA COMUNIDAD DE PECES
DE LAS ZONAS SOMERAS**



CAPÍTULO 9

Las comunidades de peces de las áreas someras litorales del Mar Menor: relaciones con el tipo de hábitat



1. INTRODUCCIÓN

Las zonas someras de lagunas costeras y estuarios son sistemas con una elevada heterogeneidad ambiental que se ve reflejada en la presencia de distintas tipologías de hábitat (marismas, praderas de macrófitos acuáticos, fondos limosos y arenosos desprovistos de vegetación, fondos rocosos, etc.). Esta circunstancia, junto con su gran productividad biológica, permite el mantenimiento de una diversa y abundante comunidad de peces, así como la presencia de un gran número de individuos juveniles de especies con interés comercial, que utilizan dichos hábitats como zonas de alimentación y refugio frente a la depredación (Franco et al. 2006; Oliva-Paterna et al. 2006; Ribeiro et al. 2006; França et al. 2009).

Diversos estudios sobre las comunidades de peces en lagunas costeras han demostrado que variables tales como el tipo de sustrato, profundidad y la presencia de praderas de vegetación sumergida ejercen una gran influencia en la composición y estructura de las comunidades de peces (Franco et al. 2006; Ribeiro et al. 2006; Pérez-Ruzafa et al. 2007). Además, asociada a esta variabilidad en función del tipo de hábitat, se ha observado que las comunidades de peces varían de forma temporal debido, por un lado, a la dinámica poblacional de las especies residentes y, por otro, a procesos migratorios de determinadas especies marinas y/o dulceacuícolas (Fernández-Delgado et al. 2000; Koutrakis et al. 2005; Franco et al. 2006; Ribeiro et al. 2006).

Generalmente, la importancia de dichos hábitats para las comunidades ícticas es evaluada mediante estimas de la abundancia y la biomasa específicas, ya que estas variables son indicadoras de determinados factores de la dinámica poblacional en peces tales como el reclutamiento, mortalidad y migración (Minello et al. 2003; Gilliers et al. 2006). En este sentido, resulta patente la escasez de conocimientos sobre el papel que juegan los distintos tipos de hábitats para la mayor parte de las especies de peces de los sistemas estuáricos, y de las variaciones temporales en la ocupación y utilización de los mismos (Miller y Skilleter 2006; Rountree y Able 2007).

Por otro lado, los estudios sobre la distribución espacial de las distintas especies de peces en relación con las características del hábitat resultan fundamentales para una mejor comprensión de los procesos que regulan las poblaciones ícticas de los sistemas estuáricos y, en última instancia, proporcionan información muy útil para su gestión y conservación (França et al. 2009).

La laguna costera del Mar Menor se encuentra entre los sistemas lagunares de mayor extensión de la cuenca Mediterránea (Pérez-Ruzafa et al. 2005). Esta circunstancia, junto con la presencia de una elevada diversidad ambiental, favorece el desarrollo de una abundante y diversa comunidad íctica (Barcala 1999; Pérez-Ruzafa et al. 2004; Oliva-Paterna et al. 2006; Pérez-Ruzafa et al. 2006). Además, la laguna mantiene una importante actividad pesquera, siendo objeto de pesquerías especies como la anguila (*Anguilla anguilla*), la



dorada (*Sparus aurata*), la lubina (*Dicentrarchus labrax*), el chirrete (*Atherina boyeri*), el magre (*Lithognathus mormyrus*) y distintas especies de mugiños (*Liza* spp. y *Mugil cephalus*) y sargos (*Diplodus* spp.) (Andreu-Soler et al. 2006; Pérez-Ruzafa et al. 2004). Pese a su elevada importancia biológica y económica, son escasos los conocimientos sobre los patrones espaciales y temporales de las poblaciones de peces en las zonas someras litorales del Mar Menor (De Maya et al. 2004; Verdiell-Cubedo et al. 2004; Verdiell-Cubedo et al. 2007a, 2007b), situación que se ve agravada por la creciente presión antrópica que soportan dichas zonas y que puede llevar a la pérdida de hábitats esenciales para gran parte de las especies de peces de la laguna.

Los objetivos planteados en el presente trabajo fueron los siguientes: 1) identificar los distintos tipos de fondos o hábitats presentes en las zonas someras litorales del Mar Menor en función de variables relacionadas con la estructura del hábitat: profundidad, granulometría y heterogeneidad del sustrato, recubrimiento y volumen de la vegetación sumergida; 2) analizar las variaciones espaciales y temporales en la abundancia, biomasa, riqueza de especies y estructura de la comunidad de peces en función de los tipos de hábitat establecidos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El Mar Menor es una laguna costera hipersalina localizada en una región con clima semiárido del sureste de la Península Ibérica (Figura 1). Es una de las lagunas costeras más grandes de Europa y del Mar Mediterráneo, con una superficie aproximada de 135 km² y una profundidad media de 3,6 m. La laguna está delimitada por La Manga, una barra arenosa de 22 km de longitud atravesada por tres canales o golas que regulan el intercambio de agua con el Mediterráneo. La laguna tiene una salinidad entre 42 y 46 ups y las temperaturas varían desde los 10 °C en invierno hasta los 32 °C en verano (Pérez-Ruzafa et al. 2005). Sus fondos están prácticamente cubiertos en su totalidad por una densa pradera de la macroalga invasora *Caulerpa prolifera*, aunque en las zonas más someras se localizan pequeñas praderas de la fanerógama *Cymodocea nodosa* (Lloret et al. 2005).

Además, la laguna mantiene una diversa comunidad íctica debido a la elevada heterogeneidad ambiental que presenta: fondos de arena y limo desprovistos de vegetación, fondos rocosos asociados a afloramientos volcánicos, praderas de vegetación sumergida formadas principalmente por *Cymodocea nodosa* y *Caulerpa prolifera* (Barcala 1999; Oliva-Paterna et al. 2006; Pérez-Ruzafa et al. 2006).

El hábitat de análisis en el presente estudio (áreas someras litorales de la laguna con profundidad máxima ≤ 1 m) se caracteriza por presentar sustratos blandos (principalmente limos y arenas) y pequeñas praderas de vegetación sumergida formadas por las fanerógamas *Cymodocea nodosa* y *Ruppia cirrhosa* y el alga *Caulerpa prolifera*.

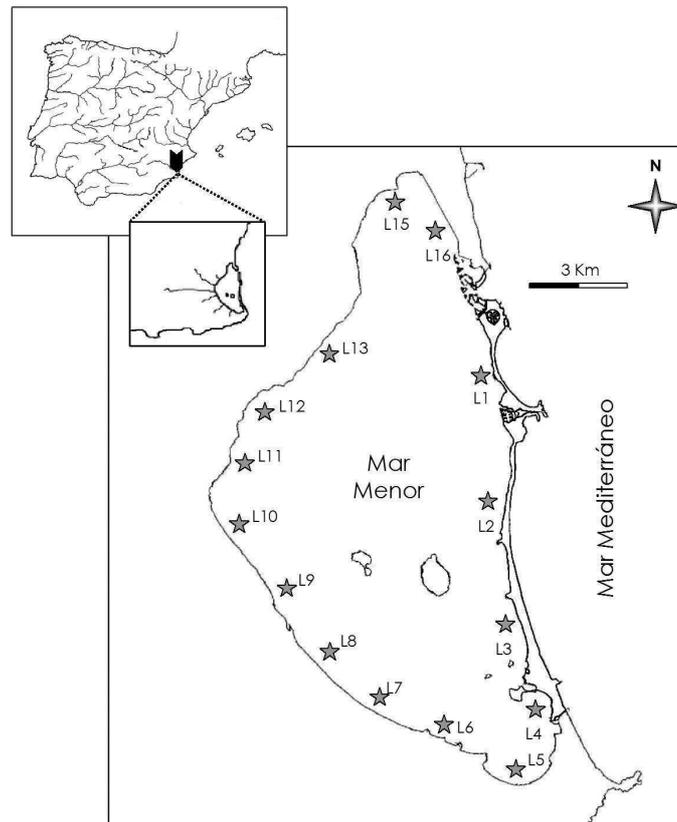


Figura 1. Localización geográfica de la laguna costera del Mar Menor y situación de las localidades de muestreo.

2.2. Metodología de muestreo y laboratorio

El muestreo fue realizado de forma estacional a lo largo de un ciclo anual completo, durante el verano (Julio) y el otoño (Octubre) de 2003, y el invierno (Febrero) y primavera (Abril-Mayo) de 2004.

Fueron seleccionadas un total de 15 localidades de muestreo en las zonas someras litorales de la laguna (Figura 1). El arte de pesca utilizado fue una red de arrastre manual (10 m de longitud x 1,5 m de altura), sin copo y con una luz de malla de 2 mm, que resulta muy eficaz en la toma de muestras de peces juveniles y adultos de especies de talla pequeña. En cada localidad de muestreo se realizaron de tres a seis arrastres, paralelos a la orilla, sobre una superficie aproximada de 160 m² cada uno (área mínima muestreada por localidad = 480 m²).

Los peces capturados fueron anestesiados y posteriormente fijados en una solución de formaldehído al 10%. En el laboratorio se procedió a la identificación taxonómica de los ejemplares a nivel de especie de acuerdo con Whitehead et al. (1986), Arias y Drake (1990) y Fernández-Delgado et al. (2000).



La abundancia y la biomasa promedio de cada una de las especies y familias para cada una de las localidades y para cada una de las campañas de muestreo se expresó como n° de individuos/100 m² y g de individuos/100 m², respectivamente.

Cada una de las localidades de muestreo se caracterizó mediante la valoración de cinco variables relacionadas con la estructura del hábitat (valoración a nivel de arrastre): profundidad (cm), cobertura de la vegetación subacuática (%), volumen de la vegetación subacuática y composición del sustrato.

La valoración del recubrimiento y el volumen de la vegetación subacuática se realizó visualmente en cada uno de los arrastres, la primera como porcentaje de cobertura de la vegetación sobre la superficie de arrastre (0-100%), y la segunda como variable categórica que toma valores desde 0 (vegetación con escaso desarrollo) hasta 5 (vegetación muy desarrollada). Las categorías de sustrato se establecieron según Bain (1999): limos ($\emptyset < 0,06$ mm), arenas ($\emptyset = 0,06-1$ mm), gravas ($\emptyset = 2-15$ mm), cantos ($\emptyset = 16-63$ mm) y guijarros ($\emptyset > 63$ mm), realizándose una estima visual del porcentaje de recubrimiento de cada una de las categorías sobre la superficie de arrastre. Posteriormente, se codificaron las distintas categorías de sustrato: limos (1), arenas (2), gravas (3), cantos (4) y guijarros (5) y se calcularon las variables granulometría y heterogeneidad del sustrato, la primera como el valor promedio y la última como la desviación estándar de los valores obtenidos (Bain 1999), para cada una de las localidades de muestreo.

