



UNIVERSIDAD DE MURCIA

**DEPARTAMENTO DE ZOOLOGÍA
Y ANTROPOLOGÍA FÍSICA**

Facultad de Biología

**Tesis de Licenciatura
Memoria**



**Dinámica espacio-temporal de la Familia Mugilidae
en las áreas someras del Mar Menor (SE, Murcia):
Estados alevines y juveniles.**

**David Verdiell Cubedo
Septiembre 2006**



UNIVERSIDAD DE MURCIA

FACULTAD DE BIOLOGÍA
DEPARTAMENTO DE ZOOLOGÍA Y ANTROPOLOGÍA FÍSICA

**Dinámica espacio-temporal de la Familia Mugilidae
en las áreas someras del Mar Menor (SE, Murcia):
Estados alevines y juveniles.**

Memoria presentada por

David Verdiell Cubedo

Licenciado en Biología

Directores: Dra. Mar Torralva Forero (Universidad de Murcia)
Dr. Francisco José Oliva Paterna (Universidad de Murcia)

Murcia, Septiembre 2006

Als meus pares,
Lola i Remi

Quiero mostrar mi más sincero agradecimiento a los directores, Mar y Siscu, a mis compañeros de la Línea de Investigación “Conservación de Vertebrados Acuáticos”, Asun, Andrés, Pedro, Ana y José Antonio, y al Departamento de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia, por su inestimable e imprescindible colaboración en la realización de esta tesis de licenciatura. Gracias de todo corazón a mi familia y a mis amigos por el apoyo incondicional que siempre he recibido por su parte.

A todos, muchas gracias.

Murcia, septiembre de 2006

ÍNDICE.

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	1
2. MATERIAL Y MÉTODOS	4
2.1. Descripción del área de estudio	4
2.2. Descripción de la Familia Mugilidae	11
2.3. Diseño de muestreo	34
2.4. Metodología de campo	
2.5. Metodología de laboratorio y tratamiento de los datos	42
2.5.1. Determinación de las especies	42
2.5.2. Análisis de la presencia/ausencia y dominancia específica	46
2.5.3. Análisis de la abundancia y la biomasa	46
2.5.4. Análisis de la estructura poblacional por tallas	50
2.5.5. Análisis de la relación Longitud-Peso	50
2.5.6. Análisis de la condición somática	51
3. RESULTADOS	53
3.1. Presencia/ausencia y dominancia específica	53
3.2. Análisis de la abundancia y la biomasa	57
3.3. Análisis de la estructura poblacional por tallas	77
3.4. Análisis de las relaciones Longitud-Peso	88
3.5. Análisis de la condición somática	94
4. DISCUSIÓN	102
5. CONCLUSIONES	111
6. BIBLIOGRAFÍA	114
7. ANEXO	

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS.

Las lagunas costeras y estuarios son ecosistemas con una elevada productividad biológica y, además, son una fuente muy importante de recursos alimentarios (Laserre, 1989; Malavasi *et al.*, 2004; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005). En la mayoría de ocasiones la fauna asociada a estos ecosistemas acuáticos presenta un elevado grado de rareza y endemidad, e incluso algunas de sus especies se encuentran en peligro de extinción (Martínez *et al.*, 2005).

A nivel de la comunidad ictícola estas áreas juegan un importante papel como lugares de cría de numerosas especies marinas de interés comercial. En un periodo u otro del año son utilizadas por los estados larvarios y juveniles, constituyendo importantes zonas de refugio y alimentación (Arias y Drake, 1990; Yañez-Arancibia *et al.*, 1994; Nordlie, 2003; Malavasi *et al.*, 2004; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2004; Koutrakis *et al.*, 2005).

Los peces juegan un papel fundamental en las lagunas costeras, su importancia deriva de su situación en la cadena trófica, conectando energéticamente los niveles de producción primarios con los niveles superiores. A su vez, juegan un importante papel en la exportación de energía fuera del ecosistema debido a la migración de juveniles de muchas especies una vez han alcanzado la madurez (Yañez-Arancibia *et al.*, 1988; Lefeuvre *et al.*, 1999; Zetina-Rejón *et al.*, 2003).

Diversos estudios han abordado la biología y la ecología de distintas especies ictícolas de la laguna, así como su distribución bionómica. Entre ellos cabe destacar las aportaciones de Lozano-Rey (1960), Lozano-Cabo (1954, 1969 y 1979), García-Carrascosa (1982), Ramos y Pérez-Ruzafa (1985), Pérez-Ruzafa (1989), Barcala (1992, 1999), Andreu-Soler *et al.* (2003a, b), Pérez-Ruzafa *et al.* (2004, 2006), Oliva-Paterna *et al.* (2006) y Verdiell-Cubedo *et al.* (2006).

Debido a la intensa explotación pesquera y turística (urbanizaciones, dragados, playas artificiales, puertos deportivos, etc.), la laguna del Mar Menor ha

sufrido una degradación generalizada, a estos impactos habría que sumarle la contaminación por vertidos de aguas residuales de origen urbano y las aguas provenientes del drenaje de los campos de cultivo del Campo de Cartagena, altamente eutrofizadas (Martínez y Esteve, 2000; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2000)

La composición específica de la laguna está sufriendo profundas modificaciones debido a las distintas actuaciones humanas (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1991); la apertura y dragado de canales de comunicación con el Mediterráneo (canal del Estacio, gola de Marchamalo) ha provocado un descenso de la salinidad y la entrada de nuevos taxones procedentes del Mar Mediterráneo. Un ejemplo muy claro lo tenemos en la masiva proliferación de medusas durante el verano (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002) y la sustitución de los fondos arenosos con vegetación escasa por unos de carácter fangoso y anóxico con densas praderas de *Caulerpa prolifera* (Forskaal) Lamourox, 1816 (Lloret *et al.*, 2005).

Estas alteraciones en el ecosistema producen igualmente modificaciones importantes en la comunidad ictícola de acuerdo con la tolerancia de las especies a las condiciones ambientales y a las variaciones de las mismas (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2006). De este modo, es fundamental estudiar y reconocer qué parámetros ambientales (abióticos y bióticos) afectan a dicha comunidad, ya que dichos estudios son una herramienta básica para la gestión y conservación de la comunidad ictícola, tanto desde su componente socioeconómico, como científico y conservacionista.

El reclutamiento, entendido éste como la llegada de los alevines desde el hábitat marino a las zonas litorales, estuarios y lagunas costeras, sigue siendo un aspecto poco conocido dentro de la ciencia pesquera. Varios autores han desarrollado sus trabajos en esta línea, intentando identificar los procesos que influyen en esta incorporación de individuos jóvenes y la magnitud de dicho reclutamiento (Watt-Pringle y Strydom, 2003; Strydom, 2003; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2004; Koutrakis *et al.*, 2005; Oliva-Paterna *et al.*, 2006). Pese a la importante actividad pesquera que soporta el Mar Menor es escasa la información existente sobre el reclutamiento de las especies ictícolas, aspecto que resulta fundamental para llegar a una mayor comprensión de su dinámica poblacional (Caley *et al.*, 1996).

Teniendo en cuenta todo lo anterior, este estudio aporta nuevos datos sobre el reclutamiento de cinco especies de la Familia Mugilidae en la laguna costera del Mar Menor, con el fin de proporcionar herramientas básicas necesarias para su adecuada gestión.

Objetivos específicos.

Los objetivos que se pretenden alcanzar con el presente estudio son los siguientes:

- Caracterización específica de la comunidad de alevines y juveniles de la Familia Mugilidae en las zonas someras de la laguna del Mar Menor.
- Establecimiento de la dinámica (temporal y espacial) de la abundancia y biomasa de la comunidad de alevines y juveniles de la Familia Mugilidae en las zonas someras de la laguna del Mar Menor.
- Establecimiento de las relaciones hábitat-comunidad de alevines y juveniles de la Familia Mugilidae en las zonas someras de la laguna del Mar Menor.
- Establecimiento de la estructura poblacional por tallas de la comunidad de alevines y juveniles de la Familia Mugilidae en las zonas someras de la laguna del Mar Menor.
- Estudio de la relación longitud-peso y la evolución de la condición somática (temporal y espacial) de la comunidad de alevines y juveniles de la Familia Mugilidae en las zonas someras de la laguna del Mar Menor.

2. MATERIAL Y MÉTODOS.

2.1. Descripción del área de estudio.

El Mar Menor es una laguna costera hipersalina localizada en el sureste de la Región de Murcia (37° 44' Norte, 0° 47' Oeste) (Fig. 2.1.1). 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 24 Km y una anchura variable (entre 100 y 1500 m).

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, 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 de 135,24 Km² y 45 Km de perímetro, siendo una de las lagunas de mayor extensión del Mediterráneo. Posee una profundidad media de 4 m y máxima de 7,2 m en la zona central (Mas, 1994). En su interior aparecen cinco islas de origen volcánico: Mayor o del Barón, Perdiguera, Rondella, del Sujeto y del Ciervo.

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, ésta 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. Éste ha sido provocado, a su vez, por la transformación de los cultivos extensivos de secano por unos intensivos irrigados con las aguas del trasvase Tajo-Segura (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002).

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 del Estacio. En la década de los 70, éste último fue dragado y ampliado para la navegación, lo 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).

La salinidad oscila entre 42 ‰ y 47 ‰ según la estación del año y la localización en la laguna. Estos valores contrastan con la salinidad media (53 ‰) que presentaba la laguna antes de la apertura del canal del Estacio. Las temperaturas también han sufrido una suavización de sus valores extremos, pasando de un rango de 6°-30,5° C en 1973 (Mas, 1994) a 10°-31° C en la actualidad, registrándose las temperaturas mínimas en el mes de enero y las máximas entre julio y agosto (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002).

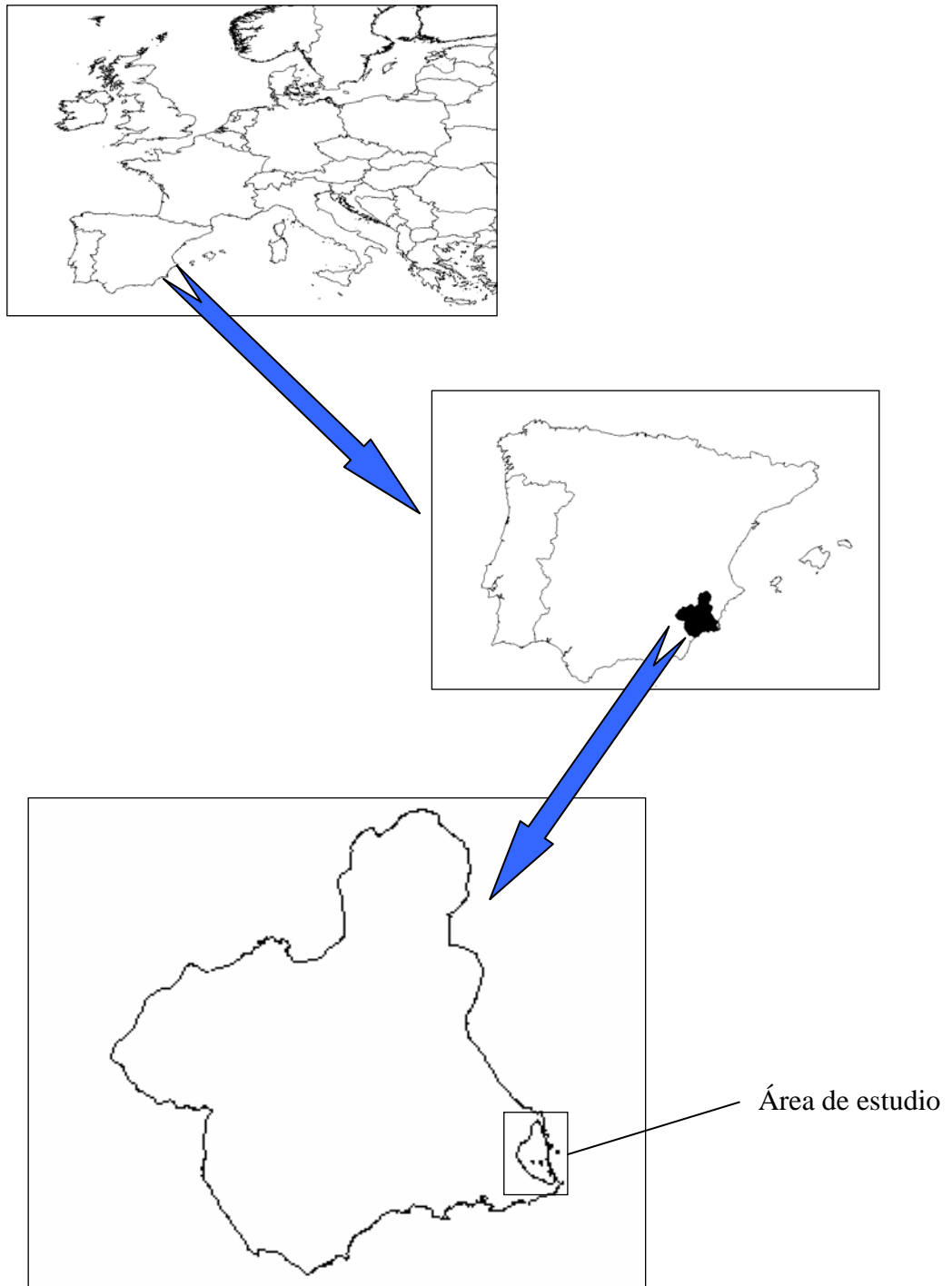


Figura 2.1.1. Localización del área de estudio.

La circulación del agua en la laguna viene determinada en gran medida por la entrada de agua, a través del canal del Estacio, procedente del Mar Mediterráneo (Fig. 2.1.2). 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.

Desde el punto de vista hidrográfico (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2004) se distinguen tres cubetas o subcuencas dentro de la laguna (Fig. 2.1.3):

1. Cubeta Norte: es la zona mas influida por las aguas mediterráneas que penetran por "Las Encañizadas" y "El Estacio". Presenta una salinidad media inferior al resto de cubetas.
2. Cubeta Sur: es la zona mas confinada de la laguna y presenta unos valores de salinidad y temperatura media más extremos.
3. Cubeta Central: situada entre las dos anteriores, presenta unos valores de salinidad y temperatura intermedios debido a la mezcla de aguas del Mediterráneo con las propias de la laguna.