2.3. Análisis estadístico

Las relaciones multivariantes entre las variables del hábitat para la totalidad de las campañas de muestreo fueron evaluadas utilizando un Análisis de Componentes Principales (ACP) basado en la matriz de correlaciones (Quinn y Keough 2002). Previamente al ACP la variable recubrimiento de la vegetación subacuática fue transformada (arcoseno). El test de ANOVA fue utilizado para confirmar las posibles diferencias en las puntuaciones obtenidas en el ACP para las distintas localidades de muestreo.

Las diferencias espaciales y temporales en la abundancia y biomasa promedio de las familias más representativas, la abundancia y biomasa promedio totales y la riqueza promedio de especies se analizaron mediante un test de ANOVA de dos vías, introduciendo el tipo de fondo y la campaña de muestreo como factores fijos y la interacción entre ambos factores. Los datos de abundancia y biomasa fueron previamente transformados logarítmicamente [$\ln(x + 1)$] para reducir la heterocedasticidad de los datos. El nivel de significación fue ajustado a $P \leq 0,01$ para minimizar la existencia de errores Tipo I (Underwood 1997). Cuando se detectaron diferencias significativas en función de la campaña y/o el tipo de fondo se empleó el test de Tukey para las comparaciones *post hoc* (SPSS[®]).

Cuando se observó que la interacción campaña x tipo de fondo fue significativa, se analizaron las diferencias entre los tipos de fondo para cada una de las campañas mediante un test de ANOVA (nivel de significación $P \leq 0,05$) (SPSS[®]).



Las variaciones espaciales y temporales en la estructura de la comunidad se analizaron mediante una técnica de ordenación multivariante no paramétrica (MDS, escalamiento multidimensional) basada en la matriz de presencia/ausencia de las distintas especies de peces a las que se les había calculado el índice de similitud de Bray-Curtis (Clarke 1993). El MDS fue empleado para producir una ordenación en dos dimensiones de las muestras (arrastres) en función de los distintos tipos de fondos y, para cada uno de éstos, en función de las campañas de muestreo. Además, se empleó un análisis de similitudes (ANOSIM) para determinar la existencia de diferencias significativas entre los tipos de fondo y, para cada uno de éstos, las diferencias entre campañas de muestreo. Las especies poco frecuentes (frecuencia < 1%) fueron eliminadas del análisis para evitar el efecto de la presencia de especies raras. Estos análisis se realizaron utilizando el paquete estadístico PRIMER v5.

3. RESULTADOS

3.1. Tipos de fondos o hábitats litorales

En la Tabla 1 se muestran los resultados del ACP y en la Figura 2 la posición de las localidades de muestreo en función de las puntuaciones obtenidas en el mismo. Como se puede observar el Componente 1 estuvo fuertemente correlacionado con las variables relativas a la vegetación sumergida (recubrimiento y volumen) y la heterogeneidad del sustrato, interpretándose como un gradiente que diferencia aquellos fondos con sustratos heterogéneos con presencia de praderas de vegetación sumergida bien desarrollada frente aquellos fondos homogéneos y con escaso desarrollo de la vegetación. El Componente 2 estuvo correlacionado con la profundidad media y la granulometría del sustrato, distinguiendo entre aquellos fondos de arena relativamente profundos y aquellos fondos limosos muy someros.

En este sentido, las localidades de muestreo se diferenciaron claramente en función de las puntuaciones obtenidas en el ACP (Figura 2). Así, el análisis de ANOVA mostró diferencias significativas para los dos componentes en función de las localidades de muestreo establecidas (ANOVA Componente 1, $F = 2,108$, $P < 0,05$; ANOVA Componente 2, $F = 4,316$, $P < 0,001$).

Las localidades de muestreo 1, 4, 5, 7 y 12 se situaron alrededor de los ejes del ACP, mostrando una escasa diferenciación en función de las puntuaciones del mismo (Figura 2 y Tabla 2). Las localidades 2, 3, 6 y 15, situadas en la parte superior izquierda del gráfico, mostraron un escaso o nulo desarrollo de la vegetación sumergida, una granulometría gruesa (fondos formados por arenas y gravas) y una profundidad elevada (Figura 2 y Tabla 2).



Tabla 1. Resultados del Análisis de Componentes Principales aplicado sobre la matriz de variables ambientales registradas durante todo el periodo de estudio. Entre paréntesis se muestra la varianza explicada por cada componente extraído por el ACP.

Variables ambientales	Componentes	
	CP1 (47,5 %)	CP2 (28,1 %)
Profundidad	-0,07	0,87
Recubrimiento vegetación sumergida	0,94	-0,05
Volumen vegetación sumergida	0,96	-0,03
Granulometría sustrato	-0,07	0,85
Heterogeneidad sustrato	0,69	-0,11

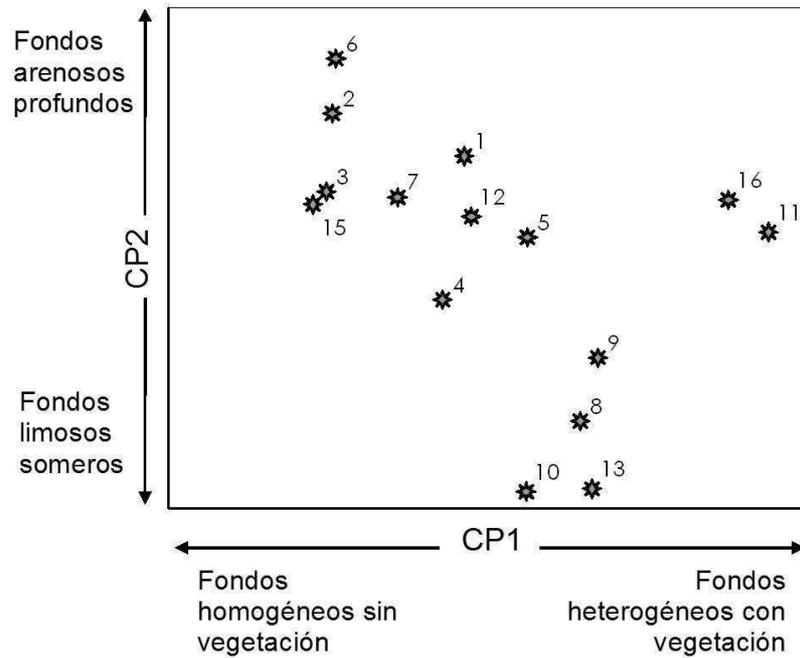


Figura 2. Posición de las localidades de muestreo en función de las puntuaciones obtenidas al aplicar el ACP a la matriz de las variables del hábitat registradas durante todo el periodo de estudio.



Por el contrario, las localidades 11 y 16 se caracterizaron por presentar praderas de vegetación sumergida extensas y bien desarrolladas (valores de recubrimiento promedio superiores al 35% y volumen promedio de 2,0) y un sustrato heterogéneo (presencia de cantos y guijarros) (Figura 2 y Tabla 2).

Las localidades 8, 9, 10 y 13, situadas en la orilla occidental de la laguna, presentaron fondos limosos muy someros con praderas de vegetación relativamente desarrolladas (Figura 2 y Tabla 2).

Con la finalidad de que el contraste ambiental entre los tipos de fondo o hábitats litorales fuera máximo y que el número de arrastres/muestras entre éstos estuviese equilibrado, se determinaron tres tipos de fondos o hábitats diferenciados que se han correspondido con las siguientes localidades de muestreo (Tabla 2):

- Fondos arenosos profundos con escaso o nulo desarrollo de la vegetación sumergida (FAP): localidades 3, 6 y 15 (total arrastres = 48).
- Fondos con sustrato heterogéneo y praderas de vegetación sumergida bien desarrolladas (FHV): localidades 11 y 16 (total arrastres = 45).
- Fondos limosos someros con presencia de pequeñas manchas de vegetación sumergida (FLS): localidades 8, 10 y 13 (total arrastres = 40).

Tabla 2. Valores promedio (\pm E.E.) de las variables ambientales durante todo el periodo de estudio para cada una de las localidades de muestreo establecidas en las zonas someras del Mar Menor. Localidades utilizadas para el análisis de la abundancia, biomasa y riqueza de especies de peces: FAP) Fondos arenosos profundos con escaso/nulo desarrollo de la vegetación sumergida, FHV) Fondos con sustrato heterogéneo y praderas de vegetación sumergida bien desarrolladas, FLS) Fondos limosos someros con presencia de manchas de vegetación sumergida.