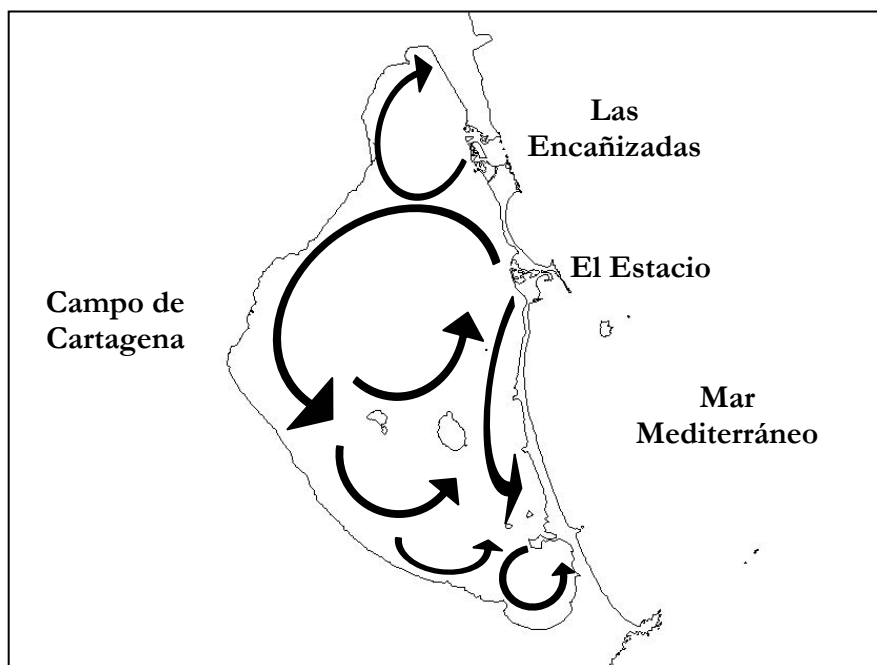


Figura 2.1.2. Circulación de las aguas en el interior de la laguna costera del Mar Menor [Modificado de Pérez-Ruzafa *et al.* (2004)].

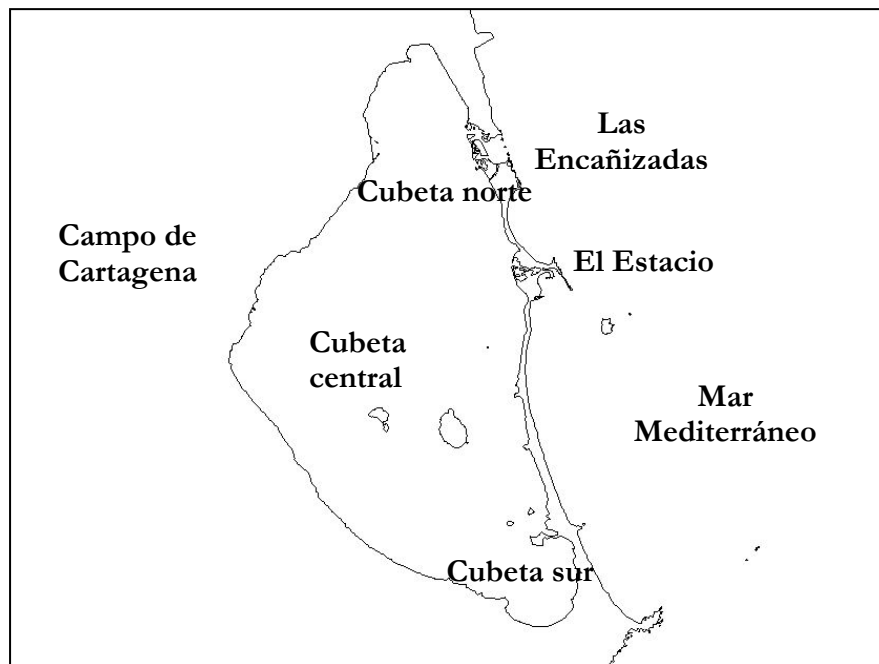


Fig. 2.1.3. Subcuencas o cubetas hidrográficas en la laguna costera del Mar Menor [Modificado de Pérez-Ruzafa *et al.* (2004)].

Los fondos de la laguna son principalmente blandos (99% de su superficie), limosos en su parte central y arenosos en las orillas. Existen fondos rocosos asociados a las islas y también a la presencia de diques y escolleras.

La relativa suavidad de las corrientes hace que los procesos de formación de playas de arena estén asociados, más que a un transporte longitudinal, a la presencia de arenales y sistemas dunares. Estos fondos arenosos están sufriendo un retroceso debido a las aportaciones terrígenas de las ramblas, y a la construcción de puertos deportivos y diques de regeneración de playas, que producen un aumento en la presencia de la fracción fina (limos y arcillas).

La vegetación que recubre los fondos está formada por una densa pradera de la macroalga *Caulerpa prolifera* (orejas de liebre). A partir de la modificación de las condiciones lagunares por la apertura del canal del Estacio, esta macroalga, procedente del Mediterráneo, ha colonizado prácticamente toda la laguna. 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. En las zonas someras y arenosas todavía permanecen manchas de la fanerógama *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson, 1869. Durante los meses más cálidos, y también en las zonas someras, aparecen comunidades del alga fotófila *Acetabularia calyculus*

Lamouroux, 1816. En la zona de Las Encañizadas se localizan pequeñas manchas de *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande, 1918 (Pérez-Ruzafa y Marcos, 2004).

En cuanto a la fauna cabe destacar la progresiva sustitución de las especies lagunares por especies propias del Mediterráneo. Por citar algún ejemplo, en aproximadamente 20 años la comunidad de moluscos gasterópodos ha sufrido un aumento de un 350% en el número de especies presentes en la laguna, de 30 especies en 1970 a 106 en 1988 (Pérez-Ruzafa *et al.*, 1991). Especialmente grave es el caso de la entrada de *Murex trunculus* Linnaeus, 1758, depredador de lamelibranquios, que ha provocado un descenso drástico de las poblaciones de berberecho (*Cerastoderma edule* Linnaeus, 1758) y chirla (*Chamelea gallina* Linnaeus, 1758). 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. La explosión demográfica de estos escifozoos está relacionada, según estudios recientes, con la entrada masiva de nutrientes provenientes de las explotaciones agrícolas intensivas del Campo de Cartagena (Martínez y Esteve, 2000; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002).

Atendiendo a la ictiofauna podemos decir que en la actualidad están presentes un total de 83 especies (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2004), algunas de ellas residentes y propias de la laguna como el gobio *Pomatoschistus marmoratus* (Risso, 1810), el chirrete (*Atherina boyeri* Risso, 1810), el fartet (*Aphanius iberus* Valenciennes, 1846), la aguja (*Singnathus abaster* Risso, 1827), el caballito de mar (*Hippocampus guttulatus* Cuvier, 1829), clasificado como Vulnerable en la lista de la UICN (UICN, 2002) y el fartet, especie catalogada como en “Peligro de Extinción” por el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas e incluido en el Anexo II de la Directiva Hábitats (Torrvalva *et al.*, 2001). Desde el punto de vista pesquero y económico podemos citar a la dorada (*Sparus auratus* Linnaeus, 1758), la anguila (*Anguilla anguilla* Linnaeus, 1758), la chapa (*Diplodus annularis* Linnaeus, 1758), el magre (*Lithognathus mormyrus* Linnaeus, 1758) y las especies de la Familia Mugilidae objeto de estudio en el presente trabajo, entre otras.

Durante estos últimos años la laguna costera del Mar Menor y los humedales adyacentes han sido objeto de atención, tanto a nivel nacional como internacional, debido a la gran riqueza y singularidad de especies animales y vegetales, y de los hábitats que los acogen. De este modo, 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* Linnaeus, 1758), garceta común (*Egretta garzetta* Linnaeus, 1766) y terrera marismeña (*Calandrella rufescens* Vieillot 1816), Lugar de Importancia Comunitaria, actuando *A. 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), de la unión de ZEPA y LIC, 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).

2.2. Descripción de la Familia Mugilidae.

La Familia Mugilidae contiene alrededor de 80 especies. Está ampliamente distribuida por todo el planeta, principalmente en mares de climas templados y tropicales (Nelson, 1994). En estos lugares ocupan multitud de hábitats: zonas costeras, estuarios, ríos, lagunas costeras, embalses, estanques salineros, etc.

Los mugílidos, en general, presentan ciclos de vida anfídromos (Fig. 2.2.1), es decir, realizan migraciones de cierta importancia hacia los estuarios y lagunas costeras (Granado-Lorencio, 1996).

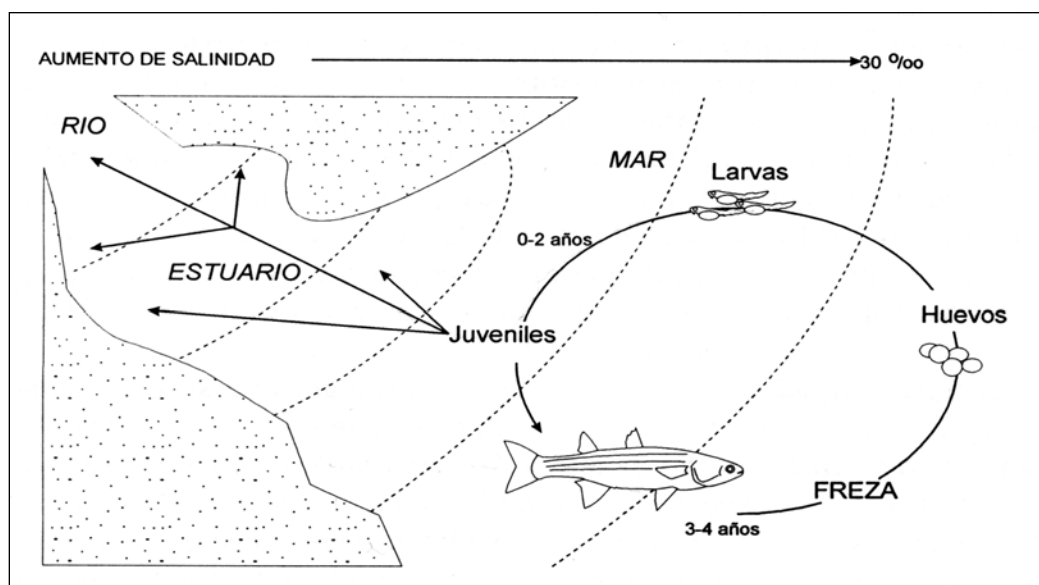


Figura 2.2.1. Ciclo de vida de los mugílidos [modificado de Granado-Lorencio (1996)].

En dichos ecosistemas suele presentarse como una de las familias dominantes dentro de la comunidad ictícola (Koutrakis *et al.*, 2000; Watt-Pringle y Strydom, 2003; Strydom, 2003; Simier *et al.*, 2004; Oliva-Paterna *et al.*, 2006). Esto es debido a la gran plasticidad ecológica que presenta dicha familia. La gran mayoría son especies altamente eurihalinas (Sostoa, 1986; Hotos, 1998; Cardona, 2001) y, en comparación con otras especies de peces, presentan la ventaja de poder consumir una gran variedad de alimentos: detritos, algas unicelulares, alimentos de origen animal tales como crustáceos, moluscos, insectos, etc. (Fernández-Delgado *et al.*, 2000; Cardona, 2001; Laffaille *et al.*, 2002; Almeida, 2003). Esta última característica

hace que la Familia Mugilidae tenga una gran importancia ecológica, ya que contribuye de manera decisiva en el flujo de materia y energía, desde los niveles inferiores a los superiores, en los ecosistemas donde se presenta (Laffaille *et al.*, 2002; Almeida, 2003; Zetina-Rejón *et al.*, 2003).

Los miembros de esta Familia son objeto de pesquerías y de cultivo en piscifactorías. Así, en áreas como el Mar Negro las capturas ascienden a 24.000 tm (Bas-Peired, 2002). En las costas españolas su importancia económica no es muy elevada, puntualmente se cultivan en piscifactorías, de forma extensiva junto con otras especies como la dorada (*Sparus aurata*), anguila (*Anguilla anguilla*) y lubina (*Dicentrarchus labrax*), como es el caso de los esteros de las salinas de la bahía de Cádiz (Drake *et al.*, 1984; Arias y Drake, 1990). En la Albufera de Valencia las capturas totales anuales ascienden a las 500 tm (Romo *et al.*, 2005). En el Mediterráneo oriental son muy cotizadas las huevas o “caviar de mújol”, llegando a alcanzar valores de mercado de hasta 140 €/Kg (Katselis *et al.*, 2005). Antiguamente, en el Mar Menor, sus capturas eran abundantes, unas 500 tm anuales (Ruzafa y Marcos, 2003), y tenían gran aceptación en el mercado, tanto la carne como las huevas (Lozano-Cabo, 1979). Actualmente sus capturas han disminuido considerablemente debido, principalmente, a la transformación del hábitat lagunar y a la desaparición de las artes de pesca tradicionales que permitían su captura.

Como amenazas de carácter general para las especies ícticas que viven en lagunas costeras y estuarios podríamos citar las siguientes:

- Degradación del hábitat por contaminación de las aguas y sedimentos debido a vertidos industriales, agrícolas y urbanos, que en muchos casos se ve aumentada por productos tóxicos utilizados en la acuicultura (Drake y Arias, 1997).
- Alteración de las corrientes y de la sedimentación debido a la construcción de escolleras, puertos deportivos, canalizaciones, etc. Estas alteraciones provocan cambios importantes en el hábitat (Planelles, 1997).
- Sobrepesca y pesca de inmaduros con artes de pesca intensivos (Sobrino *et al.*, 2005).
- Contaminación biológica por especies que, debido a alteraciones en el hábitat, presentan explosiones demográficas “no naturales” las cuales afectan negativamente a otras especies del entorno (Pérez-Ruzafa y Marcos-Diego, 2003).