Localidad	Profundidad (cm)	Recubrimiento vegetación sumergida (%)	Volumen vegetación sumergida	Granulometría sustrato	Heterogeneidad sustrato
1 (La Chanta)	51,9 \pm 4,6	25,6 \pm 9,4	1,2 \pm 0,5	2,10 \pm 0,01	0,35 \pm 0,02
2 (Tomás Maestre)	57,1 \pm 6,0	7,9 \pm 6,4	0,5 \pm 0,4	2,18 \pm 0,07	0,43 \pm 0,09
3 (Los Alíseos) ^{FAP}	46,5 \pm 5,6	5,8 \pm 4,8	0,4 \pm 0,3	2,17 \pm 0,07	0,47 \pm 0,09
4 (El Vivero)	35,4 \pm 5,2	11,9 \pm 8,1	0,6 \pm 0,4	2,13 \pm 0,06	0,61 \pm 0,07
5 (Playa Arsenal)	45,0 \pm 5,7	12,2 \pm 1,9	0,8 \pm 0,1	2,06 \pm 0,15	0,63 \pm 0,08
6 (Las Lomas) ^{FAP}	63,0 \pm 5,2	6,7 \pm 6,7	0,5 \pm 0,5	2,25 \pm 0,11	0,53 \pm 0,08
7 (Los Nietos)	52,9 \pm 4,3	12,3 \pm 8,1	0,6 \pm 0,4	2,02 \pm 0,07	0,53 \pm 0,05
8 (Lo Poyo) ^{FLS}	38,3 \pm 1,5	21,5 \pm 7,2	1,3 \pm 0,4	1,70 \pm 0,08	0,63 \pm 0,02
9 (Punta Brava)	39,7 \pm 5,5	30,4 \pm 7,3	1,5 \pm 0,4	1,83 \pm 0,06	0,53 \pm 0,05
10 (El Carmolí) ^{FLS}	30,4 \pm 4,7	15,0 \pm 10,2	1,3 \pm 0,8	1,78 \pm 0,12	0,73 \pm 0,05
11 (Cartagonovo) ^{FHV}	41,7 \pm 2,1	36,9 \pm 14,4	2,1 \pm 0,7	2,10 \pm 0,18	0,90 \pm 0,13
12 (Los Alcázares)	54,0 \pm 6,5	19,4 \pm 10,8	0,9 \pm 0,5	1,94 \pm 0,13	0,48 \pm 0,09
13 (La Hita) ^{FLS}	35,3 \pm 3,0	28,1 \pm 11,4	1,4 \pm 0,5	1,61 \pm 0,12	0,63 \pm 0,07
15 (Lo Pagán) ^{FAP}	51,9 \pm 5,2	9,0 \pm 7,3	0,7 \pm 0,4	2,01 \pm 0,02	0,31 \pm 0,04
16 (San Pedro) ^{FHV}	45,3 \pm 6,8	38,3 \pm 8,5	2,0 \pm 0,4	2,12 \pm 0,03	0,74 \pm 0,06



3.2. Abundancia, biomasa y riqueza de especies

En la Tabla 3 se presenta la abundancia y biomasa promedio de las especies capturadas, la abundancia y biomasa total y la riqueza total de especies, en función de los tres tipos de fondos diferenciados en las zonas someras litorales del Mar Menor. Durante todo el periodo de estudio se capturaron un total de 36 especies pertenecientes a 18 familias. No obstante, las familias más representativas en lo referente a sus valores de abundancia y biomasa fueron: Atherinidae, Blenniidae, Cyprinodontidae, Gobiidae, Mugilidae, Sparidae y Syngnathidae.

La abundancia y biomasa totales fueron superiores en los fondos limosos someros (FLS). Esta situación se debe principalmente a las elevadas capturas de la familia Mugilidae y Gobiidae, siendo las especies *Liza aurata* y *Liza saliens*, en el primer caso, y *Pomatoschistus marmoratus* en el segundo, las que contribuyeron de forma decisiva. Otras especies que también presentaron abundancias y biomasa relativamente elevadas en los FLS fueron *Sparus aurata*, *Liza ramado* y *Aphanius iberus*. Además, las especies pertenecientes a la familia Soleidae (*Solea senegalensis*, *S. solea* y *Pegusa impar*) fueron exclusivas de este tipo de fondos (FLS) (Tabla 3).

En los fondos heterogéneos con praderas de vegetación sumergida (FHV) destacaron, con respecto a los otros tipos de fondos, las especies *Syngnathus abaster*, *Atherina boyeri*, *Salaria pavo*, *Aphanius iberus* y las especies de la familia Sparidae (*Sparus aurata*, *Diplodus puntazzo*, *D. sargus* y *Sarpa salpa*) (Tabla 3).

Finalmente, en los fondos arenosos profundos (FAP) la especie dominante fue *Pomatoschistus marmoratus*, siendo *Liza aurata* la segunda especie con mayores valores de abundancia y biomasa (Tabla 3).

Con respecto a los valores de abundancia y biomasa promedio de las 7 familias más representativas, el test de ANOVA de dos vías mostró diferencias significativas en función del tipo de fondo para las familias Cyprinodontidae, Sparidae y Syngnathidae (Tablas 4 y 5). La familia Mugilidae únicamente mostró diferencias significativas en su abundancia promedio en función del tipo de fondo. Para el resto de familias y los valores promedio totales, no se detectaron diferencias significativas entre los tres tipos de hábitats o fondos diferenciados (Tablas 4 y 5).

La riqueza promedio de especies mostró diferencias significativas en función del tipo de fondo (ANOVA dos vías, $F = 10,306$; $P < 0,001$), siendo FAP los que presentaron una menor riqueza de especies (Figura 5).

Con respecto a las diferencias estacionales en la abundancia y biomasa, todas las familias objeto de estudio presentaron diferencias significativas en función de la campaña de muestreo (Tablas 4 y 5), con la excepción de la abundancia y biomasa de la familia Syngnathidae, la biomasa de la familia Cyprinodontidae y la abundancia promedio total (Tablas 4 y 5).



La riqueza promedio de especies mostró diferencias significativas en función de la campaña de muestreo (ANOVA dos vías, $F = 12,270$; $P < 0,001$), siendo la campaña de primavera la que mayor riqueza de especies presentó durante todo el periodo de estudio (Figura 5).

La interacción entre el hábitat y la campaña de muestreo únicamente fue significativa para la abundancia y biomasa de las familias Gobiidae y Sparidae, la biomasa de la familia Atherinidae y la biomasa total (Tablas 4 y 5).

De este modo, varias familias han mostrado diferencias significativas en su abundancia y biomasa en función de los tipos de fondo diferenciados (FAP, FHV y FLS), así como de la campaña de muestreo. La descripción gráfica de estas diferencias se puede observar en las Figuras 3 y 4.

El test de Tukey mostró que la familia Cyprinodontidae, representada de forma uniespecífica por *Aphanius iberus*, mostró los mayores valores de abundancia y biomasa en los FLS y en los FHV (Figuras 3 y 4). Por otro lado, la abundancia y la biomasa fueron superiores durante la campaña de verano, destacando los FLS con valores tres veces superiores a los otros dos tipos de fondos, y mínimos durante la campaña de invierno (Figuras 3 y 4).

Del mismo modo, la familia Mugilidae presentó valores de abundancia superiores en los FLS, seguido por los FPV y con valores inferiores en los FAP (Figura 3). Además, la biomasa de esta familia fue mínima durante la campaña de verano, y la abundancia mostró los máximos valores durante las campañas de invierno y primavera (Figuras 3 y 4).

Si bien la abundancia y la biomasa de la familia Sparidae mostraron diferencias significativas en función del tipo de fondo (Tablas 4 y 5), el test de Tukey no detectó diferencias significativas entre los mismos. Probablemente, esta situación se deba a que las capturas de esta familia, durante las campañas de verano y otoño son prácticamente nulas y significativamente inferiores a las campañas de invierno y primavera (Figuras 3 y 4). La presencia de una interacción significativa entre los dos factores indica que las diferencias observadas en función del tipo de fondo se restringen a estas dos últimas campañas (Tablas 4 y 5). Así, durante el invierno la abundancia y la biomasa fueron significativamente superiores en los FLS y mínimas en los FAP (ANOVA abundancia, $F = 6,003$; $P < 0,01$; ANOVA biomasa, $F = 6,003$; $P < 0,01$). Durante la campaña de primavera la abundancia y la biomasa fueron significativamente superiores en los FHV (ANOVA abundancia, $F = 4,133$; $P < 0,05$; ANOVA biomasa, $F = 3,318$; $P < 0,05$) (Figuras 3 y 4).

La abundancia y la biomasa de la familia Syngnathidae fueron significativamente superiores en los FHV y en los FLS con respecto a los HFA (Figuras 3 y 4). A diferencia del resto de familias, no se observaron diferencias estacionales en su abundancia y la biomasa (Tablas 4 y 5).



Tabla 3. Abundancia y biomasa promedio para cada especie, abundancia total y riqueza total de especies, en los tipos de fondos diferenciados en las zonas someras litorales del Mar Menor. FAP) Fondos arenosos profundos con escaso/nulo desarrollo de la vegetación sumergida, FHV) Fondos heterogéneos con praderas de vegetación sumergida bien desarrolladas, FLS) Fondos limosos someros y con presencia de manchas de vegetación sumergida. Abundancia (nº individuos/100 m²); Biomasa (g individuos/100 m²).

Familia	Especies	FAP		FHV		FLS	
		Abundancia	Biomasa	Abundancia	Biomasa	Abundancia	Biomasa
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	0,01	0,17	0,01	0,01	0,00	0,00
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i>	10,01	6,01	36,54	14,19	14,36	7,78
Blenniidae	<i>Lipophrys dalmatinus</i>	0,06	0,03	0,21	0,06	0,00	0,00
	<i>Salarias pavo</i>	1,39	1,41	4,94	4,16	3,18	2,48
Callionymidae	<i>Callionymus pusillus</i>	0,01	0,01	0,08	0,06	0,00	0,00
Carangidae	<i>Trachinotus ovatus</i>	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00
Clupeidae	<i>Sardina pilchardus</i>	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
	<i>Sardinella aurita</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,03
Cyprinodontidae	<i>Aphanius iberus</i>	0,39	0,07	2,18	0,43	3,75	0,92
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>	0,31	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00
Gobiidae	<i>Pomatoschistus marmoratus</i>	64,46	21,43	39,24	12,80	61,94	24,31
	<i>Gobius cobitis</i>	0,41	1,03	0,73	1,61	1,33	0,08
	<i>Gobius paganellus</i>	0,00	0,00	0,26	0,30	0,00	0,00
	<i>Gobius niger</i>	0,24	0,60	0,48	1,23	1,21	6,91
Labridae	<i>Symphodus cinereus</i>	0,25	1,06	0,19	1,38	0,13	0,71
	<i>Symphodus ocellatus</i>	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	0,00	0,00	0,06	0,01	0,00	0,00
	<i>Dicentrarchus punctatus</i>	0,00	0,00	0,06	0,08	0,00	0,00
	<i>Dicentrarchus</i> spp.	0,76	0,27	0,00	0,00	0,16	0,02
Mugilidae	<i>Liza aurata</i>	36,20	19,61	41,81	21,90	62,97	37,61
	<i>Liza saliens</i>	17,11	11,38	30,65	12,88	131,64	52,88
	<i>Liza ramado</i>	0,11	0,01	0,14	0,08	14,52	3,34
	<i>Chelon labrosus</i>	0,00	0,00	0,10	0,09	0,00	0,00
	<i>Mugil cephalus</i>	0,01	0,01	0,18	0,03	2,00	1,08
Mullidae	<i>Mullus barbatus</i>	0,01	0,12	0,00	0,00	0,02	0,02
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,09
Poecilidae	<i>Gambusia holbrooki</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,03
Soleidae	<i>Pegusa impar</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,10
	<i>Solea senegalensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,04
	<i>Solea solea</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,20
Sparidae	<i>Diplodus puntazzo</i>	0,96	0,34	1,38	1,25	0,71	0,38
	<i>Diplodus sargus</i>	0,08	0,01	1,07	0,07	0,00	0,00
	<i>Sparus aurata</i>	4,35	1,33	13,58	2,54	36,50	6,24
	<i>Sarpa salpa</i>	0,38	0,38	1,35	1,62	0,00	0,00
Syngnathidae	<i>Hippocampus guttulatus</i>	0,03	0,01	0,01	0,03	0,01	0,01
	<i>Syngnathus abaster</i>	0,48	0,29	9,39	2,46	3,36	1,23
	<i>Syngnathus typhle</i>	0,01	0,11	0,10	0,14	0,03	0,03
Total		138,05	65,76	184,74	79,38	338,06	146,49
Riqueza de especies		26		26		24	



Tabla 4. Resultados del análisis ANOVA de dos vías realizado con la abundancia [$\ln(x + 1)$] de las familias objeto de estudio. Niveles de significación: ns, no significativo; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$.