Más concretamente, en el Mar Menor, se detectan las siguientes amenazas sobre la Familia Mugilidae:

- Contaminación por vertidos de origen agrícola e industrial. Las actividades agrícolas que se realizan en el Campo de Cartagena y la actividad minera pretérita en la Sierra Minera de La Unión y Portmán son focos importantes de contaminación por pesticidas y metales pesados (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002; Marín-Guirao *et al.*, 2005).
- La construcción de puertos, escolleras y urbanizaciones, y las obras de regeneración de playas han provocado un aumento de la fracción fina (limos y arcillas) en los sedimentos. Esto se traduce en una modificación del hábitat que puede repercutir negativamente sobre estas especies (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2006).
- Sustitución de los fondos arenosos con praderas de *Cymodocea nodosa* por otros cubiertos por una densa pradera de *Caulerpa prolifera*, al tiempo que los sustratos se vuelven limosos y anóxicos. Esta alteración puede suponer una reducción muy importante de las áreas apropiadas para la alimentación de los mugílidos (Pérez-Ruzafa y Marcos, 1987; Lloret *et al.*, 2006).
- Aparición, durante los meses más cálidos, de explosiones demográficas de las medusas *R. pulmo* y *C. tuberculata*, estas especies se alimentan, entre otras presas, de diatomeas y copépodos (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002). Las proliferaciones masivas de estas medusas pueden suponer una fuerte competencia por el alimento de los alevines y juveniles de mugílidos.
- Degradación y desaparición de los humedales asociados a la ribera del Mar Menor. Estos ecosistemas son de gran importancia para el reclutamiento de ciertas especies de mugílidos (Oliva-Paterna *et al.*, 2004; Cardona, 2001), y además, son zonas de alimentación y refugio para todas ellas.

Especies objeto de estudio.

A continuación se presenta la descripción, la biología y la distribución para cada especie objeto de estudio:

Liza saliens (Risso, 1810). Galúa.

Descripción

Presenta un cuerpo fusiforme, alargado y esbelto. Las aletas dorsales son dos, claramente separadas, la primera tiene cuatro radios duros y la segunda 1 radio duro y 8 blandos. Las aletas pelvianas presentan 1 radio duro y 5 blandos. Aletas pectorales largas, que al abatirlas hacia delante sobrepasan el ojo o al menos su mitad posterior. La aleta anal, opuesta a la segunda dorsal, tiene 3 radios duros y 9 blandos. Los ciegos pilóricos aparecen en dos grupos claramente separados y en número de 8 o 9, presentando en la zona ventral 3-4 ciegos largos y el resto, más cortos, en la zona dorsal. Presentan una mancha dorada característica en las mejillas, que es de coloración rojiza (Fig. 2.2.2).

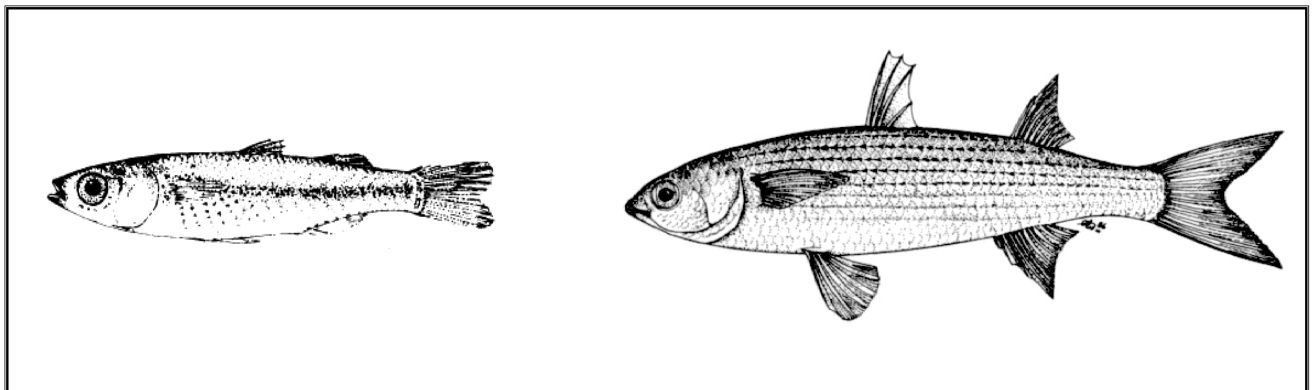


Figura 2.2.2. Estado alevín (izquierda) y adulto (derecha) de *Liza saliens* [modificado de Bauchot (1987) y Arias y Drake (1990)].

Biología y ecología

La galúa es una especie anfídroma. Se distribuye en una amplia gama de hábitats, desde las aguas costeras a tramos bajos de los ríos, pasando por estuarios y lagunas costeras.

La alimentación varía en función de la edad del pez y de los recursos de que dispone. De este modo, los estados alevines presentan una alimentación basada, principalmente, en el zooplancton (Arias y Drake, 1990; Fernández-Delgado *et al.*, 2000). En el delta del río Po se ha observado como los insectos también forman parte de la dieta de los alevines (Ferrari y Chieregato, 1981). Los juveniles y adultos tienen una dieta mixta a base de detritos, larvas de quironómidos y ostrácodos, aunque durante la primavera y el verano hay un aumento en la presencia de microalgas (Cardona, 2001).

De las cinco especies objeto de estudio es la que presenta la tasa de crecimiento más baja (Drake *et al.*, 1984), no superando los 35 cm de longitud (Ben-Tuvia, 1984). A su vez, según Cardona (1999), es la especie más sensible a las bajas temperaturas del agua; por debajo de los 20° C los juveniles y adultos detienen el crecimiento.

Esta especie, al igual que todas las tratadas en este estudio, realiza movimientos migratorios relacionados con la reproducción. Abandona las lagunas costeras, estuarios y ríos para reproducirse en la zona litoral. En el delta del Ebro se ha observado como la primera madurez sexual se alcanza a los 2+, con una talla mínima de 17 cm para las hembras y 14 cm para los machos. Las hembras depositan un elevado número de huevos pelágicos, la fecundidad oscila entre 129.041 y 232.939 oocitos (Sostoa, 1986).

La reproducción acontece durante finales de primavera y el verano. La llegada de alevines a los estuarios y lagunas costeras se produce durante los meses de verano y otoño, principalmente (Tabla 2.2.1).

Tabla 2.2.1. Periodo reproductor (++) y presencia de alevines (--) para *L. saliens* en distintas zonas geográficas.

<i>Liza saliens</i>	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Bahía de Cádiz												
(Arias y Drake, 1990)							----	----	----	----	----	----
Estuario Guadalquivir					++	++	++					
(Fernández-Delgado <i>et al.</i> , 2000)								----	----	----	----	----
Mar Menor						++	++	++	++			
(Lozano Cabo, 1979)												
Delta del Ebro						++	++	++				
(Sostoa, 1986)												
Islas Baleares							++	++				
(Cardona, 1999)												
Sureste de Francia							++	++				
(Cambrony, 1984)	----								----	----	----	----
Mar Egeo						++	++	++	++	++		
(Koutrakis, 2004)							----	----	----	----	----	----

Distribución

En el Océano Atlántico se distribuye por toda la costa de la Península Ibérica hasta el Golfo de Vizcaya y en las costas de Marruecos, posiblemente hasta Angola. Es común en el Mar Mediterráneo, incluyendo el Mar Negro y el Mar de Azov. Fue introducida en el Mar Caspio (Ben-Tuvia, 1984) (Fig. 2.2.3).

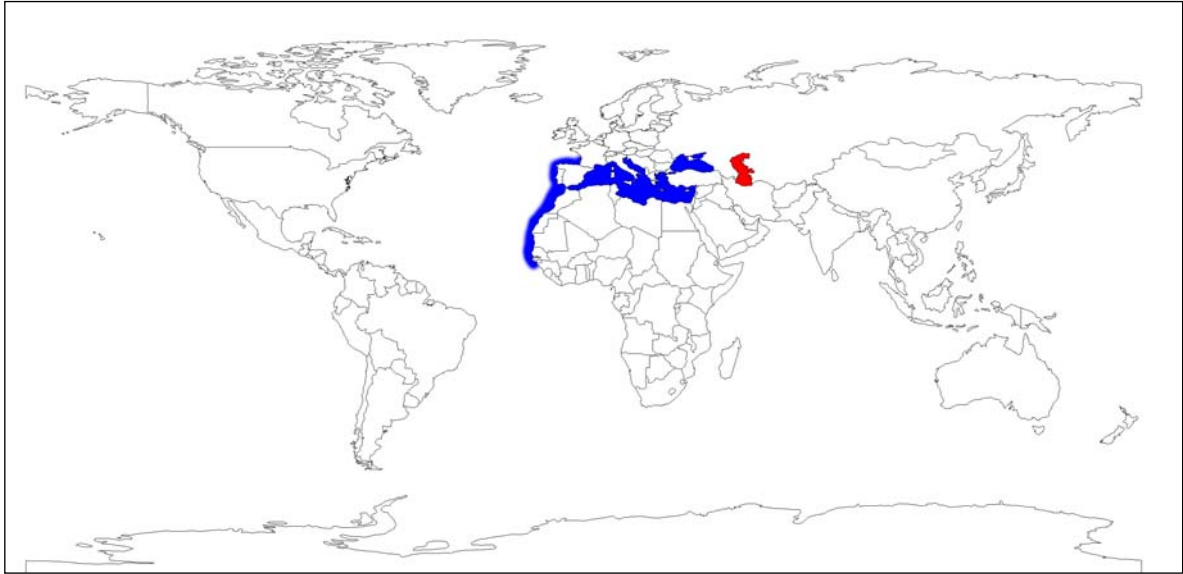


Figura 2.2.3. Distribución de *Liza saliens*. ■ Área natural de distribución. ■ Área donde la especie ha sido introducida.

Estatus de Conservación

Según el Reglamento de Pesca del Mar Menor (Decreto 9/1984), esta especie es considerada como pescable.

No se encuentra incluida en la Lista Roja de la UICN (Froese y Pauly, 2006).

Liza aurata (Risso, 1810). Galupe.

Descripción

Cuerpo alargado y fusiforme. Dos aletas dorsales separadas, la primera con 4 radios duros y la segunda con 1 radio duro y 8 blandos. Las pelvianas presentan 1 radio duro y 5 blandos. La anal se dispone opuesta a la segunda dorsal y posee 3 radios duros y 9 blandos. Las aletas pectorales son más largas que en las restantes especies del género, de forma que abatidas hacia adelante superan el centro del ojo. Presentan de 8 a 9 ciegos pilóricos, de tamaño decreciente desde el lado dorsal al ventral. La coloración es plateada, más oscura en el dorso, con bandas longitudinales más o menos marcadas. En el opérculo presentan una mancha dorada brillante (Fig. 2.2.4).

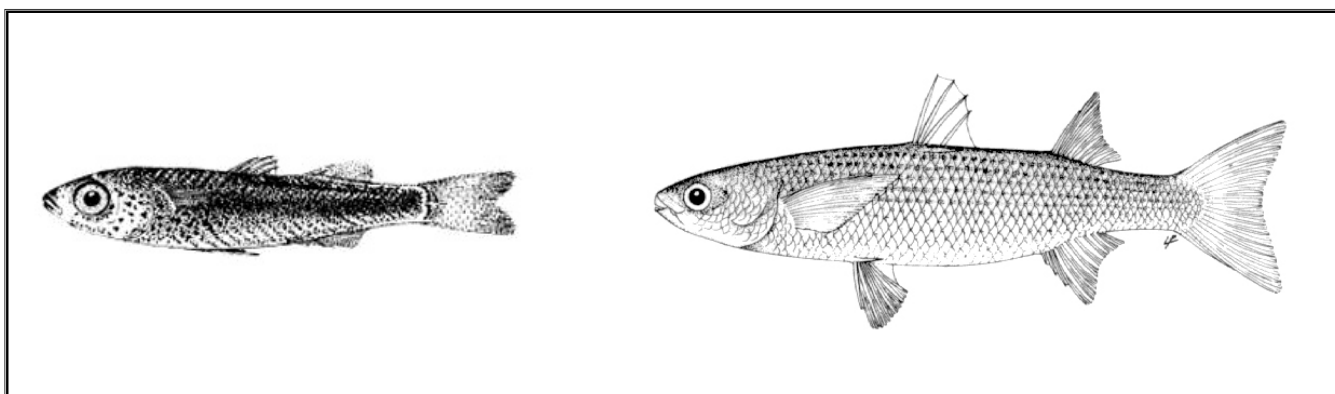


Figura 2.2.4. Estado alevín (izquierda) y adulto (derecha) de *Liza aurata* [modificado de Bauchot (1987) y Arias y Drake (1990)].

Biología y ecología

Es una especie anfídroma. Es la menos eurihalina de todas las especies estudiadas, siendo raro encontrarla en aguas dulces (Sostoa, 1986). Abundante en estuarios y lagunas costeras.

Los alevines se alimentan principalmente de copépodos y, en menor medida, de algas diatomeas (Fernández-Delgado *et al.*, 2000; Arias y Drake, 1990). Los juveniles y adultos basan su dieta principalmente en los detritos (Cardona, 2001), aunque también consumen diatomeas y algas filamentosas (Fernández-Delgado *et al.*, 2000).

En lo referente a su crecimiento, en el Delta del Ebro alcanza los 44 cm de longitud estándar y edades de 7 + (Sostoa, 1986).

La reproducción tiene lugar en aguas costeras. En el Delta del Ebro las hembras producen una gran cantidad de oocitos, entre 130.000 y 2.300.000 (Sostoa, 1986). El periodo reproductor se desarrolla durante finales del verano y el otoño. El reclutamiento para esta especie es bastante dilatado, presentándose los alevines principalmente durante el invierno y la primavera (Tabla 2.2.2).

Tabla 2.2.2. Periodo reproductor (++) y presencia de alevines (-) para *L. aurata* en distintas zonas geográficas.

<i>Liza aurata</i>	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Bahía de Cádiz												
(Arias y Drake, 1990)	----	----	----	----	----					----	----	----
Estuario del Guadalquivir												
(Fernández-Delgado <i>et al.</i> , 2000)	----	----	----	----	----					----	----	----
Mar Menor									++	++	++	
(Lozano Cabo, 1979)												
Oeste de Grecia								++	++	++	++	
(Hotos <i>et al.</i> , 2000)												
Sureste de Francia								++	++	++		
(Cambrony, 1984)	----	----	----	----	----						----	----
Mar Egeo (Koutrakis, 2004)	++								++	++	++	++
	----	----	----	----	----	----				----	----	----

Distribución

Se distribuye por el Océano Atlántico desde Madeira, pasando por las Islas Azores, hasta las costas de Noruega y Suecia. Su distribución alcanza todo el Mar Mediterráneo y el Mar Negro. Hacia el sur llega a alcanzar las islas de Cabo Verde y Senegal, así como la parte norte del Mar Rojo. Introducida en el Mar Caspio (Ben-Tuvia, 1984) (Fig. 2.2.5).

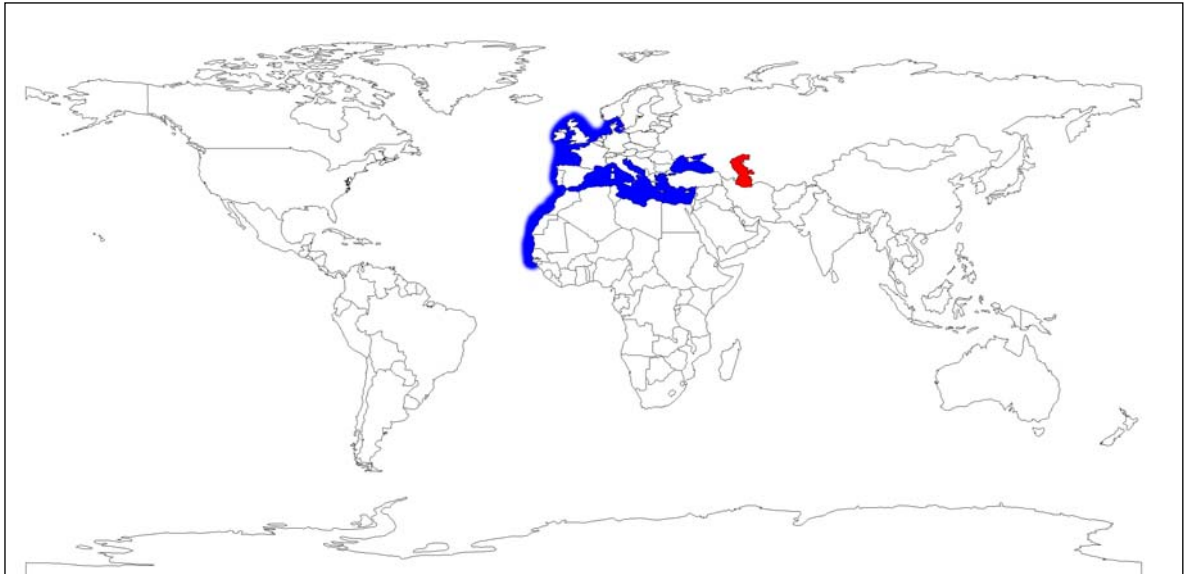


Figura 2.2.5. Distribución de *Liza aurata*. ■ Área natural de distribución. ■ Área donde la especie ha sido introducida.

Estatus de Conservación

Según el Reglamento de Pesca del Mar Menor (Decreto 9/1984), esta especie es considerada como pescable.

No se encuentra incluida en la Lista Roja de la UICN (Froese y Pauly, 2006).

Liza ramado (Risso, 1810). Morragute.

Descripción

Presenta un cuerpo alargado y fusiforme. Cabeza aplanada dorsoventralmente y rostro redondeado. Las fórmulas radiales de las aletas son iguales a las de las especies anteriores: dos aletas dorsales separadas, la primera con 4 radios duros y la segunda con 1 radio duro y 8 blandos, la aleta anal tiene 3 radios duros y 9 blandos, y la aleta pelviana 1 radio duro y 5 blandos. Coloración plateada brillante, con el dorso más oscuro y el vientre blanquecino. Una característica importante que nos ayuda a distinguirlo de otras especies de su familia es que el extremo de las aletas pectorales no llega a los ojos cuando éstas se abaten hacia delante. Otro carácter diferenciador es el número y disposición de los ciegos pilóricos; generalmente tiene siete, de igual tamaño (Fig. 2.2.6).

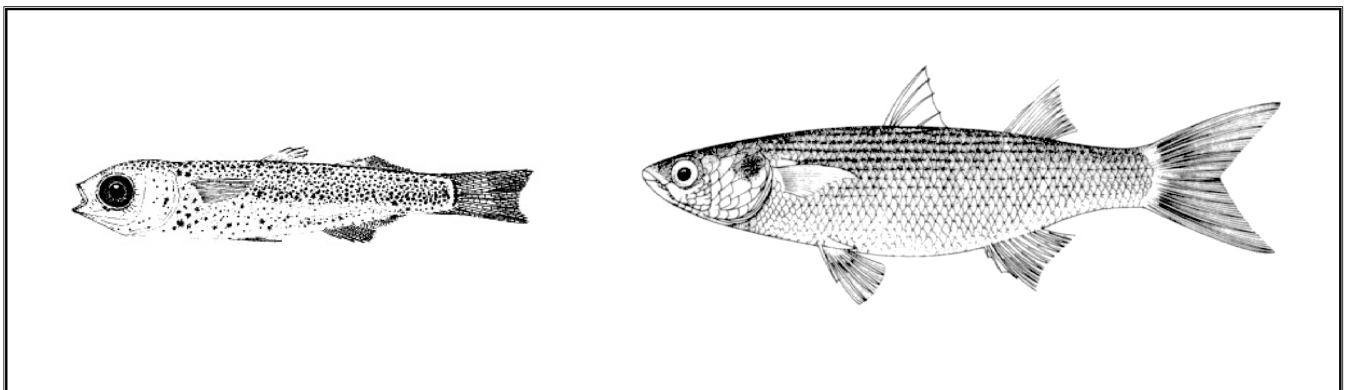


Figura 2.2.6. Estado alevín (izquierda) y adulto (derecha) de *Liza ramado* [Modificado de Bauchot (1987) y Arias y Drake (1990)].

Biología y ecología

Es una especie anfídroma. Es, junto con *Mugil cephalus*, la especie más eurihalina de las estudiadas. En el río Ebro se ha detectado su presencia a 30 Km. aguas arriba de la desembocadura (Sostoa, 1986). También es frecuente en los estuarios y lagunas costeras.

La alimentación de los alevines es bastante variada, aunque su principal alimento lo conforman copépodos y dípteros (Arias y Drake, 1990). Los juveniles y adultos también presentan una alimentación diversa, desde detritos y algas filamentosas (Cardona, 2001), hasta anfípodos, foraminíferos y moluscos (Fernández-Delgado *et al.*, 2000). Esta especie presenta una gran versatilidad ecológica ya que puede explotar distintos recursos alimenticios, así en el estuario del río Tajo se alimenta de las algas bentónicas que crecen en la zona intermareal y aguas arriba, ya en el río, se alimenta filtrando la materia orgánica suspendida en el agua (Almeida *et al.*, 1993).

En cuanto al crecimiento, esta especie puede alcanzar los 60 cm de longitud (Fernández-Delgado *et al.*, 2000). En el delta del Ebro llegan a alcanzar edades de 10+ para los machos y 9+ para las hembras (Sostoa, 1986).

Según el mismo autor, la madurez sexual para las hembras ocurre a la edad de 3+ con una longitud mínima de 30 cm, en los machos la madurez sexual ocurre a los 20 cm de longitud mínima y a la edad de 2+. La fecundidad absoluta oscila entre los 281.177 y 2.137.336 oocitos.

El periodo reproductor abarca principalmente los meses otoñales, aunque en determinadas zonas se retrasa hasta el invierno. El reclutamiento ocurre durante todo el invierno y principios de primavera (Tabla 2.2.3).

Tabla 2.2.3. Periodo reproductor (++) y presencia de alevines (-) para *L. ramado* en distintas zonas geográficas.

<i>Liza ramado</i>	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Bahía de Cádiz												
(Arias y Drake, 1990)	----	----	----	----	----						----	----
Estuario Guadalquivir								++	++	++	++	
(Fernández-Delgado <i>et al.</i> , 2000)	----	----	----	----	----							----
Mar Menor										++	++	++
(Lozano Cabo, 1979)												
Delta del Ebro									++	++	++	
(Sostoa, 1986)												
Sureste de Francia									++	++	++	
(Cambrony, 1984)	----	----	----	----	----	----						
Mar Egeo (Koutrakis, 2004)	++	++									++	++
	----	----	----	----	----							----

Distribución

En el Océano Atlántico, esta especie se distribuye desde las costas de Senegal hasta el Mar del Norte, llegando a las islas Azores. Además, es común en el Mar Mediterráneo y el Mar Negro. Especie que ha sido introducida en el Mar Caspio (Ben-Tuvia, 1984) (Fig. 2.2.7).

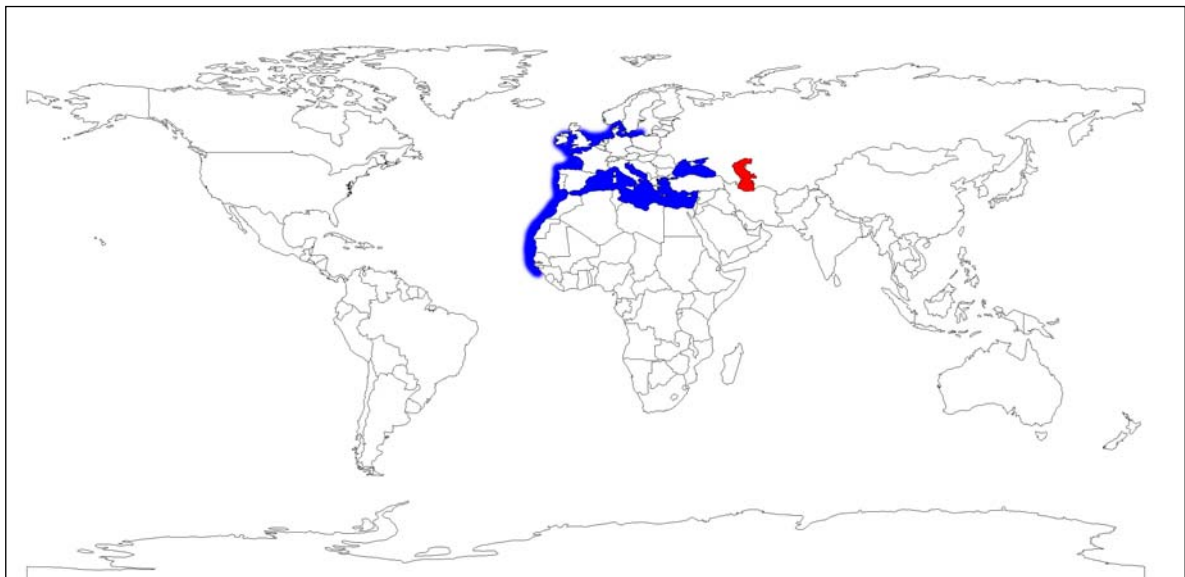


Figura 2.2.7. Distribución de *Liza ramado*. ■ Área natural de distribución. ■ Área donde la especie ha sido introducida.

Estatus de Conservación

Según el Reglamento de Pesca del Mar Menor (Decreto 9/1984), esta especie es considerada como pescable.

No está incluida en la Lista Roja de la UICN (Froese y Pauly, 2006).

Mugil cephalus (Linnaeus, 1758). Pardete.

Descripción

Es la especie de mayor tamaño, pudiendo sobrepasar los 100 cm de longitud y 6 Kg de peso. Cuerpo fusiforme, alargado y robusto. Cabeza grande y aplanada dorsoventralmente. Coloración plateada. Los ojos están provistos de una membrana adiposa muy desarrollada que los cubre dejando una ventana oval y vertical en su centro. Al igual que las especies anteriores presenta 2 aletas dorsales separadas, la primera con 4 radios duros y la segunda con 1 radio duro y 8 blandos. La aleta anal, opuesta a la segunda dorsal, tiene 3 radios duros y 9 blandos. Las pelvianas poseen 1 radio duro y 5 blandos. La coloración de las aletas, excepto las dorsales, es de color amarillento. Presenta dos ciegos pilóricos, uno más grande que el otro (Fig. 2.2.8).

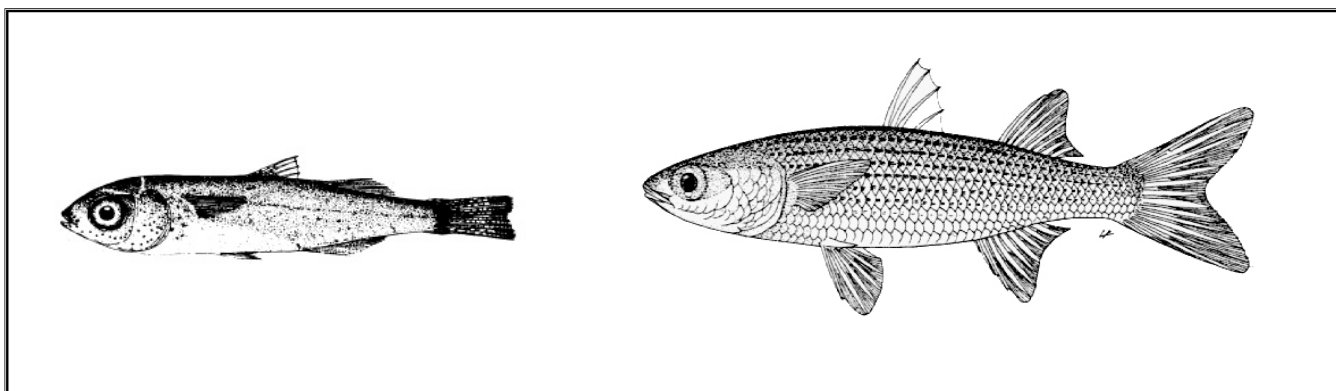


Figura 2.2.8. Estado alevín (izquierda) y adulto (derecha) de *Mugil cephalus* [Modificado de Bauchot (1987) y Arias y Drake (1990)].

Biología y ecología

Es una especie fuertemente eurihalina. Gracias a esta facultad puede vivir en multitud de ambientes acuáticos: zonas litorales, lagunas costeras hipersalinas, lagos de agua dulce, estuarios y ríos. Lozano-Cabo (1979) comenta que esta especie ha sido pescada en el Guadalquivir a su paso por Córdoba.

Según Arias y Drake (1990) la alimentación de los alevines es muy variada, en su dieta se incluyen tanto presas de origen animal (copépodos y dípteros) como de origen vegetal (algas microscópicas). Los adultos tienen una alimentación predominantemente fitófaga a base de algas y detritos, aunque también consumen presas de origen animal como ostrácodos y copépodos (Drake *et al.*, 1984; Cardona, 2001).

Presentan un crecimiento muy rápido, pudiendo alcanzar en poco más de un año los 30 cm de longitud y 500 g de peso (Arias y Drake, 1990). Los machos alcanzan la edad de 9+ y las hembras 8+ (Sostoa, 1986).

La primera madurez sexual ocurre a la edad de 4+, con una longitud media de 34 cm. La fecundidad absoluta oscila entre los 2.500.000 y los 7.800.000 oocitos (Sostoa, 1986).

La reproducción tiene lugar durante el verano y parte del otoño. Los alevines llegan a los estuarios y lagunas costeras durante el otoño y parte del invierno (Tabla 2.2.4).

Tabla 2.2.4. Periodo reproductor (++) y presencia de alevines (-) para *M. cephalus* en distintas zonas geográficas.