Familia	gl	F	Familia	gl	F
Atherinidae			Mugilidae		
Campaña	3	14,97***	Campaña	3	9,01***
Tipo de fondo	2	1,93 _{ns}	Tipo de fondo	2	5,29**
Campaña x Tipo de fondo	6	2,02 _{ns}	Campaña x Tipo de fondo	6	1,45 _{ns}
Error	121		Error	121	
Blenniidae			Sparidae		
Campaña	3	26,27***	Campaña	3	75,52***
Tipo de fondo	2	1,90 _{ns}	Tipo de fondo	2	8,00**
Campaña x Tipo de fondo	6	0,98 _{ns}	Campaña x Tipo de fondo	6	4,22**
Error	121		Error	121	
Cyprinodontidae			Syngnathidae		
Campaña	3	5,43**	Campaña	3	2,28 _{ns}
Tipo de fondo	2	5,10**	Tipo de fondo	2	19,65***
Campaña x Tipo de fondo	6	1,38 _{ns}	Campaña x Tipo de fondo	6	1,83 _{ns}
Error	121		Error	121	
Gobiidae			Total		
Campaña	3	4,09**	Campaña	3	2,56 _{ns}
Tipo de fondo	2	3,51 _{ns}	Tipo de fondo	2	1,92 _{ns}
Campaña x Tipo de fondo	6	3,48**	Campaña x Tipo de fondo	6	2,58 _{ns}
Error	121		Error	121	

Tabla 5. Resultados del análisis ANOVA de dos vías realizado con la biomasa [$\ln(x + 1)$] de las familias objeto de estudio. Niveles de significación: ns, no significativo; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$.

Familia	gl	F	Familia	gl	F
Atherinidae			Mugilidae		
Campaña	3	13,33***	Campaña	3	13,69***
Tipo de fondo	2	0,04 _{ns}	Tipo de fondo	2	3,63 _{ns}
Campaña x Tipo de fondo	6	4,51***	Campaña x Tipo de fondo	6	1,82 _{ns}
Error	121		Error	121	
Blenniidae			Sparidae		
Campaña	3	12,14***	Campaña	3	48,15***
Tipo de fondo	2	1,86 _{ns}	Tipo de fondo	2	5,69**
Campaña x Tipo de fondo	6	1,26 _{ns}	Campaña x Tipo de fondo	6	3,99***
Error	121		Error	121	
Cyprinodontidae			Syngnathidae		
Campaña	3	2,86 _{ns}	Campaña	3	2,28 _{ns}
Tipo de fondo	2	5,16**	Tipo de fondo	2	12,78***
Campaña x Tipo de fondo	6	1,57 _{ns}	Campaña x Tipo de fondo	6	2,09 _{ns}
Error	121		Error	121	
Gobiidae			Total		
Campaña	3	14,23***	Campaña	3	9,24***
Tipo de fondo	2	2,73 _{ns}	Tipo de fondo	2	2,35 _{ns}
Campaña x Tipo de fondo	6	4,94***	Campaña x Tipo de fondo	6	4,37***
Error	121		Error	121	



Atendiendo a las familias que únicamente presentaron un efecto significativo de la estacionalidad, las diferencias temporales observadas en la abundancia y biomasa de la familia Atherinidae (Tablas 4 y 5) se debieron a que durante la campaña de invierno las capturas de *Atherina boyeri* fueron significativamente inferiores al resto de campañas (Figuras 3 y 4). Por otro lado, y durante la campaña de otoño, la biomasa de *A. boyeri* fue significativamente inferior en los FHV con respecto a los FAP (ANOVA biomasa, $F = 5,261$; $P < 0,05$), mientras que durante la campaña de invierno la biomasa fue significativamente superior en los FLS con respecto a los FAP (ANOVA biomasa, $F = 5,261$; $P < 0,05$) (Figuras 3 y 4).

Las diferencias temporales observadas en la abundancia y la biomasa de la familia Blenniidae (Tablas 4 y 5) se debieron al aumento significativo de las capturas durante la campaña de verano (test de Tukey, $P < 0,01$) (Figuras 3 y 4).

La biomasa de la familia Gobiidae fue significativamente inferior en la campaña de verano (test de Tukey, $P < 0,0001$) (Figura 4). Además, en dicha campaña fue significativamente inferior en los FLS frente a los FHV (ANOVA biomasa, $F = 3,417$; $P < 0,05$). Durante la campaña de invierno la abundancia y la biomasa fueron significativamente inferiores en los FHV con respecto a los otros dos tipos de fondos (ANOVA abundancia, $F = 13,054$; $P < 0,001$; ANOVA biomasa, $F = 11,769$; $P < 0,001$) (Figuras 3 y 4).

El test de Tukey mostró que la biomasa promedio total durante la campaña de primavera fue significativamente superior respecto a las campañas de verano y otoño, no detectándose diferencias significativas respecto a la campaña de invierno (Figura 4). Por otro lado, durante las campañas de otoño y primavera la biomasa promedio total fue significativamente mayor en los FLS que en los FHV (ANOVA otoño, $F = 4,424$; $P < 0,05$) y que en los FAP (ANOVA primavera, $F = 4,264$; $P < 0,05$), respectivamente.

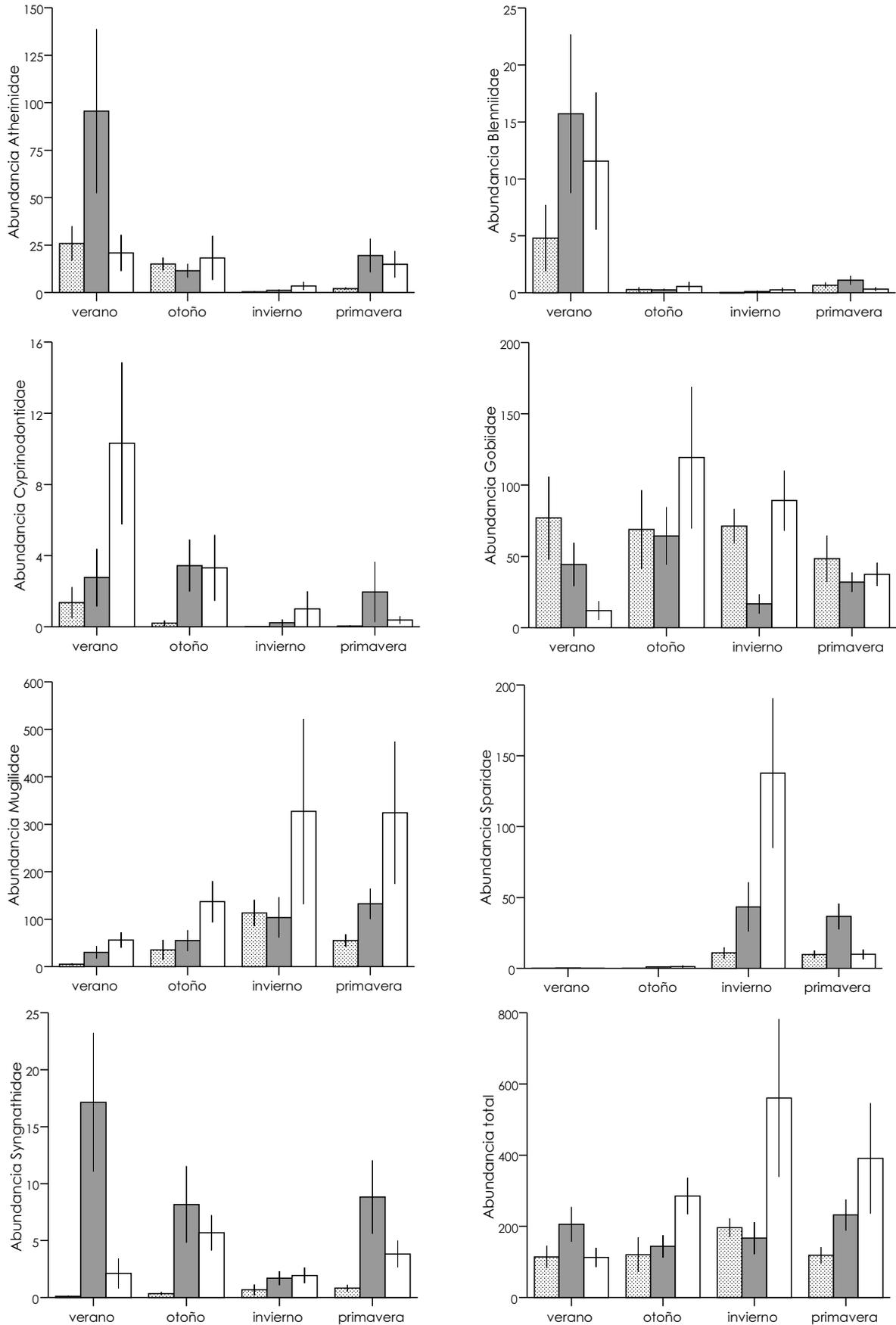


Figura 3. Valores promedio de abundancia \pm E.E. (n° individuos/100 m²) para cada una de las familias objeto de estudio y abundancia promedio total \pm E.E. (n° individuos/100 m²) para cada tipo de fondo durante el periodo de estudio.