<i>Mugil cephalus</i>	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Bahía de Cádiz												
(Arias y Drake, 1990)								----	----	----	----	
Estuario Guadalquivir						++	++	++				
(Fernández-Delgado <i>et al.</i> , 2000)								----	----	----	----	
Mar Menor							++	++	++			
(Lozano Cabo, 1979)												
Delta del Ebro							++	++	++	++		
(Sostoa, 1986)												
Sureste de Francia							++	++	++			
(Cambrony, 1984)	----	----							----	----	----	----
Mar Egeo (Koutrakis, 2004)							++	++	++	++	++	
	----							----	----	----	----	----

Distribución

Es una especie ampliamente distribuida por gran parte de los mares tropicales y templados del planeta. Está presente en todo el Mar Mediterráneo y en el Mar Negro. En el Océano Atlántico nororiental se distribuye por las costas de Marruecos y de la Península Ibérica. También aparece en las islas Azores y Madeira. Introducida en el Mar Caspio (Ben-Tuvia, 1984) (Fig. 2.2.9).

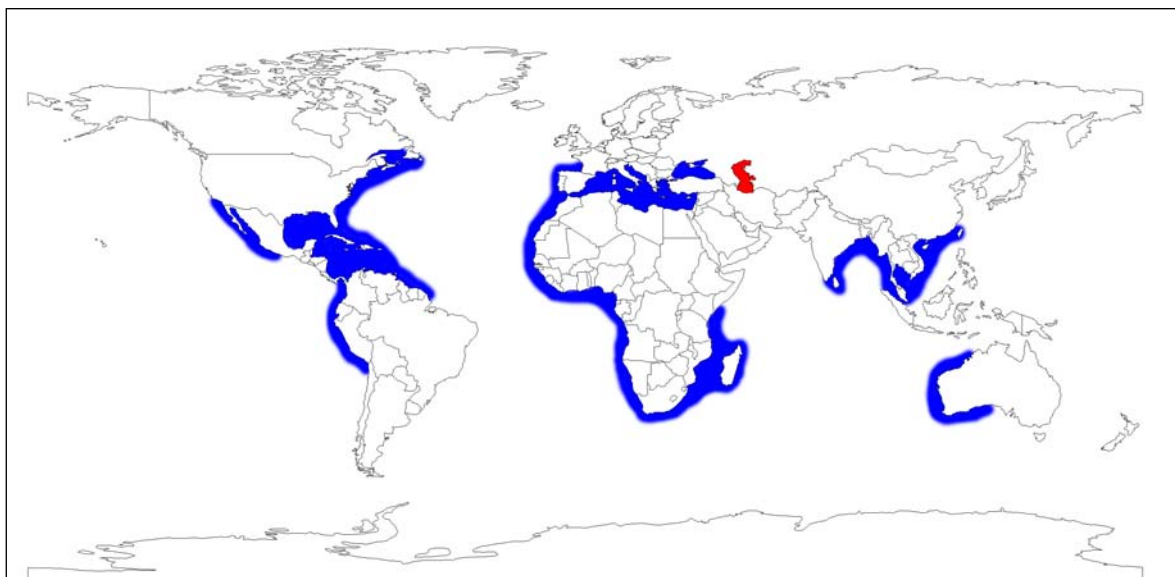


Figura 2.2.9. Distribución de *Mugil cephalus*. ■ Área natural de distribución. ■ Área donde la especie ha sido introducida.

Estatus de Conservación

Según el Reglamento de Pesca del Mar Menor (Decreto 9/1984), esta especie es considerada como pescable.

No se encuentra incluida en la Lista Roja de la UICN (Froese y Pauly, 2006).

Chelon labrosus (Risso, 1827). Lisa.

Descripción

Especie de aspecto más rechoncho que las anteriores. Presenta el labio superior engrosado y con papilas labiales bien patentes. Dos aletas dorsales separadas claramente, la primera con 4 radios duros y la segunda con 1 duro y 8 blandos. La aleta anal tiene 3 radios duros y 9 blandos. Los ciegos pilóricos son 6, aunque también pueden aparecer 5 ó 7, todos del mismo tamaño. La coloración es parecida a la de las otras especies, aunque posee una mayor variabilidad en función del medio en el que se encuentre (Fig. 2.2.10).

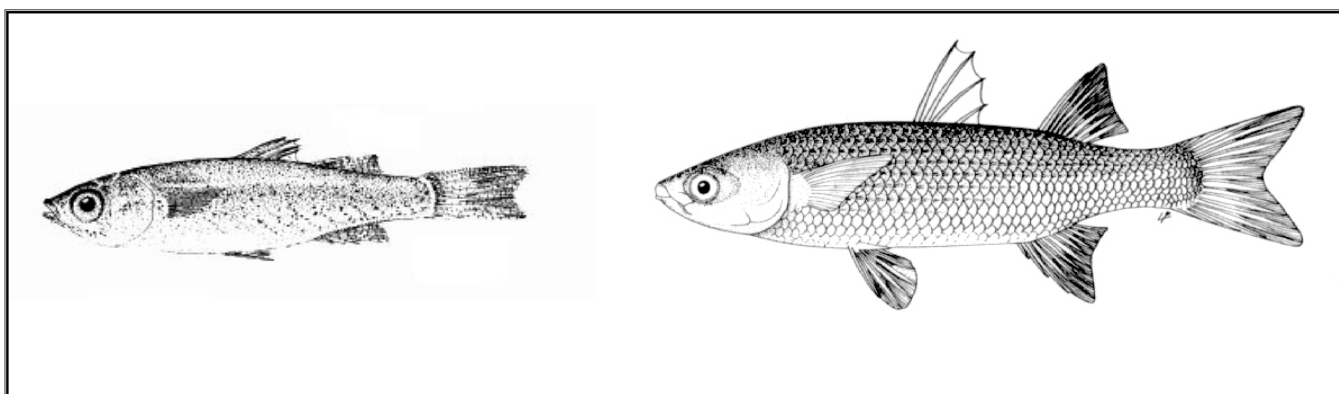


Figura 2.2.10. Estado alevín (izquierda) y adulto (derecha) de *Chelon labrosus* [Modificado de Bauchot (1987) y Arias y Drake (1990)].

Biología y ecología

Especie pelágica y catádroma. Presenta una elevada capacidad para tolerar ambientes hipersalinos. De este modo, los alevines y juveniles en condiciones de laboratorio llegan a soportar salinidades de 116 ‰ sin que se vea alterado su crecimiento (Hotos y Vlahos, 1998). Debido a su gran adaptabilidad a diferentes salinidades se le puede encontrar en un amplio rango de hábitats tales como aguas marinas, estuarios, lagunas costeras hipersalinas, estanques salineros, etc.

El principal alimento de los alevines son los copépodos, aunque también consumen algas unicelulares (Arias y Drake, 1990; Fernández-Delgado *et al.*, 2000). Los adultos tienen una dieta omnívora, consumiendo algas filamentosas, diatomeas, detritos, copépodos y ostrácodos (Drake y Arias, 1984; Cardona, 2001).

Presenta una elevada tasa de crecimiento, así en los cultivos en estero de la bahía de Cádiz se obtienen ejemplares de 300 g de peso en 18 meses desde su entrada en los esteros (Arias y Drake, 1990).

La edad máxima encontrada por Sostoa (1986) en el delta del Ebro es de 14+ para las hembras y 12+ para los machos. A su vez, el peso y longitud máximos fueron para una hembra de 3,4 Kg y 54 cm.

La primera madurez sexual ocurre a los 2+ para los machos y 3+ para las hembras, con una longitud mínima de 20 cm y 23 cm, respectivamente. La fecundidad varía entre los 917.000 y los 1.840.714 oocitos (Sostoa, 1986).

La reproducción en esta especie tiene lugar a finales de invierno y parte de la primavera. La llegada de los alevines acontece durante un corto periodo de tiempo, principalmente durante la primavera (Tabla 2.2.5).

Tabla 2.2.5. Periodo reproductor (++) y presencia de alevines (-) para *C. labrosus* en distintas zonas geográficas.

<i>Chelon labrosus</i>	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Bahía de Cádiz												
(Arias y Drake, 1990)			----	----	----	----						
Estuario Guadalquivir		++	++	++	++							
(Fernández-Delgado <i>et al.</i> , 2000)			----									
Mar Menor			++	++								
(Lozano Cabo, 1979)												
Delta del Ebro	++	++	++	++							++	++
(Sostoa, 1986)												
Sureste de Francia			++	++								
(Cambrony, 1984)						----	----					
Norte Mar Egeo (Koutrakis, 2004)		++	++	++								
				----	----	----	----	----				
Mar Egeo		++	++	++								
(Koutrakis <i>et al.</i> , 1994)				----	----	----	----					

Distribución

Su distribución es bastante amplia. En el Océano Atlántico se distribuye desde las costas de Senegal hasta el sur de Islandia, incluyendo Gran Bretaña y las costas del sur de Noruega. También se distribuye por todo el Mediterráneo. No se encuentra en el mar Negro (Ben-Tuvia, 1984) (Fig. 2.2.11)

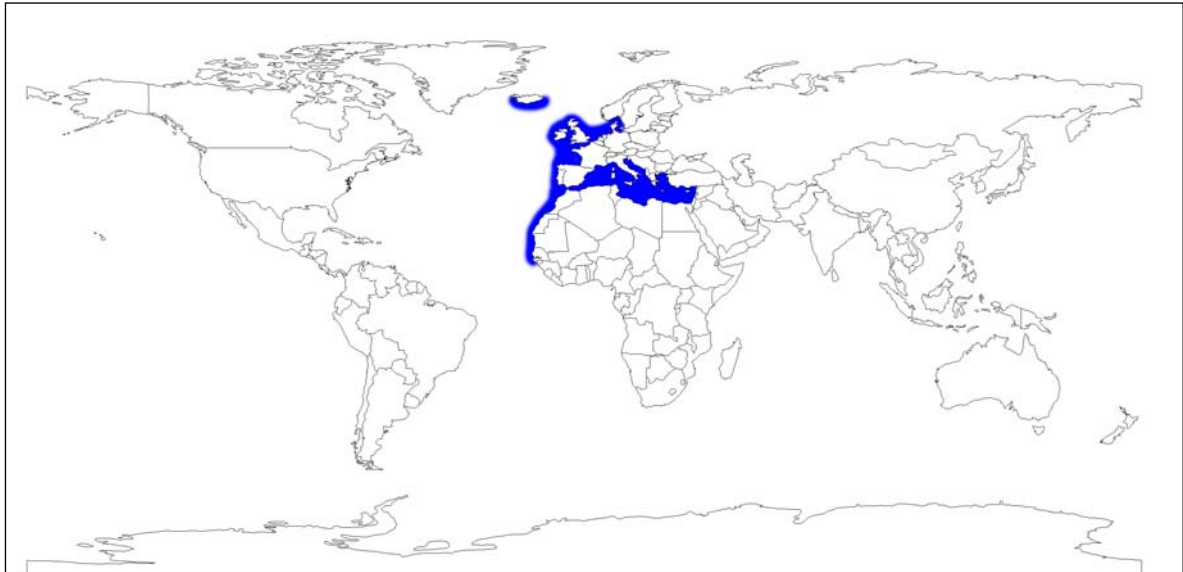


Figura 2.2.11. Distribución de *Chelon labrosus*. ■ Área natural de distribución.

Estatus de Conservación

Según el Reglamento de Pesca del Mar Menor (Decreto 9/1984), esta especie es considerada como pescable.

No se encuentra incluida en la Lista Roja de la UICN (Froese y Pauly, 2006).

2.3. Diseño de muestreo.

El periodo de estudio comprendió tres campañas de muestreo: verano de 2002, invierno de 2003 y verano de 2003.

2002												2003											
E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D

	Periodo de trabajo de campo
	Periodo de trabajo de laboratorio

En primer lugar se procedió a la sectorización del perímetro lagunar en función de las siguientes variables de 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 variables del macrohábitat (zonas urbanizadas, playas asociadas a humedales costeros, etc.)

De este modo se obtuvo un total de 16 sectores (Tabla 2.3.1) que abarcan la totalidad del perímetro lagunar (Fig. 2.3.1).

Tabla 2.3.1. Denominación y características de los sectores de muestreo.

Sector	Extensión sector de muestreo
La Manga (S01)	La Chanta-Pº Tomás Maestre
La Manga (S02)	Pº Tomás Maestre-El Pedrucho
La Manga (S03)	El Casino-Los Alíseos
La Manga (S04)	Isla del Ciervo-El Vivero (exterior Mar Menor)
Playas Sur (S05)	Playa Paraíso-Playa del Arsenal
Mar de Cristal (S06)	Punta de la Lomas/Punta del Plome-Islas Menores
Los Nietos (S07)	Los Nietos Sur-Los Nietos Norte
Lo Poyo (S08)	Lo Poyo Sur-Lo Poyo Norte
Los Urrutias (S09)	Estrella del Mar-Punta Brava
El Carmolí (S10)	Carmolí Sur-Carmolí Norte
Albujón - Carrizal (S11)	Cartagonovo-Los Alcázares
Los Alcázares (S12)	Los Palmeras-Punta Galera
Carrizal de la Hita (S13)	Playa de la Hita
A.G.A. (S14)	Playa las Tres Marías-A.G.A. El Puerto
Santiago de la Ribera-Lo Pagán (S15)	Santiago de la Ribera-Villa Nanitos
Salinas San Pedro Exterior (S16)	Salinas S. Pedro Norte-Molino La Calcetera



Figura 2.3.1. Sectorización del perímetro lagunar realizada en el presente estudio.

En cada uno de los sectores establecidos en las áreas someras de la laguna se ha trabajado en un mínimo de dos localidades por sector (puntos de muestreo), conformando un mínimo de 32 puntos de muestreo por estación de trabajo. La selección de las localidades de muestreo dentro de cada sector (Fig. 2.3.2) se basa en el criterio de representatividad. Según este criterio las localidades de muestreo se establecen en función de las variables de macrohábitat características de cada sector.



Figura 2.3.2. Ejemplo de selección de las localidades de muestreo en función de las variables de macrohábitat características de cada sector.

2.4. Metodología de campo.

La metodología de muestreo ha estado condicionada a la sectorización de las zonas someras de la laguna comentada anteriormente. Con el fin de obtener datos contrastables se ha estandarizado el método de muestreo.