▨ Fondos arenosos profundos ■ Fondos heterogéneos con praderas de vegetación □ Fondos limosos someros.

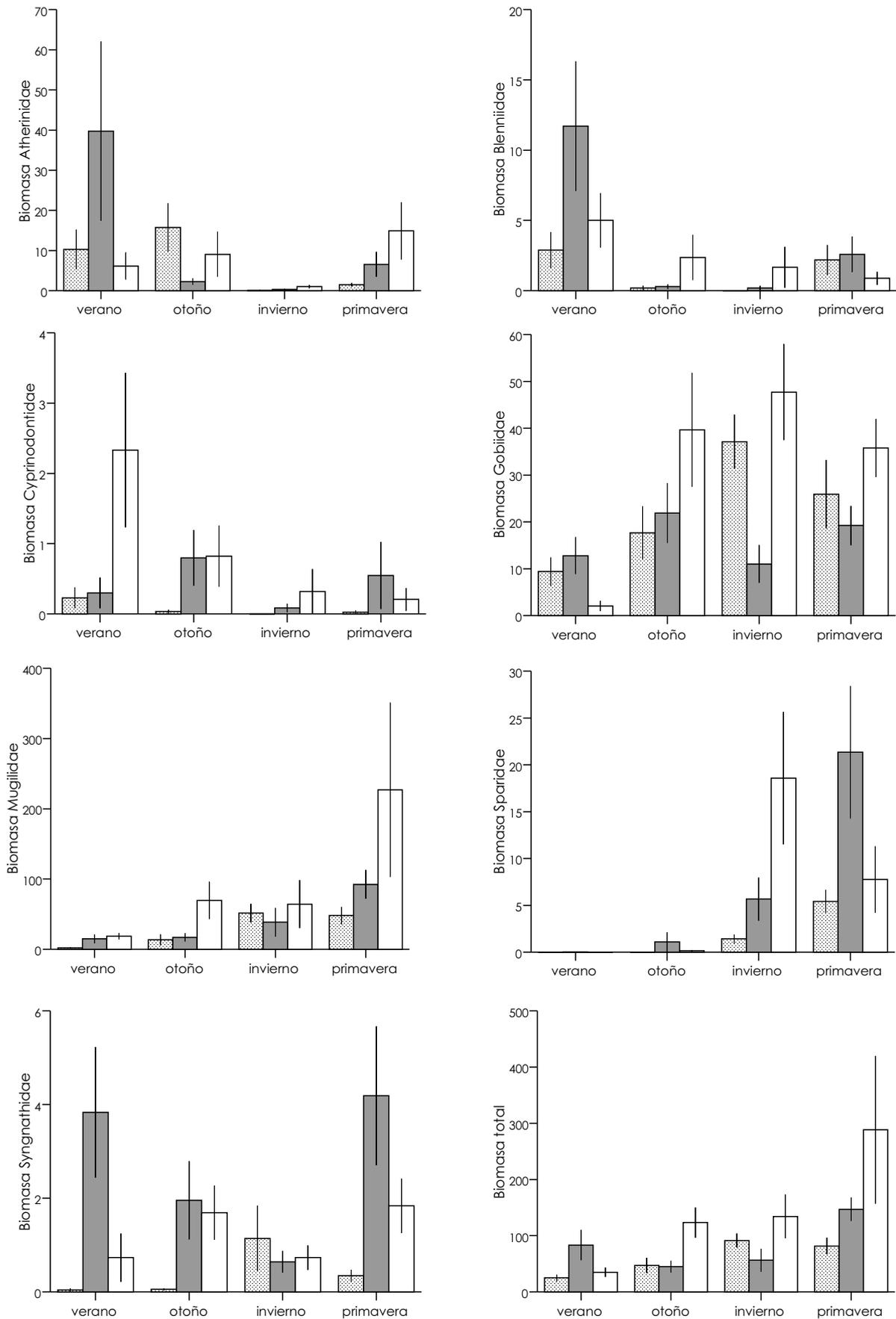


Figura 4. Valores promedio de biomasa \pm E.E. (g individuos/100 m²) para cada una de las familias objeto de estudio y biomasa promedio total \pm E.E. (g individuos/100 m²) para cada tipo de fondo durante el periodo de estudio.

▨ Fondos arenosos profundos ■ Fondos heterogéneos con praderas de vegetación □ Fondos limosos someros

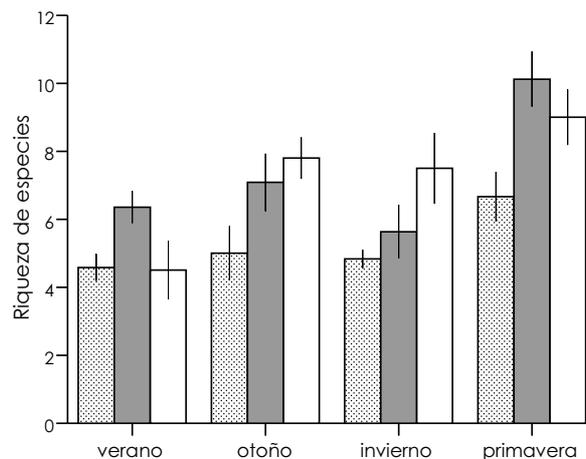


Figura 5. Valores promedio de la riqueza de especies de peces \pm E.E. en cada uno de los tipos de fondo durante el periodo de estudio.

-  Fondos arenosos profundos (FAP)
-  Fondos heterogéneos con praderas de vegetación sumergida (FHV)
-  Fondos limosos someros (FLS)

3.3. Estructura de la comunidad de peces

En la figura 6 se muestra el gráfico obtenido tras el análisis de ordenación multivariante (MDS) con los datos de presencia/ausencia de las especies de peces en función de los distintos tipos de fondo. Como se puede observar hay una elevada dispersión y solapamiento de las muestras que indicaría una similitud relativamente elevada de las mismas. Sin embargo, la comparación global entre los tipos de hábitats litorales mostró la presencia de diferencias significativas en la composición de la comunidad de peces (ANOSIM global, estadístico $R = 0,113$, $P < 0,001$). De igual modo se detectaron diferencias significativas en las comparaciones por pares, siendo las diferencias más marcadas entre los FAP y los otros dos tipos de fondo (ANOSIM_{FAP-FHV}, estadístico $R = 0,130$, $P < 0,001$; ANOSIM_{FAP-FLS}, estadístico $R = 0,162$, $P < 0,001$; ANOSIM_{FHV-FLS}, estadístico $R = 0,045$, $P < 0,017$).

En general, el análisis MDS mostró, para cada uno de los tipos de fondo, la presencia de cierto solapamiento de las muestras en función de la campaña de muestreo (Figura 7), si bien se observa una evidente segregación entre los datos invernales y estivales. El análisis de ANOSIM constató la presencia de diferencias significativas estacionales para cada uno de los tipos de fondo (ANOSIM_{FAP}, estadístico $R = 0,34$, $P < 0,001$; ANOSIM_{FHV}, estadístico $R = 0,416$, $P < 0,001$; ANOSIM_{FLS}, estadístico $R = 0,444$, $P < 0,001$).

Así, para los FAP se obtuvieron diferencias significativas para todos los pares de comparaciones excepto entre las campañas de verano y otoño (Tabla 6). En los FHV y en los



FLS no se detectaron diferencias significativas en la estructura de la comunidad entre las campañas de invierno y primavera (Tabla 6).

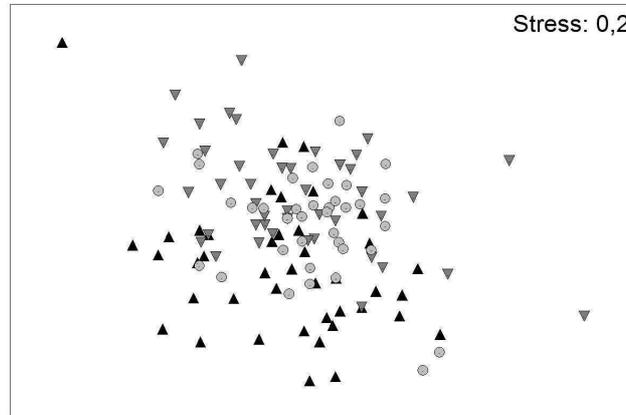


Figura 6. Ordenación bidimensional MDS de los datos de presencia/ausencia de las distintas especies de peces en función de los tipos de fondos en las zonas someras litorales del Mar Menor.

- ▲ Fondos arenosos profundos (FAP)
- ▼ Fondos heterogéneos con praderas de vegetación sumergida (FHV)
- Fondos limosos someros (FLS)