El arte de pesca utilizado es una red de arrastre manual (10 m de longitud x 1,5 m de altura), sin copo y con una luz de malla de 5 mm. Este método resulta muy útil en la toma de muestras (Fig. 2.4.1), en zonas someras, de alevines y juveniles y adultos de especies de pequeña talla (Strydom, 2003; Franco *et al.*, 2006). Para los muestreos cualitativos, y cuando no se podía realizar el arrastre (presencia de rocas, zonas muy fangosas, etc.), se utilizaba un salabre o cedazo y/o Minnow-Traps (trampas tipo Minnow) (Fig. 2.4.2).

En cada localidad de muestreo se realizaron tres arrastres semicuantitativos y uno cualitativo. Los arrastres semicuantitativos se realizaron sobre una superficie fija de 160 m² (20 m de longitud de orilla x 8 m red). Los muestreos cualitativos se llevaron a cabo en zonas con características distintas a la zona donde se realizan los arrastres semicuantitativos (escolleras, manchas de vegetación acuática, embarcaderos, etc.) con el fin de obtener el máximo número de especies de la localidad.

De este modo el esfuerzo de muestreo por localidad es de 480 m² (3 arrastres x 160 m²).

Los resultados se expresan en Capturas por Unidad de Esfuerzo (CPUEs) y Biomasa por Unidad de Esfuerzo (BPUEs), cuya fórmula es la siguiente:

$$\text{CPUEs} = \text{n}^\circ \text{ de individuos} / 160 \text{ m}^2 \text{ (n}^\circ \text{ de individuos por arrastre)}$$

$$\text{BPUEs} = \text{g de individuos} / 160 \text{ m}^2 \text{ (g de individuos por arrastre)}$$



Figura 2.4.1. Secuencia de uso de la red de arrastre en las áreas someras del Mar Menor.



Figura 2.4.2. Metodología empleada en los muestreos cualitativos en las áreas someras del Mar Menor. Trampa tipo *minnow* (izquierda) y salabre (derecha).



Figura 2.4.3. Valoración del hábitat en las zonas someras del Mar Menor.

La valoración de las variables ambientales en cada una de las localidades se realizó a nivel de arrastre (Fig. 2.4.3). Posteriormente, en los análisis estadísticos, se utilizaron los valores promedios de dichas variables calculados para cada sector.

Las variables utilizadas en la valoración del hábitat fueron las siguientes:

- **Variables físico - químicas**

1. Profundidad (cm): mediante el uso de un profundímetro se tomaron 3 medidas por arrastre.
2. Sustrato: se realizó una estima de la granulometría media del sustrato y su heterogeneidad por arrastre *sensu* Bain (1999).
3. Temperatura (°C): mediante el uso de un multiparámetros (modelo WTW 340i) se tomaron tres medidas por arrastre.
4. pH: mediante el uso de un multiparámetros (modelo WTW 340i) se tomaron tres medidas por arrastre.
5. Conductividad ($\mu\text{S}-\text{mS}/\text{cm}^2$): mediante el uso de un multiparámetros (modelo WTW 340i) se tomaron tres medidas por arrastre.
6. Salinidad (‰): mediante el uso de un multiparámetros (modelo WTW 340i) se tomaron tres medidas por arrastre.
7. Transparencia del agua: se valoró en una escala ordinal de 1 a 3: 1 = incolora, 2 = intermedia, 3 = turbia.

- **Variables bióticas**

1. Vegetación subacuática. Recubrimiento ($\%/m^2$): se realizó una estima del porcentaje de cobertura vegetal de la superficie de arrastre.
2. Vegetación subacuática. Volumen/densidad: se realizó una estima por arrastre sobre una escala ordinal de 1 a 5.

2.5. Metodología de laboratorio y tratamiento de los datos.

Aunque a lo largo del periodo de estudio se han capturado individuos de las cinco especies de mugílidos citadas con anterioridad por Lozano-Cabo (1979) en la laguna costera del Mar Menor (*Liza aurata*, *L. saliens*, *L. ramado*, *M. cephalus* y *Ch. labrosus*), solo se ha profundizado en el estudio de las tres especies del género *Liza* debido, fundamentalmente, al escaso número de capturas del resto de especies.

Los ejemplares capturados en cada una de las localidades fueron fijados en una solución de formaldehído al 10% y trasladados al laboratorio para su posterior procesado.

El procesado de los ejemplares se llevo a cabo en dos etapas:

1. Identificación taxonómica de las especies, conteo del número de individuos y obtención del peso total para cada una de las especies y por localidad de muestreo.
2. Para cada especie se tomaron medidas individuales de la longitud total (Lt, $\pm 0,1$ cm), longitud estándar (Ls, $\pm 0,1$ cm) y peso total húmedo (Pt, $\pm 0,01$ g). El número de ejemplares procesados fue proporcional a la abundancia de la especie por localidad. De este modo, fueron procesados un total de 1314 ejemplares de *L. aurata* y 581 de *L. saliens*, pertenecientes a la campaña de verano de 2002. Con respecto a la campaña de invierno de 2003, fueron procesados un total de 1642 ejemplares de *L. aurata*, 832 de *L. saliens* y 497 de *L. ramado*. Tanto *M. cephalus* como *Ch. labrosus* presentaron un bajo número de ejemplares durante las campañas de muestreo, por lo que no fueron procesados ejemplares de estas especies.

2.5.1. Determinación de las especies.

Para la determinación de las especies se procedió a la observación directa del patrón de pigmentación de los ejemplares y a la disposición y número de los ciegos pilóricos, característicos de cada especie, *sensu* Arias y Drake (1990).

Liza aurata

Los alevines y juveniles de *L. aurata*, conservados en formaldehído, presentan una pigmentación más intensa que el resto de especies. Además, en el pedúnculo caudal existe una línea transversal de pigmentos seguida de otra en forma de media luna. Presentan 8-9 ciegos pilóricos, de tamaño decreciente desde el lado dorsal al ventral (Arias y Drake, 1990) (Fig. 2.5.1.1).

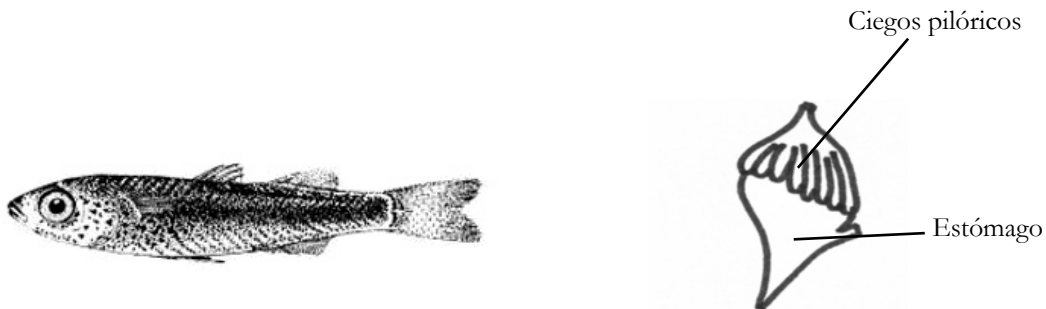


Figura 2.5.1.1. Pigmentación de los alevines de *L. aurata*, y número y disposición de los ciegos pilóricos. Modificado de Arias y Drake (1990).

Liza saliens

Esta especie presenta una banda de pigmentos a lo largo de la línea lateral bien marcada. Además, a diferencia de las otras especies, no presenta la banda transversal de pigmentos en la base de la aleta caudal. Presentan 8-9 ciegos pilóricos, 3-4 más largos en el lado ventral, y el resto en el dorsal (Arias y Drake, 1990) (Fig. 2.5.1.2).



Figura 2.5.1.2. Pigmentación de los alevines de *L. saliens*, y número y disposición de los ciegos pilóricos. Modificado de Arias y Drake (1990).

Liza ramado

Con los alevines y juveniles de *L. ramado* la identificación es más compleja, pero los ejemplares conservados en formaldehído conservan una pigmentación característica basada en presentar una banda de pigmentos, transversal y recta, en el extremo del pedúnculo caudal. Presentan 7-8 ciegos pilóricos de igual tamaño (Arias y Drake, 1990) (Fig. 2.5.1.3).

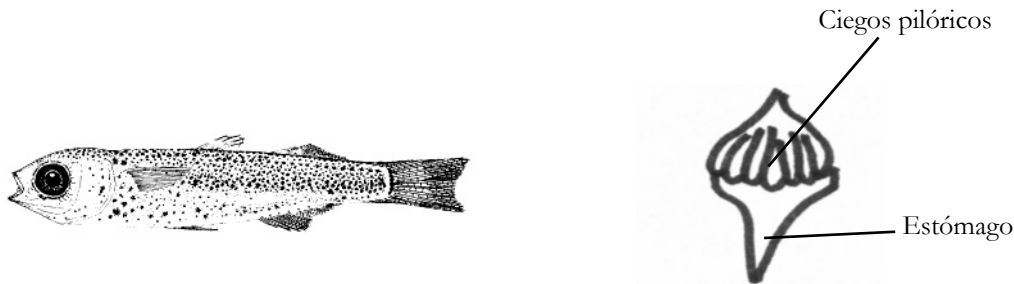


Figura 2.5.1.3. Pigmentación de los alevines de *L. ramado*, y número y disposición de los ciegos pilóricos. Modificado de Arias y Drake (1990).

Chelon labrosus

Los alevines y juveniles de *Ch. labrosus* se pueden diferenciar del resto de especies, una vez mantenidos en formaldehído, atendiendo a su patrón de pigmentación. Así, esta especie presenta una pigmentación densa que cubre prácticamente todo el cuerpo. Además, al final del pedúnculo caudal existe una línea transversal recta más conspicua de pigmentos. Presentan 5-7 ciegos pilóricos, generalmente 6, de tamaño prácticamente igual (Arias y Drake, 1990) (Fig. 2.2.1.4).

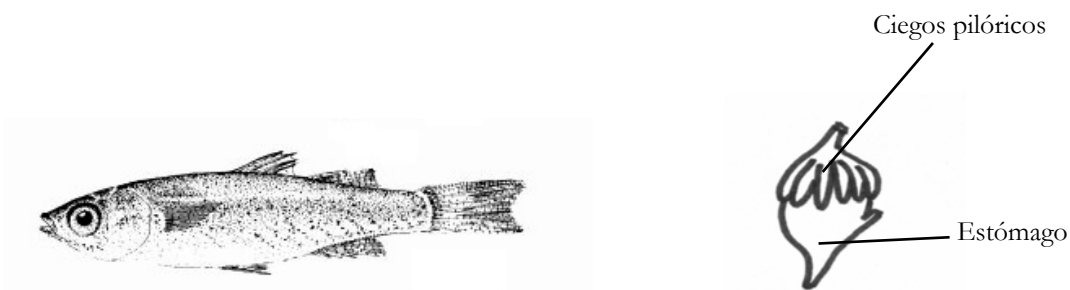


Figura 2.5.1.4. Pigmentación de los alevines de *C. labrosus*, y número y disposición de los ciegos pilóricos. Modificado de Arias y Drake (1990).

Mugil cephalus

Los alevines y juveniles de *M. cephalus*, conservados en formaldehído, presentan una pigmentación poco intensa y homogénea, aunque en el extremo final del pedúnculo caudal presentan dos líneas de pigmentos, una anterior recta y otra, posterior, en forma de media luna y más ancha que en *Liza aurata*. Presentan 2 ciegos pilóricos, uno más largo que otro (Arias y Drake, 1990) (Fig. 2.5.1.5).



Figura 2.5.1.5. Pigmentación de los alevines de *M. cephalus*, y número y disposición de los ciegos pilóricos. Modificado de Arias y Drake (1990).

2.5.2. Análisis de la presencia/ausencia y dominancia específica.

En este epígrafe se estudió la presencia de las cinco especies de mugílidos para la totalidad de la laguna en cada campaña de muestreo, así como la presencia en cada sector para cada una de ellas.

La dominancia específica se calculó como:

$$\text{Dominancia} = \text{n}^\circ \text{ localidades con presencia de la especie} / \text{total localidades} * 100$$

2.5.3. Análisis de la abundancia y la biomasa.

Con la finalidad de realizar comparaciones estandarizadas, como estimas relativas de la abundancia ictícola se han utilizado las Capturas por Unidad de Esfuerzo (CPUEs), que ofrecen una buena información de la abundancia ictícola y son la mejor estima cuando no es posible conocer la densidad absoluta (Wootton, 1998). Del mismo modo se procedió con la biomasa obtenida (BPUEs). De esta forma los resultados son expresados como:

$$\text{CPUEs} = \text{N} / \text{S} \quad \text{BPUEs} = \text{B} / \text{S}$$

donde N = número de capturas; B = peso de las capturas ($\pm 0,1$ g); S = 160 m² de superficie de captura.

Tanto en el análisis temporal de la abundancia y la biomasa, como en el espacial, se han utilizado las CPUEs y BPUEs promedio obtenidas para cada sector.

El análisis espacial de la abundancia y biomasa se ha realizado en función de las cubetas establecidas en la laguna por Pérez-Ruzafa *et al.* (2004). Con esta agrupación se pretende realizar una interpretación integral de los resultados obtenidos para su posterior discusión. De este modo, los sectores de muestreo quedan agrupados de la siguiente forma:

1. Cubeta Norte: formada por los sectores 1, 13, 14, 15 y 16.
2. Cubeta Sur: formada por los sectores 4, 5, 6 y 7.
3. Cubeta Central: formada por los sectores 2, 3, 8, 9, 10, 11 y 12.

● **Abundancia y biomasa total de la Familia Mugilidae: análisis temporal y espacial.**

En este apartado se analizaron tanto la variación temporal como espacial de las capturas totales promedio obtenidas para la Familia Mugilidae en la laguna.

En el análisis temporal se estudiaron las diferencias en las CPUEs y BPUEs totales de la Familia Mugilidae entre las campañas de muestreo: verano de 2002, invierno de 2003 y verano de 2003. El análisis se llevó a cabo mediante el *Análisis de Componentes Principales (ACP)*, utilizando la rotación Varimax (Visatua-Vinacua, 1998). El nivel de significación fue de $p \leq 0,05$.

En el análisis espacial se testaron las diferencias en las CPUEs y BPUEs totales de la Familia Mugilidae en función de las cubetas establecidas en el presente estudio. El análisis espacial se llevó a cabo mediante el *Análisis de Componentes Principales (ACP)*, utilizando la rotación Varimax (Visatua-Vinacua, 1998).

● **Abundancia y biomasa total por especies: análisis temporal y espacial.**

En este apartado se analizaron tanto la variación temporal como espacial de las abundancias totales promedio para cada especie.