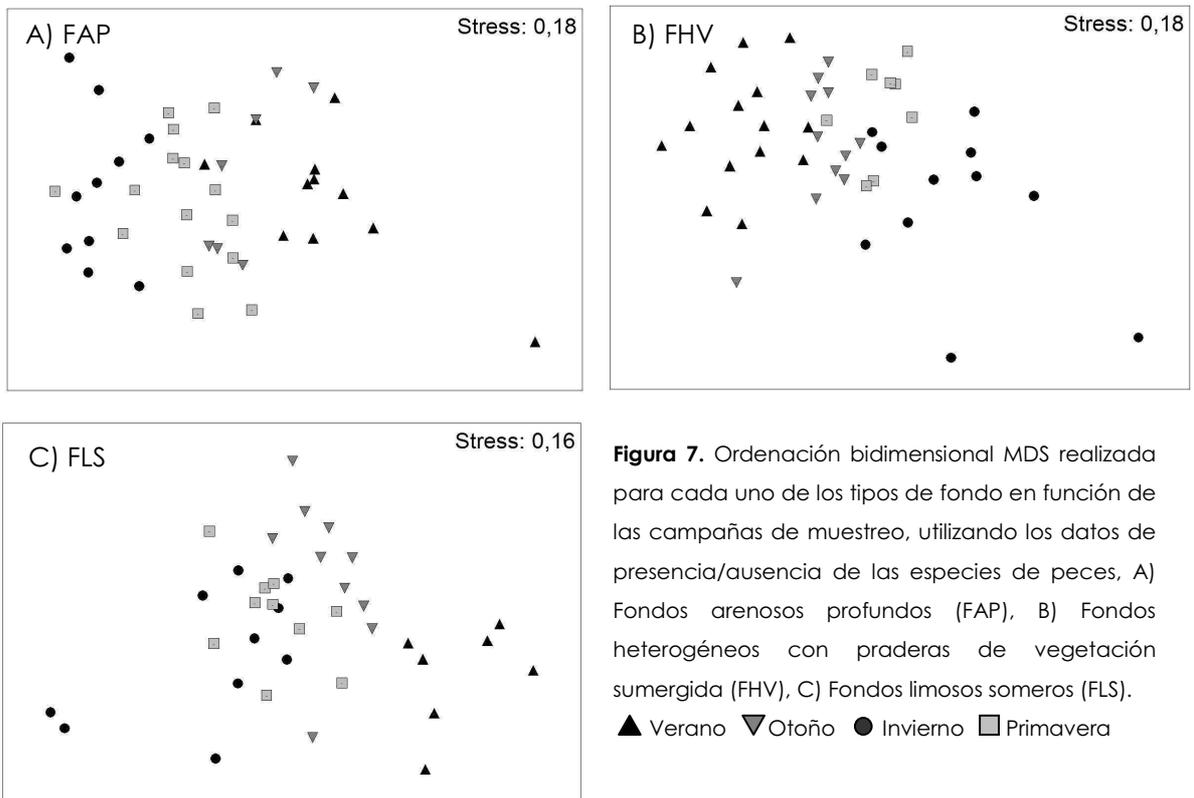


Figura 7. Ordenación bidimensional MDS realizada para cada uno de los tipos de fondo en función de las campañas de muestreo, utilizando los datos de presencia/ausencia de las especies de peces, A) Fondos arenosos profundos (FAP), B) Fondos heterogéneos con praderas de vegetación sumergida (FHV), C) Fondos limosos someros (FLS).

- ▲ Verano
- ▼ Otoño
- Invierno
- Primavera



Tabla 6. Resultados del análisis ANOSIM realizado para cada uno de los tipos de fondo en función de la campaña de muestreo, utilizando los datos de presencia/ausencia de las especies de peces. FAP) Fondos arenosos profundos, FHV) Fondos heterogéneos con praderas de vegetación sumergida, FLS) Fondos limosos someros.

	FAP		FHV		FLS	
	estadístico R	P	estadístico R	P	estadístico R	P
Verano-Otoño	0,098	0,097	0,284	0,01	0,672	0,001
Verano-Invierno	0,637	0,001	0,692	0,001	0,752	0,001
Verano-Primavera	0,429	0,001	0,564	0,001	0,821	0,001
Otoño-Invierno	0,488	0,001	0,417	0,001	0,371	0,001
Otoño-Primavera	0,224	0,01	0,402	0,01	0,218	0,030
Invierno-Primavera	0,150	0,014	0,256	0,08	0,023	0,288



4. DISCUSIÓN

4.1. Tipos de fondos o hábitats litorales

En el presente estudio, y en función de las variables del hábitat registradas, se puede constatar la presencia de tres tipos de fondos o hábitats diferenciados en las zonas someras litorales del Mar Menor: *Fondos arenosos profundos* (FAP), *Fondos con sustrato heterogéneo y praderas de vegetación bien desarrolladas* (FHV) y *Fondos limosos someros con presencia de pequeñas manchas de vegetación* (FLS). No obstante, cabe mencionar la presencia de otro tipo de hábitats, como por ejemplo los fondos rocosos naturales, asociados mayoritariamente a las zonas litorales de las islas interiores, y los fondos rocosos artificiales correspondientes a diques y escolleras situados a lo largo de todo el perímetro lagunar que, pese a que no han sido objeto de estudio en el presente trabajo, igualmente constituyen hábitats importantes para multitud de especies de peces en la laguna (Barcala 1999; Pérez-Ruzafa et al. 2006).

Los FAP se caracterizaron por presentar un sustrato homogéneo formado principalmente por arenas y gravas, una profundidad relativamente elevada y escaso desarrollo de la vegetación sumergida. Este tipo de hábitats se corresponden principalmente con playas de arena, naturales o artificiales, de las zonas urbanizadas del perímetro lagunar, tanto en la orilla oriental de la laguna (La Manga) como en la occidental (poblaciones de Los Nietos, Los Alcázares, Lo Pagán y San Pedro del Pinatar). Dichas localidades mantienen una importante actividad turística que conlleva la realización continua de trabajos de limpieza, mantenimiento y regeneración de sus playas, circunstancia que determina, en gran medida, las características ambientales de los fondos litorales asociados (Verdiell-Cubedo et al. 2008).

Por el contrario, los FHV se caracterizaron por un sustrato heterogéneo formado por una matriz de granulometría relativamente fina (arenas) con presencia abundante de cantos y guijarros. Además, estos fondos presentaron praderas de vegetación sumergida extensas y bien desarrolladas (valores elevados de recubrimiento y volumen de vegetación sumergida) formadas principalmente por la fanerógama *Cymodocea nodosa*, aunque también se localizaron praderas mixtas de ésta última junto con el alga *Caulerpa prolifera*.

Los FLS presentaron un sustrato de granulometría fina (mayoritariamente limos) con presencia de manchas de vegetación sumergida formadas por las fanerógamas *C. nodosa* y *Ruppia cirrhosa* y algas filamentosas de los géneros *Cladophora* y *Chaetomorpha*.

Estos dos últimos tipos de hábitats (FHV y FLS) se localizaron principalmente en la orilla occidental de la laguna y se encuentran asociados a playas o marinas de humedales litorales (Lo Poyo, El Carmolí, La Hita y Salinas de San Pedro del Pinatar) o áreas someras próximas (Cartagonovo y Punta Brava), que mantienen un elevado grado de naturalidad. Además, es frecuente la presencia de desembocaduras de ramblas que aportan, de forma estacional, gran cantidad de sedimentos, nutrientes y materia orgánica de origen terrestre a dichas zonas litorales (Lloret et al. 2005; Velasco et al. 2006; Marín-Guirao et al. 2008).



4.2. Abundancia, biomasa y riqueza de especies

En términos de abundancia y biomasa, los resultados obtenidos muestran que las familias dominantes fueron Mugilidae, Gobiidae, Sparidae y Atherinidae, situación que coincide con los datos obtenidos también en otras lagunas costeras europeas (Gordo y Cabral 2001; Pombo et al. 2005; Koutrakis et al. 2005; Franco et al. 2006; Ribeiro et al. 2006). Las especies pertenecientes a las familias Mugilidae, Sparidae y Atherinidae utilizaron estas zonas principalmente en sus fases juveniles. Debido a que muchas de estas especies son objeto de pesquerías, los resultados obtenidos resaltan la importancia de las zonas someras litorales del Mar Menor como áreas de cría y engorde de un gran número de especies de peces con interés comercial.

La identificación de los procesos relacionados con el reclutamiento, entendido éste como la llegada de alevines desde el hábitat marino a las zonas litorales y ambientes estuáricos, resulta esencial para llegar a una mayor comprensión de la dinámica poblacional de las distintas especies de peces (Caley et al. 1996). En este sentido, el reclutamiento del componente ictiofaunístico en la laguna del Mar Menor es un aspecto sobre el que, a pesar de su importancia biológica y económica, existen escasos conocimientos, aumentando la importancia de los resultados plasmados en el presente trabajo.

Por otro lado, y desde un punto de vista conservacionista, cabe destacar la presencia de especies amenazadas catalogadas en normativas nacionales y europeas o convenios internacionales como son el caso de *Aphanius iberus*, *Anguilla anguilla*, *Hippocampus guttulatus*, *Syngnathus abaster* y *Pomatoschistus marmoratus*.

Los fondos limosos someros (FLS), asociados a las zonas litorales de los humedales costeros del Mar Menor (La Hita, El Carmolí y Lo Poyo), presentaron una abundancia y biomasa totales superiores al resto de tipos de fondo (p.e. del orden tres veces superior a los FAP). Esta situación se debe por un lado, a las elevadas capturas de alevines y juveniles de especies migradoras pertenecientes a las familia Mugilidae (*Liza saliens*, *L. aurata* y *L. ramado*) y Sparidae (*Sparus aurata*) y por otro, a la abundante presencia de la especie residente *Pomatoschistus marmoratus* (Gobiidae) en estos fondos. Probablemente, las zonas someras litorales adyacentes a los humedales proporcionan abundantes recursos alimenticios para los estadíos larvarios y juveniles de las especies migradoras, ya que estas áreas presentan una elevada productividad y reciben un importante aporte de materia orgánica terrestre a través de las ramblas que desaguan en esta zonas (Lloret et al. 2005; Velasco et al. 2006; Marín-Guirao et al. 2008). Además, son zonas muy someras que generalmente mantienen una elevada turbidez del agua por lo que ofrecen mayor protección frente a los depredadores. En este sentido, varios autores han expuesto que la presencia de desembocaduras de cursos de agua en el interior de los sistemas lagunares y la elevada turbidez del agua son factores que favorecen la presencia de alevines y juveniles de especies de peces migradoras (Gordo y Cabral, 2001; Franco et al. 2006).

Por otro lado, en diversas lagunas costeras mediterráneas, se ha observado que el gobio de arena *P. marmoratus* presenta abundancias elevadas y es la especie dominante en hábitats



caracterizados por fondos limosos y arenosos con escaso desarrollo de la vegetación sumergida (Koutrakis et al. 2005; Franco et al. 2006), aspecto que concuerda con los resultados obtenidos en la presente Tesis Doctoral.

Igualmente, se obtuvieron valores máximos de abundancia y biomasa para *A. iberus*, principalmente durante la campaña de verano. Durante esta estación dichas zonas presentaron un elevado recubrimiento y volumen de vegetación sumergida debido al desarrollo de pequeñas manchas de la fanerógama *Ruppia cirrhosa* y acúmulos de algas filamentosas (principalmente *Cladophora* sp. y *Chaetomorpha* sp.), situación que favorece la colonización de este tipo de fondos por *A. iberus*. Así, los humedales de Lo Poyo, El Carmolí y La Hita, y sus zonas litorales asociadas, se han identificado como zonas prioritarias para la conservación de la población de esta especie amenazada en el Mar Menor (Oliva-Paterna 2006).

Los fondos heterogéneos con praderas de vegetación sumergida se caracterizaron por presentar abundancias y biomásas relativamente elevadas de las familias Syngnathidae, Sparidae, Atherinidae y Bleniidae. La especie *Syngnathus abaster* presentó los máximos valores de abundancia y biomasa en los FHV, ya que es una especie que presenta adaptaciones morfológicas y comportamentales que le permiten desarrollar su ciclo vital sobre los tallos y hojas de fanerógamas acuáticas (Malavasi et al., 2007).