En el análisis temporal se analizaron las diferencias en las CPUEs y BPUEs totales promedio para cada especie en función de las campañas de muestreo.

En el análisis espacial se analizaron las diferencias en las CPUEs y BPUEs totales promedio obtenidas por especie, y para cada cubeta, para una misma campaña de muestreo.

Estos análisis se llevaron a cabo mediante el *Análisis de Componentes Principales (ACP)*, utilizando la rotación Varimax (Visatua-Vinacua, 1998).

● **Análisis de la Abundancia y la Biomasa: relaciones con el hábitat.**

El estudio de las relaciones entre la abundancia y biomasa por especie y las variables del hábitat se realizó para las campañas de verano de 2002 e invierno de 2003. Así, se utilizaron técnicas de regresión lineal múltiple para establecer dichas relaciones. Para ello todas las variables fueron transformadas logarítmicamente [$\ln(x+1)$].

Los valores de las variables abióticas utilizadas en el análisis de regresión fueron los promedios obtenidos para cada sector. Además de éstas, en los análisis se han introducido otras variables obtenidas *a posteriori* en el laboratorio: biomasa y abundancia por especie, distancias (en metros) de cada sector a las principales comunicaciones con el Mar

Mediterráneo (Las Encañizadas, El Estacio y Gola de Marchamalo), distancias de cada sector a las ramblas que desembocan en la laguna (El Albuñón, Ponce y La Carrasquilla) y distancias de cada sector a los principales humedales asociados a la laguna (La Hita, Lo Poyo y El Carmolí) (Figura 2.5.3.1).

En el Anexo I se presentan los valores promedio, máximo y mínimo, de las principales variables ambientales, por sector, obtenidas durante los muestreos (temperatura, pH, salinidad, recubrimiento de la vegetación subacuática, profundidad, granulometría del sustrato y heterogeneidad del sustrato). Así mismo, se presentan las distancias (en metros) calculadas en el presente estudio mediante el programa informático ArcView[®].

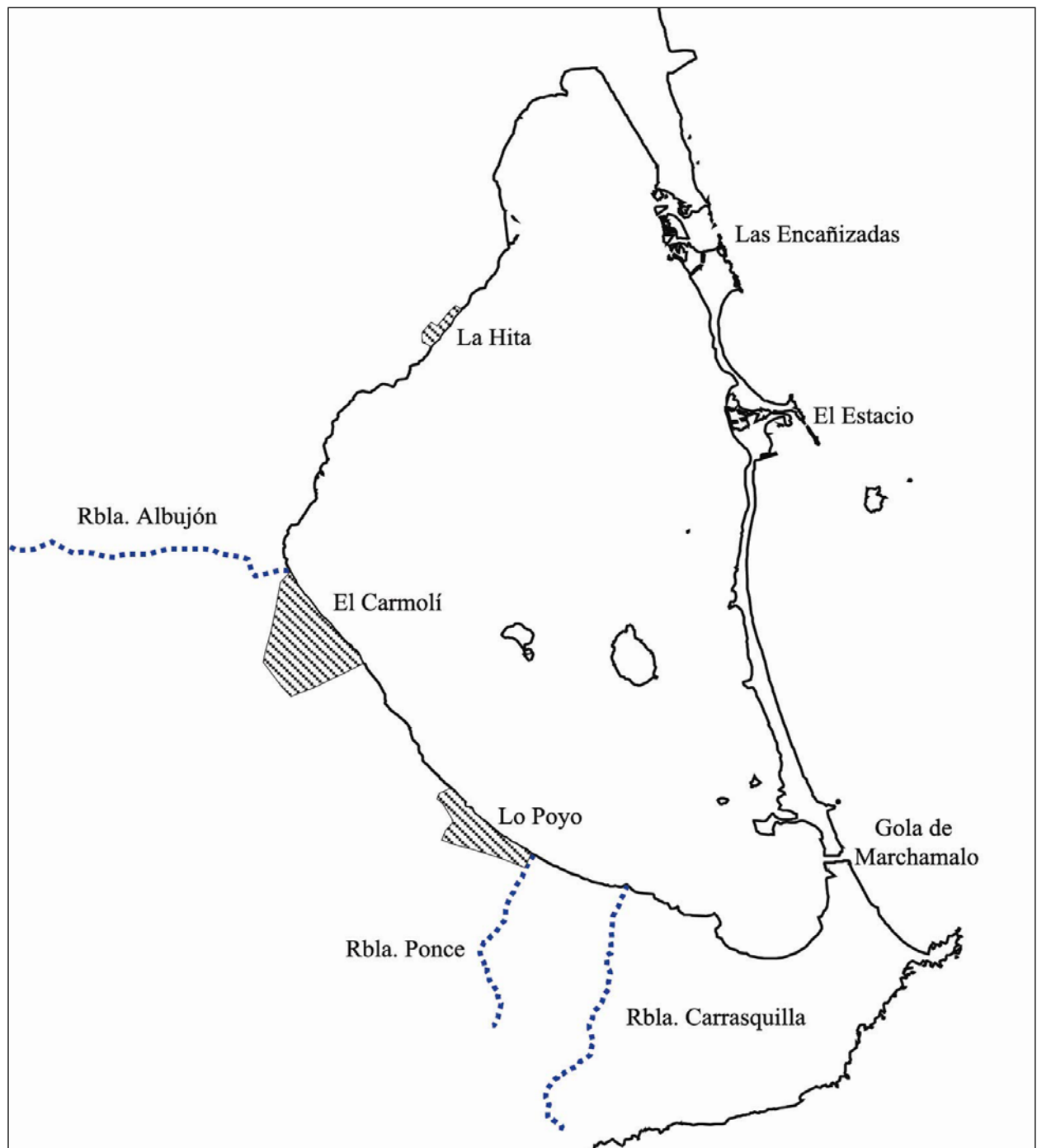


Figura 2.5.3.1. Localización de los humedales, ramblas y comunicaciones con el Mar Mediterraneo en la laguna costera del Mar Menor.

2.5.4. Análisis de la estructura poblacional por tallas.

El análisis de la estructura poblacional por tallas de la comunidad de alevines y juveniles de la Familia Mugilidae se abordó mediante el estudio de las distribuciones de frecuencias por tallas.

Así, fueron examinadas las distribuciones de frecuencias de la longitud total (L_t , cm) de las especies *L. aurata*, *L. saliens* y *L. ramado*, para las campañas de verano de 2002 e invierno de 2003. Además, se ha realizado, para cada especie y campaña de muestreo, el análisis de la distribución de frecuencias según las cubetas establecidas en el presente estudio.

2.5.5. Análisis de la relación Longitud-Peso.

Esta relación se calculó mediante las medidas directas tanto de la longitud del cuerpo como del peso; éstas proporcionan evidencias explícitas sobre el crecimiento o falta de él en los peces (Weatherley y Gill, 1987). Generalmente, estas dos categorías de crecimiento están muy correlacionadas. No obstante, un pez puede cambiar su peso sin cambiar su longitud, o viceversa.

Típicamente, la expresión de dicha relación es:

$$P = a L^b$$

donde P = peso del cuerpo [P_t (peso total), P_e (peso eviscerado), etc.]; L = longitud [L_t (longitud total), L_s (longitud estándar), etc.], a es una constante y b es el exponente de la ecuación. En el presente trabajo las relaciones longitud-peso se obtuvieron a partir de las variables (P_t y L_t) transformadas logarítmicamente. Previamente fueron multiplicadas por 10^3 para evitar valores negativos (García-Berthou y Moreno-Amich, 1993), por lo que la ecuación final queda como:

$$\log P_t = \log (a) + b \log (L_t)$$

El valor del exponente b suele oscilar entre 2,5 y 3,5. De este modo, si b es igual a 3, describe un crecimiento isométrico, es decir, las dimensiones y proporciones corporales de los individuos no varían con el crecimiento. Por otro lado, si b es mayor o menor de 3 describe un crecimiento alométrico, es decir, las dimensiones y proporciones corporales de los mismos sí varían con el crecimiento (Wootton, 1998).

Las relaciones entre la Lt y el Pt se calcularon para el total de ejemplares de *L. aurata*, *L. saliens* y *L. ramado*, y para las campañas de verano de 2002 e invierno de 2003. Además, para la campaña de verano, se calculó la relación Lt-Pt para cada una de las cohortes de *L. saliens*. La existencia o no de diferencias significativas entre el exponente b y el valor de éste igual a 3, en caso de crecimiento isométrico, se comprobó mediante el test de la *t de Student* ($p \leq 0,05$) para una sola muestra.

2.5.6. Análisis de la condición somática.

En los períodos de tiempo en los cuales los peces ganan cierta cantidad de energía, ésta suele ser almacenada en el hígado y en los músculos, dando lugar en el individuo a un incremento de peso, respecto al esperado, para una longitud dada. Este exceso se manifiesta, generalmente, en los llamados factores o índices de condición. Éstos cuantifican el “estado de bienestar” de los individuos que conforman una población ictícola (Wootton, 1998), dado que en una determinada talla, los peces con mayor peso presentarán una mejor condición (Ricker, 1975; Bagenal, 1978) y son usados frecuentemente por los ictiólogos como índices indirectos del crecimiento (Schreck y Moyle, 1990).

En el presente trabajo vamos a estudiar la condición somática separadamente para las especies *L. aurata*, *L. saliens* y *L. ramado* durante las campañas de verano de 2002 e invierno de 2003, utilizando el Índice de Condición Residual (Kr).

El análisis de la condición somática mediante el Índice de Condición Residual, consiste en el análisis de los valores residuales estandarizados correspondientes a cada uno de los individuos y obtenidos de la regresión Lt-Pt. Con este tipo de análisis se elimina el error que la heterogeneidad de la longitud de los ejemplares en las muestras puede provocar en índices que incorporan dicha longitud como una de sus variables (Jakob *et al.*, 1996; Sutton *et al.*, 2000).

- **Análisis temporal de la condición somática.**

Para comprobar si existen o no diferencias significativas de la condición (valores promedio), en una misma especie, entre las campañas de muestreo mencionadas, se aplicó la prueba *t de Student* para muestras independientes ($p < 0,05$). También se analizó la existencia o no de diferencias significativas en la condición entre las dos cohortes de *L. saliens* detectadas durante el verano de 2002.

- **Análisis espacial de la condición somática.**

Para comprobar si existen o no diferencias significativas de la condición (valores promedio) para una especie, dentro de una campaña de muestreo, entre los sectores establecidos en el presente trabajo, se aplicó el test de *Kruskal-Wallis*.

- **Análisis de la condición somática: relaciones con el hábitat.**

El análisis de la condición somática y sus relaciones con las variables del hábitat se abordó mediante el uso de regresiones lineales múltiples, siendo la variable dependiente el estado de condición promedio (K_r) para cada especie en un sector dado, y las variables independientes todas aquellas variables del hábitat (temperatura del agua, pH, salinidad, recubrimiento de vegetación subacuática, volumen de vegetación subacuática, granulometría del sustrato y heterogeneidad del sustrato), distancias a los humedales, ramblas y comunicaciones de la laguna con el Mar Mediterráneo, y las abundancias (CPUEs) y biomásas (BPUEs) de *L. aurata*, *L. saliens* y *L. ramado*, por sectores.

3. RESULTADOS

3.1. Presencia/ausencia y dominancia específica.

Del total de seis especies de la Familia Mugilidae citadas en el Mar Menor (Lozano Cabo, 1979), en el presente estudio se han detectado cinco:

- *Liza aurata*
- *Liza ramado*
- *Liza saliens*
- *Mugil cephalus*
- *Chelon labrosus*

El análisis temporal de la presencia/ausencia (Tabla 3.1.1) muestra como 4 de las 5 especies mantienen una presencia continua en las zonas someras de la laguna a lo largo de las tres campañas. Únicamente *Ch. labrosus* presenta discontinuidad en su presencia, detectándose exclusivamente en las campañas de verano.

Tabla 3.1.1. Presencia/ausencia (++) / --) de las especies de mugílidos durante las tres campañas de muestreo realizadas en el presente trabajo.

ESPECIE	PRESENCIA/AUSENCIA		
	VERANO 2002	INVIERNO 2003	VERANO 2003
<i>Liza aurata</i>	++	++	++
<i>Liza ramado</i>	++	++	++
<i>Liza saliens</i>	++	++	++
<i>Mugil cephalus</i>	++	++	++
<i>Chelon labrosus</i>	++	--	++

En la tabla 3.1.2 se muestra el análisis espacial basado en la sectorización de muestreo realizada. Podemos comprobar como *L. saliens* es la única especie que cuenta con presencia, durante las tres campañas de estudio, en todos los sectores establecidos en el perímetro de la laguna. *L. aurata* presenta una amplia distribución durante las campañas de verano 2002 e invierno 2003, aunque durante el verano 2003 disminuye su presencia en la totalidad de sectores. *L. ramado* es una especie abundante durante el invierno, esta situación se refleja en una mayor presencia por sectores durante la campaña de invierno 2003. En las campañas estivales su presencia se reduce a 5 sectores en toda la periferia de la laguna debido, probablemente, a la presencia mayoritaria de ejemplares de mayor talla (>10 cm) que no son capturados con la metodología utilizada. Tanto *M. cephalus* como *C. labrosus* presentan una distribución reducida en comparación con el resto de especies, su presencia se limita a un máximo de 5 sectores para *Cb. labrosus* y 3 para *M. cephalus*, en toda la periferia de la laguna y en la totalidad del periodo de estudio.

Tabla 3.1.2. Presencia/ausencia, por sectores, de las cinco especies de mugílidos en las zonas someras de la laguna del Mar Menor.