Además, se observó que estos hábitats actuaron como importantes zonas de reclutamiento para los estados alevines y juveniles de especies migradoras de las familias Sparidae y Mugilidae. Así, durante la campaña de primavera estos fondos se caracterizaron por la importante presencia de juveniles de *Sparus aurata* y de especies de los géneros *Diplodus* y *Liza*, situación que coincide con los resultados obtenidos por Ribeiro et al. (2006) en la laguna costera de Ria Formosa y por Franco et al. (2006) en la laguna de Venecia. De forma similar, dos de las especies residentes más abundantes en la laguna, *Atherina boyeri* y *Salaria pavo*, junto con algunas especies de Góbidos, presentaron abundancias elevadas de sus fases juveniles en estos FHV. La biología de dichas especies explica en parte los resultados obtenidos, así por ejemplo, *A. boyeri* se reproduce en el Mar Menor durante los meses de primavera y principios de verano (Andreu-Soler et al. 2006), utilizando la vegetación sumergida para adherir los huevos (Fernández-Delgado et al. 2000), circunstancia que se ve reflejada en un incremento muy importante de sus capturas en los FHV durante la campaña estival. Por otro lado, la elevada complejidad estructural, el bajo hidrodinamismo y la abundante presencia de alimento en forma invertebrados, epífitos y restos vegetales (Mistri et al. 2000; Almeida et al. 2008), son factores clave que pueden incrementar el crecimiento y la supervivencia de los estadios juveniles de peces en estos hábitats (Franco et al. 2006; Ribeiro et al. 2006).

Finalmente, la menor riqueza específica y la dominancia de las tres especies predominantes en la laguna, *P. marmoratus*, *L. aurata* y *L. saliens*, caracterizaron la comunidad de peces de los fondos arenosos profundos, resultados que coinciden con los expuestos por Franco et al. (2006) y Ribeiro et al. (2006).



Con respecto a la dinámica temporal se observó que la abundancia y biomasa promedio totales fueron máximas durante las campañas de invierno y primavera, debido principalmente a la abundante presencia de larvas y juveniles de especies migradoras de las familias Mugilidae y Sparidae. Esta situación contrasta ligeramente con los trabajos realizados en las lagunas costeras de Óbidos y Ria Formosa (Portugal) (Gordo y Cabral 2001; Ribeiro et al. 2006), Venecia (Italia) (Franco et al. 2006) y Porto-Lagos (Grecia) (Koutrakis et al. 2005), donde los máximos de abundancia y biomasa se registraron principalmente durante los meses más cálidos de finales de primavera y verano, gracias al reclutamiento de las especies migradoras y residentes, respectivamente. Si bien en el presente estudio, los máximos de abundancia y biomasa de la mayor parte de las familias residentes (Atherinidae, Blenniidae, Cyprinodontidae y Syngnathidae) se obtuvieron durante el verano, coincidiendo con los resultados obtenidos en las lagunas costeras anteriormente mencionadas, los máximos de abundancia y biomasa de las familias migradoras (Mugilidae y Sparidae) se obtuvieron durante el invierno y la primavera. Probablemente, esta situación se deba a la posición latitudinal del Mar Menor y a las posibles diferencias estacionales en la temperatura del agua del Mar Mediterráneo con respecto a dichas regiones, por lo que el periodo reproductor para las especies migradoras estaría ligeramente adelantado en el tiempo y, por consiguiente, el periodo de reclutamiento para éstas en el Mar Menor.

4.3 Estructura de la comunidad de peces

Los resultados del análisis multivariante global, pusieron de manifiesto la presencia de diferencias poco marcadas en la composición de la comunidad de peces en función del tipo de fondo debido, probablemente, al carácter ubiquista de la mayor parte de las especies estudiadas. De hecho, especies como *S. abaster*, *P. marmoratus*, *L. saliens*, *L. aurata* y *A. boyeri* fueron capturadas en más del 60% de los arrastres realizados durante el periodo de estudio. Además, cabe destacar la escasa presencia de especies típicas de praderas de macrófitos, así, *Syngnathus typhle* e *Hippocampus guttulatus* fueron capturadas únicamente en el 6% y el 2% de las muestras, respectivamente. Estos resultados contrastan con los obtenidos por Franco et al. (2006) y Ribeiro et al. (2006), donde además de una mayor abundancia de dichas especies, se detectó una mayor riqueza de especies propias de praderas, p.e. el gobio *Zosterisessor ophiocephalus*, especies de la familia Syngnathidae (*Syngnathus acus*, *S. taenionotus*, *S. tenuirostris*, *Nerophis ophidion*) y especies de la familia Labridae (*Symphodus* spp.).

Sin embargo, en el análisis por pares se observó que el tipo de fondo que muestra más diferencias con respecto al resto son los FAP. Probablemente, esta situación se debe a una mayor complejidad estructural del hábitat y una mayor productividad y disponibilidad de recursos alimenticios en los FHV y FLS frente a los FAP, factores que aumentarían la capacidad de estos hábitats para mantener una comunidad de peces más diversa y estable en el tiempo (Franco et al. 2006; Ribeiro et al. 2006).



En cuanto al patrón estacional en la estructura de la comunidad se observó como, en general, las campañas que presentaron mayor diferenciación entre ellas fueron las campañas de invierno y verano, siendo el otoño y la primavera estaciones de transición o intermedias. Como se ha comentado anteriormente, esta situación se debe a cambios en la dominancia de las especies residentes frente a las típicamente migradoras. Así, la campaña de verano se caracterizaría por la dominancia en la comunidad de las especies residentes y la campaña de invierno por la presencia mayoritaria de especies migradoras.

5. CONCLUSIONES

Las conclusiones más significativas del presente trabajo son:

- En función de variables relacionadas con la estructura del hábitat, se puede constatar la presencia de tres tipos de fondos o hábitats litorales en las zonas someras del Mar Menor: *Fondos arenosos profundos*, *Fondos con sustrato heterogéneo y praderas de vegetación bien desarrolladas* y *Fondos limosos someros con presencia de pequeñas manchas de vegetación*.
- En términos de abundancia y biomasa, las familias dominantes fueron Mugilidae, Gobiidae, Sparidae y Atherinidae, situación que coincide con los resultados obtenidos en otras lagunas costeras europeas.
- Los fondos limosos someros presentaron valores de abundancia y biomasa totales superiores al resto de tipos de fondo. Las familias más representativas en este tipo de hábitats litorales fueron Mugilidae, Sparidae y Gobiidae.
- Los fondos heterogéneos con praderas de vegetación sumergida se caracterizaron por presentar abundancias y biomasa relativamente elevadas de las familias Syngnathidae, Sparidae, Atherinidae y Bleniidae.
- Los fondos arenosos profundos presentaron una menor riqueza específica, siendo las especies dominantes *Pomatoschistus marmoratus* (Gobiidae), *Liza saliens* y *L. aurata* (Mugilidae).
- Las variaciones temporales observadas en la abundancia y la biomasa de las familias estudiadas se deben, en su mayor parte, a la estacionalidad del reclutamiento de individuos juveniles de las especies migradoras y residentes en la laguna.
- La estructura de la comunidad de peces entre los distintos tipos de hábitats ha mostrado diferencias significativas, siendo los fondos arenosos profundos los hábitats que mostraron las diferencias más marcadas.
- La estructura de la comunidad de peces también ha mostrado diferencias temporales, los cambios más significativos se presentan entre el periodo estival e



invernal debido, principalmente, a cambios en la dominancia de las especies residentes frente a las típicamente migradoras.



6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- **Almeida C, Coelho R, Silva M, Bentes L, Monteiro P, Ribeiro J, Erzini K y Gonçalves JMS. 2008.** Use of different intertidal habitats by faunal communities in a temperate coastal lagoon. *Est. Coast. Shelf Sci.* 80: 357-364.
- **Andreu-Soler A, Oliva-Paterna FJ y Torralva M. 2006.** Seasonal variations in somatic condition, hepatic and gonad activity of sand smelt *Atherina boyeri* (Teleostei, Atherinidae) in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Folia Zool.* 55(2): 151-161.
- **Arias AM y Drake P. 1990.** Estados alevines y juveniles de la ictiofauna en los caños de las salinas de la bahía de Cádiz. Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía. CSIC. Junta de Andalucía.
- **Bain MB. 1999.** Substrate. En: Bain MB y Stevenson NJ (eds.). *Aquatic habitat assesment: common methods*, pp. 95-100. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- **Barcala E. 1999.** Estudio ecológico de la ictiofauna bentónica del Mar Menor. Tesis Doctoral, Universidad de Murcia.
- **Caley MJ, Carr MH, Hixon MA, Ugues P, Jones GP y Menge BA. 1996.** Recruitment and the local dynamics of open marine populations. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 27: 477-500.
- **Clarke KR. 1993.** Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18: 117-143.
- **De Maya JA, Andreu A, Miñano PA, Verdiell-Cubedo D, Egea A, Oliva-Paterna FJ y Torralva M. 2004.** Dinámica espacio-temporal de la familia Syngnathidae en las áreas someras del Mar Menor (SE, Murcia). Actas del III Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia. Murcia.
- **Fernández-Delgado C, Drake P, Arias AM y García D. 2000.** Peces de Doñana y su entorno. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- **França S, Costa MJ y Cabral HN. 2009.** Assesing habitat specific fish assemblages in estuaries along the Portuguese coast. *Est. Coast. Shelf Sci.* 83: 1-12.
- **Franco A, Franzoi P, Malavasi S, Riccato F, Torricelli P y Mainardi D. 2006.** Use of shallow water habitats by fish assemblages in a Mediterranean coastal lagoon. *Est. Coast. Shelf Sci.* 66: 67-83.
- **Gilliers C, Le Pape O, Désaunay Y, Morin J, Guéroult D y Amara R. 2006.** Are growth and density quantitative indicators of essential fish habitat quality? An application to the common sole *Solea solea* nursery grounds. *Est. Coast. Shelf Sci.* 69: 96-106.
- **Gordo LS y Cabral HN. 2001.** The fish assemblage structure of a hydrologically altered coastal lagoon: the Óbidos lagoon (Portugal). *Hydrobiologia* 459: 125-133.
- **Koutrakis ET, Tsikliras AC y Sinis AI. 2005.** Temporal variability of the ichthyofauna in a Northern Aegean coastal lagoon (Greece). Influence of environmental factors. *Hydrobiologia* 543: 245-257.
- **Lloret J, Marín A, Marín-Guirao L y Velasco J. 2005.** Changes in macrophytes distribution in a hypersaline coastal lagoon associated with the development of intensively irrigated agriculture. *Ocean Coast. Manage.* 48: 828-842.
- **Malavasi S, Franco A, Riccato F, Valerio C, Torricelli P y Franzoi P. 2007.** Habitat selection and spatial segregation in three pipefish species. *Est. Coast. Shelf Sci.* 75: 143-150.
- **Marín-Guirao L, Lloret J y Marín A. 2008.** Carbon and nitrogen stable isotopes and metal concentration in food webs from a mining-impacted coastal lagoon. *Sci. Total Environ.* 393: 118-130.



- **Miller SJ y Skilleter GA. 2006.** Temporal variation in habitat use by nekton in a subtropical estuarine system. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 337: 82-95.
- **Minello TJ, Able KW, Weinstein MP y Hays. 2003.** Salt marshes as nurseries for nekton: testing hypotheses on density, growth and survival through metaanalysis. *Mar. Ecol. Prog Ser.* 246: 39-59.
- **Mistri M, Fano EA, Rossi G, Caselli K y Rossi R. 2000.** Variability in macrobenthos communities in the Valli di Comacchio, northern Italy, a hypereutrophized lagoonal system. *Est. Coast. Shelf Sci.* 51: 599-611.
- **Oliva-Paterna FJ. 2006.** Biología y Conservación de *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846) en la Región de Murcia. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia. Murcia. <www.tesinred.net>.
- **Oliva-Paterna FJ, Andreu A, Miñano PA, Verdiell-Cubedo D, Egea A, de Maya JA, Ruiz-Navarro A, García-Alonso J, Fernández-Delgado C y Torralva M. 2006.** YOY fish species richness in the littoral shallows of the mesosaline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean coast of the Iberian Peninsula). *J. Appl. Ichthyol.* 22: 235-237.
- **Pérez-Ruzafa A, Quispe-Becerra JI, García-Charlton JA y Marcos C. 2004.** Composition, structure and distribution of the ichthyoplankton in a Mediterranean coastal lagoon. *J. Fish Biol.* 64: 202 - 218.
- **Pérez-Ruzafa A, Marcos C y Gilabert J. 2005.** The ecology of the Mar Menor coastal lagoon: a fast changing ecosystem under human pressure. En: Gönenç IE y Wolflin JP (eds.). Coastal lagoons. Ecosystem processes and modelling for sustainable use and development, pp. 392-422. CRC Press, Boca Ratón.
- **Pérez-Ruzafa A, García-Charlton JA, Barcala E y Marcos C. 2006.** Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). *Mar. Poll. Bull.* 53: 107-120.
- **Pérez-Ruzafa A, Marcos C, Pérez-Ruzafa IM, Barcala E, Hegazi MI y Quispe J. 2007.** Detecting changes resulting from human pressure in a naturally quick-changing and heterogeneous environment: spatial and temporal scales of variability in coastal lagoons. *Est. Coast. Shelf Sci.* 75: 175-188.
- **Pombo L, Elliott M y Rebelo JE. 2005.** Environmental influences on fish assemblages distribution of an estuarine coastal lagoon, Ria de Aveiro (Portugal). *Sci. Mar.* 69(1): 143-159.
- **Quinn G y Keough M. 2002.** Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, Cambridge.
- **Ribeiro J, Bentes L, Coelho R, Gonçalves JMS, Lino PG, Monteiro P y Erzini K. 2006.** Seasonal, tidal and diurnal changes in fish assemblages in the Ria Formosa lagoon (Portugal). *Est. Coast. Shelf Sci.* 67: 461-474.
- **Rountree RA y Able KW. 2007.** Spatial and temporal habitat use patterns for salt marsh nekton: implications for ecological functions. *Aquat. Ecol.* 41: 25-45.
- **Underwood AJ. 1997.** *Experiments in Ecology. The Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance.* Cambridge University Press, Cambridge.
- **Velasco J, Lloret J, Millán A, Marín A, Barahona J, Abellán P y Sánchez-Fernández D. 2006.** Nutrient and particulate inputs into the Mar Menor lagoon (SE Spain) from an intensive agricultural watershed. *Water Air Soil Poll.* 176: 37-56.



- **Verdiell-Cubedo D, Andreu A, Egea a, Oliva-Paterna FJ y Torralva M. 2004.** Dinámica espacio-temporal de la familia Mugilidae en las áreas someras del Mar Menor (SE, Murcia): Estados alevines y juveniles. Actas del III Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia. Murcia.
- **Verdiell-Cubedo D, Oliva-Paterna FJ y Torralva M. 2007a.** Fish assemblages associated with *Cymodocea nodosa* and *Caulerpa prolifera* meadows in the shallow areas of the Mar Menor coastal lagoon. *Limnetica* 26(2): 341-350.
- **Verdiell-Cubedo D, Oliva-Paterna FJ, Andreu A y Torralva M. 2007b.** Characterisation of the nursery areas for YOY Sparidae fish species in a Mediterranean coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *Anales de Biología* 29: 3-11.
- **Verdiell-Cubedo D, Oliva-Paterna FJ, Andreu A, Ruiz A, Moreno R, García A y Torralva M. 2008.** Migrant YoY and resident short-lived fish species in the shallow bottoms of the Mar Menor (SE Iberian Peninsula): shoreline development effects. XIV Congreso de la Asociación Ibérica de Limnología. Huelva, España.
- **Whitehead PJP, Bauchot ML, Hureau JC, Nielsen J y Tortonese E. 1986.** Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean vol. III. Unesco, Bungay.

PARTE V

CONCLUSIONES



CAPÍTULO 10

Resumen de conclusiones

RESUMEN DE CONCLUSIONES

En función de la serie de estudios presentados en esta memoria de Tesis Doctoral, cuya finalidad ha sido aportar información actualizada sobre la composición, estructura y parámetros de la biología de las comunidades de peces de las zonas someras litorales de la laguna, pueden ser extraídas una serie de conclusiones genéricas de conjunto.

En relación con el inventario y la caracterización específica de la ictiofauna de las zonas someras litorales del Mar Menor:

- (1)** Durante todo el periodo de estudio se capturó un total de 46 especies de peces, pertenecientes a 19 familias. Las familias Sparidae, Gobiidae, Mugilidae y Syngnathidae fueron las que presentaron mayor riqueza de especies.
- (2)** Las fases juveniles de Atherinidae, Mugilidae, Sparidae, Moronidae y Soleidae utilizaron las zonas someras litorales. Esta circunstancia destaca la importancia de dichas zonas para un elevado número de especies con interés pesquero.
- (3)** Las especies migradoras dominaron la comunidad de peces, seguidas por las especies residentes. A su vez, las especies mayoritarias fueron las microbentívoras, seguidas por las omnívoras y detritívoras. Las especies residentes detectadas mostraron mayormente una estrategia reproductiva basada en el cuidado parental y la construcción de nidos.
- (4)** De las 23 relaciones longitud-peso obtenidas, el 39,1% presentaron un incremento isométrico en sus proporciones corporales, el 52,2% un incremento alométrico positivo, y el 8,7% un incremento alométrico negativo. La mayor parte de las especies migradoras mostraron incrementos alométricos positivos, circunstancia que podría resaltar la importancia de las zonas someras litorales como lugares de engorde para los estados juveniles de estas especies.

En relación con la biología poblacional y asociaciones con el hábitat de especies bentónicas

(5) Las zonas someras litorales se han mostrado como hábitats importantes para el reclutamiento y/o reproducción de *Pomatoschistus marmoratus*, *Gobius cobitis*, *G. niger* y *Salaria pavo*.

(6) Las variaciones temporales en la abundancia y la biomasa de estas especies se deben, en su mayor parte, a la estacionalidad en el reclutamiento de juveniles y las migraciones con fines reproductivos de los individuos adultos.

(7) La variación espacial de la abundancia y biomasa de dichas especies se ha relacionado con la heterogeneidad ambiental presente en las zonas someras. Esta variación viene condicionada por la especificidad en sus requerimientos de hábitat, que resulta similar a la que presentan en otras lagunas costeras mediterráneas.

(8) Los valores de condición somática de las especies *Pomatoschistus marmoratus*, *Gobius cobitis* y *Salaria pavo* mostraron diferencias espaciales significativas en función de las localidades establecidas en las zonas someras de la laguna.

(9) La variación espacial en la condición de dichas especies se explica mayormente por variables descriptoras de la comunidad de peces. Esta situación puede ser indicadora de fenómenos de competencia intra- e interespecíficos.

En relación con los efectos del tipo de hábitat sobre la comunidad de peces de las zonas someras

(10) En función de variables relacionadas con la estructura del hábitat, se puede constatar la presencia de tres tipos de fondos o hábitats litorales en las zonas someras del Mar Menor: *Fondos arenosos profundos*, *Fondos con sustrato heterogéneo* y *praderas de vegetación bien desarrolladas* y *Fondos limosos someros con presencia de pequeñas manchas de vegetación*.

(11) En términos de abundancia y biomasa, las familias dominantes fueron Mugilidae, Gobiidae, Sparidae y Atherinidae, situación que coincide con los resultados obtenidos en otras lagunas costeras europeas.

(12) Los distintos tipos de fondo o hábitats litorales mostraron diferencias significativas en la riqueza de especies, así como en la abundancia y biomasa de varias de las familias objeto de estudio. La riqueza resultó significativamente mayor en los fondos heterogéneos con praderas de vegetación sumergida y en los fondos limosos someros; estos últimos mostraron valores de abundancia y biomasa totales superiores al resto de tipos de fondo.

(13) La abundancia y biomasa de la mayoría de las familias estudiadas, así como la riqueza específica, han mostrado diferencias temporales significativas. Dicha variación puede relacionarse con el reclutamiento de las especies residentes y migradoras en la laguna.

(14) La estructura de la comunidad de peces mostró diferencias en función de los tipos de fondo o hábitats litorales, siendo los fondos arenosos profundos los hábitats que mostraron las diferencias más marcadas. Las diferencias temporales más significativas se presentan entre los periodos estival e invernal debido, principalmente, a cambios en la dominancia de las especies residentes frente a las típicamente migradoras.