Sector	<i>Liza aurata</i>			<i>Liza ramado</i>			<i>Liza saliens</i>			<i>Mugil cephalus</i>			<i>Chelon labrosus</i>		
	Ver 02	Inv 03	Ver 03	Ver 02	Inv 03	Ver 03	Ver 02	Inv 03	Ver 03	Ver 02	Inv 03	Ver 03	Ver 02	Inv 03	Ver 03
1	++	++	++	--	++	++	++	++	++	--	--	--	++	--	++
2	++	++	--	--	++	++	++	++	++	--	--	--	--	--	--
3	++	++	--	--	--	--	++	++	++	--	--	--	--	--	--
4	++	++	--	--	++	--	++	++	++	--	--	--	++	--	++
5	++	++	++	++	++	++	++	++	++	--	--	--	++	--	++
6	++	++	++	--	++	--	++	++	++	--	++	--	--	--	++
7	++	++	--	--	++	--	++	++	++	++	--	--	++	--	--
8	++	++	++	--	++	--	++	++	++	--	++	--	--	--	--
9	++	++	++	++	++	--	++	++	++	--	--	++	--	--	++
10	++	++	--	--	++	--	++	++	++	--	++	++	++	--	--
11	++	++	++	--	++	++	++	++	++	--	--	++	--	--	--
12	++	++	--	--	--	--	++	++	++	--	--	--	--	--	--
13	++	++	++	++	++	++	++	++	++	--	--	--	--	--	--
14	++	++	++	++	++	--	++	++	++	--	--	--	--	--	--
15	++	++	++	++	++	--	++	++	++	--	--	--	--	--	--
16	++	++	--	--	++	--	++	++	++	--	--	--	--	--	--

Las especies dominantes durante el periodo de estudio, expresado como porcentaje de localidades con presencia de las mismas, fueron *L. saliens* y *L. aurata* (Fig. 3.1.1). En las dos primeras campañas estas dos especies mostraron valores semejantes, siendo en el verano de 2003 cuando esta tendencia varía, pasando entonces a ser *L. saliens* la especie con mayor dominancia en las zonas someras de la laguna. *L. ramado* presenta una amplia dispersión en la laguna únicamente durante el invierno de 2003. Tanto *M. cephalus* como *Ch. labrosus* presentan dominancias bajas a lo largo del periodo de estudio.

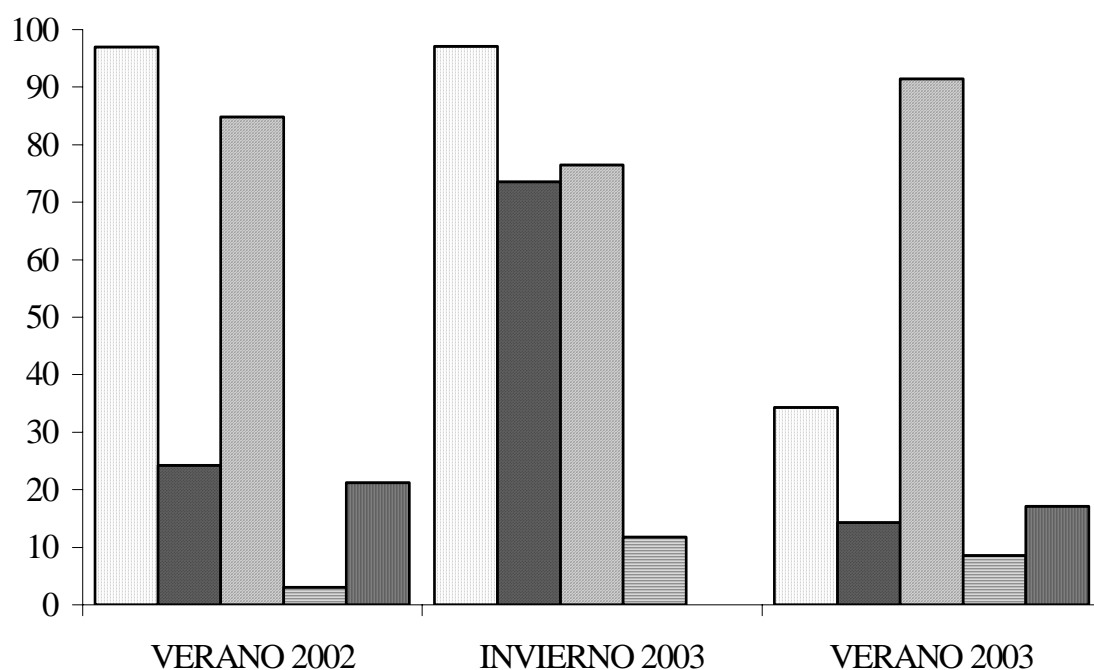


Figura 3.1.1. Dominancia específica (expresada como porcentaje de localidades con presencia) de las especies de mugílidos para las zonas someras de la laguna del Mar Menor durante las tres campañas de muestreo realizadas en el presente trabajo.

Liza aurata
 Liza ramado
 Liza saliens
 Mugil cephalus
 Chelon labrosus

3.2. Análisis de la abundancia y biomasa.

Con la finalidad de realizar comparaciones estandarizadas, como estimas relativas de la abundancia ictícola se han utilizado las Capturas por Unidad de Esfuerzo (CPUEs), que ofrecen una buena información de la abundancia ictícola y son la mejor estima cuando no es posible conocer la densidad absoluta (Wootton, 1998). Del mismo modo se procedió con la biomasa obtenida (BPUEs).

3.2.1. Abundancia y biomasa total: análisis temporal de la Familia Mugilidae.

Tanto el número total de ejemplares como su peso total obtenidos para el conjunto de la laguna y de cada una de las especies objeto de estudio se muestran en la tabla 3.2.1.1.

Tabla 3.2.1.1. Número total de individuos capturados (n) y peso total (g) de cada especie y para el total de especies durante las tres campañas de muestreo objeto del presente estudio.

ESPECIE	CAMPAÑA					
	VERANO 2002		INVIERNO 2003		VERANO 2003	
	n	g	n	g	n	g
<i>Liza aurata</i>	2623	3725,83	4171	1304,81	15	49,60
<i>Liza ramado</i>	64	30,89	888	125,27	3	7,80
<i>Liza saliens</i>	499	612,38	2422	479,67	4153	1581,80
<i>Mugil cephalus</i>	0	0,00	14	3,55	4	6,30
<i>Chelon labrosus</i>	38	15,60	0	0,00	14	14,10
TOTAL	3224	4384,70	7485	1913,30	4189	1659,60

En términos relativos la comparación temporal entre la abundancia total (CPUEs) y la biomasa total (BPUEs) del conjunto de especies objeto de estudio se muestra en la Figura 3.2.1.1.

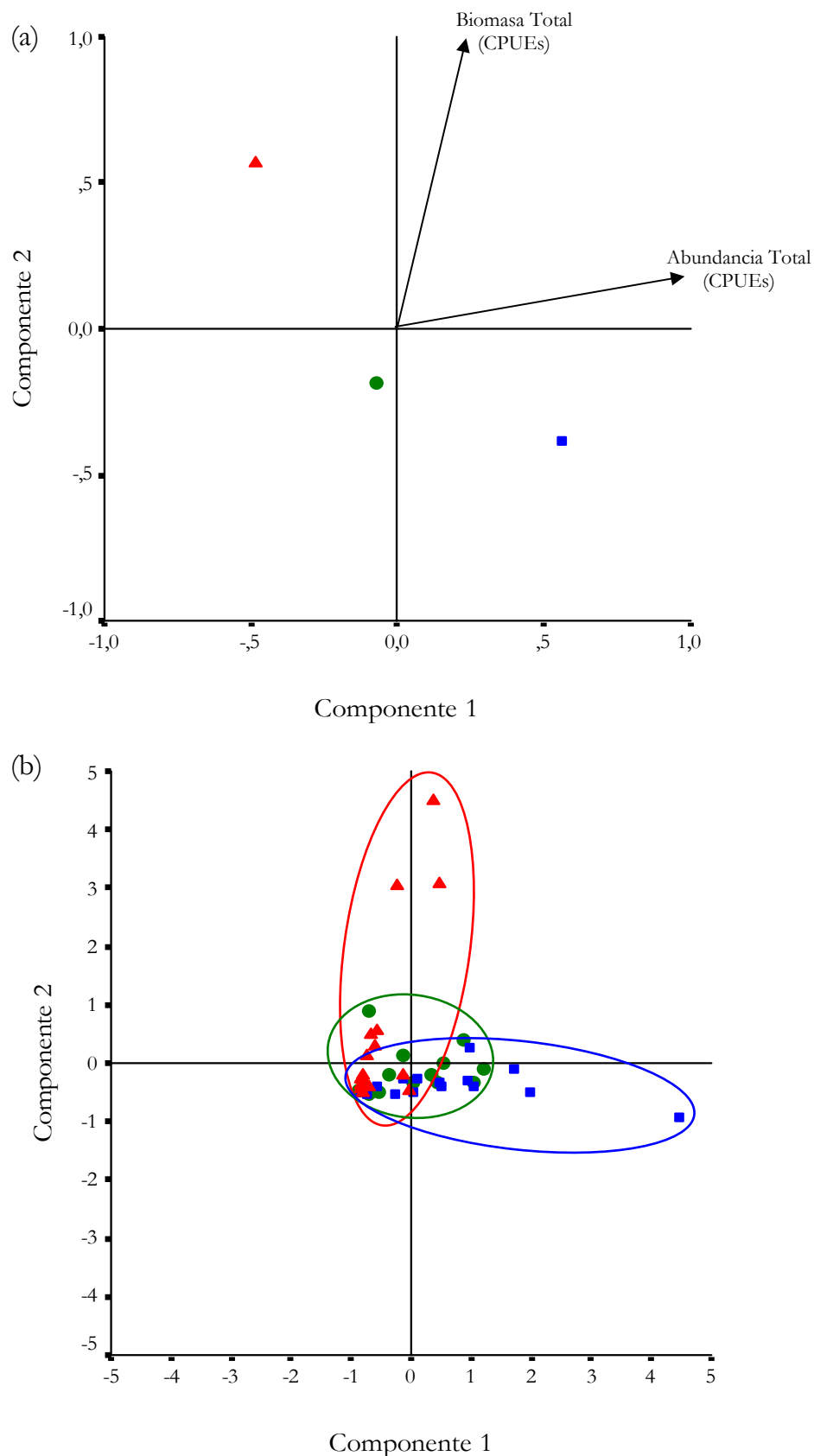


Figura 3.2.1.1. Resultados del *ACP* para las CPUEs y BPUEs totales de la Familia Mugilidae para las tres campañas de muestreo. (a) Se representan los centroides para cada campaña. (b) Se representan los sectores agrupados por campañas. Componente 1: biomasa total (BPUEs); Componente 2: abundancia total (CPUEs).

▲ verano 2002, ■ invierno 2003, ● verano 2003.

En las figuras 3.2.1.1a y 3.2.1.1b se observa cómo durante la campaña de verano de 2002 la biomasa de la Familia Mugilidae presentó valores máximos para todo el periodo de estudio, y durante la campaña de invierno de 2003 se obtuvieron valores máximos de abundancia. La campaña de verano de 2003 se caracterizó por presentar valores intermedios de abundancia y biomasa.

3.2.2. Abundancia y biomasa total: análisis espacial de la Familia Mugilidae.

En lo referente a la distribución espacial por cubetas de la abundancia total y biomasa total de la Familia Mugilidae, durante la campaña de verano de 2002 (Fig. 3.2.2.1), se ha observado:

- La Cubeta Sur destacó por presentar unos valores de abundancia y biomasa mayores con respecto a las otras dos cubetas (Fig. 3.2.2.1a). En la Fig. 3.2.2.1b se observa cómo la mayor parte de los sectores de la Cubeta Sur presentan valores elevados de abundancia y biomasa. Cabe destacar los sectores 11 y 13 de la Cubeta Central y la Cubeta Norte, respectivamente, que presentaron valores elevados de abundancia.

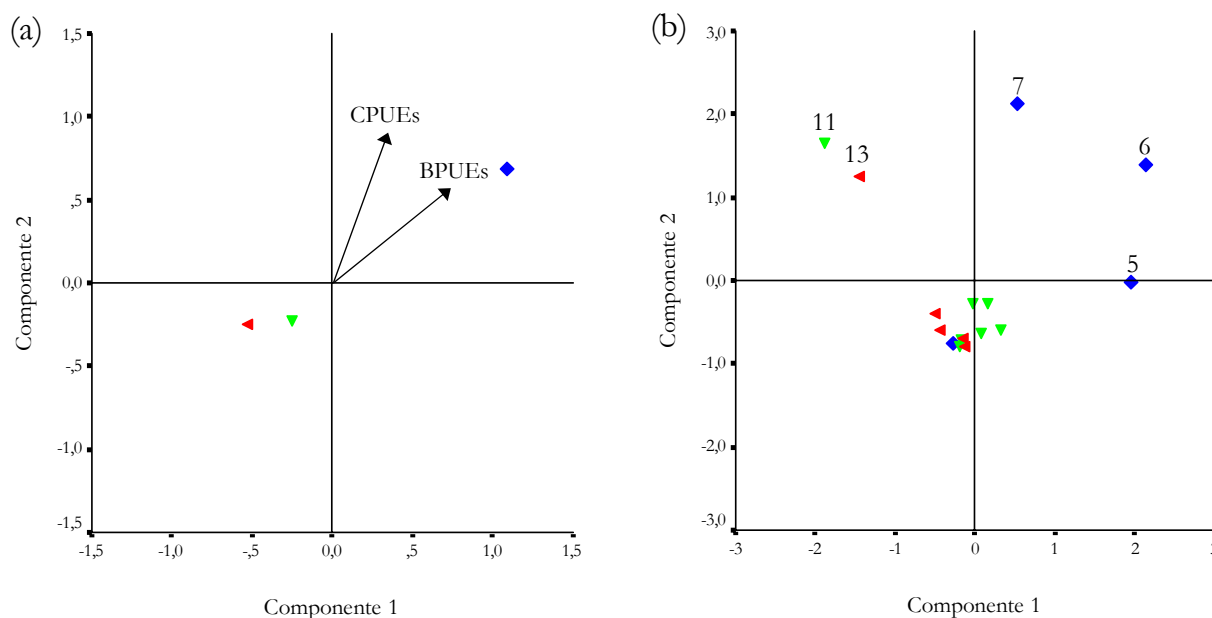


Figura 3.2.2.1. Resultados del *ACP* para las CPUEs y BPUEs totales de la campaña de verano de 2002. (a) Se representan los centroides para cada cubeta. (b) Se representan los sectores agrupados por cubetas. Componente 1: biomasa total (BPUEs) de la Familia Mugilidae; Componente 2: abundancia total (CPUEs) de la Familia Mugilidae. ◀ Cubeta Norte, ▼ Cubeta Central, ◆ Cubeta Sur.

Durante la campaña de invierno de 2003 la Familia Mugilidae presentó la siguiente dinámica espacial de la abundancia total y la biomasa total (Figura 3.2.2.2):

- La Cubeta Norte destacó por presentar unos valores de abundancia y biomasa superiores al resto de cubetas (Fig. 3.2.2.2a), si bien destacan las CPUEs obtenidas en la Cubeta Sur. En la Fig. 3.2.2.2b se observa cómo la mayor parte de los sectores de la Cubeta Norte presentan valores elevados de biomasa, a excepción del sector 13 que presentó valores elevados de abundancia.

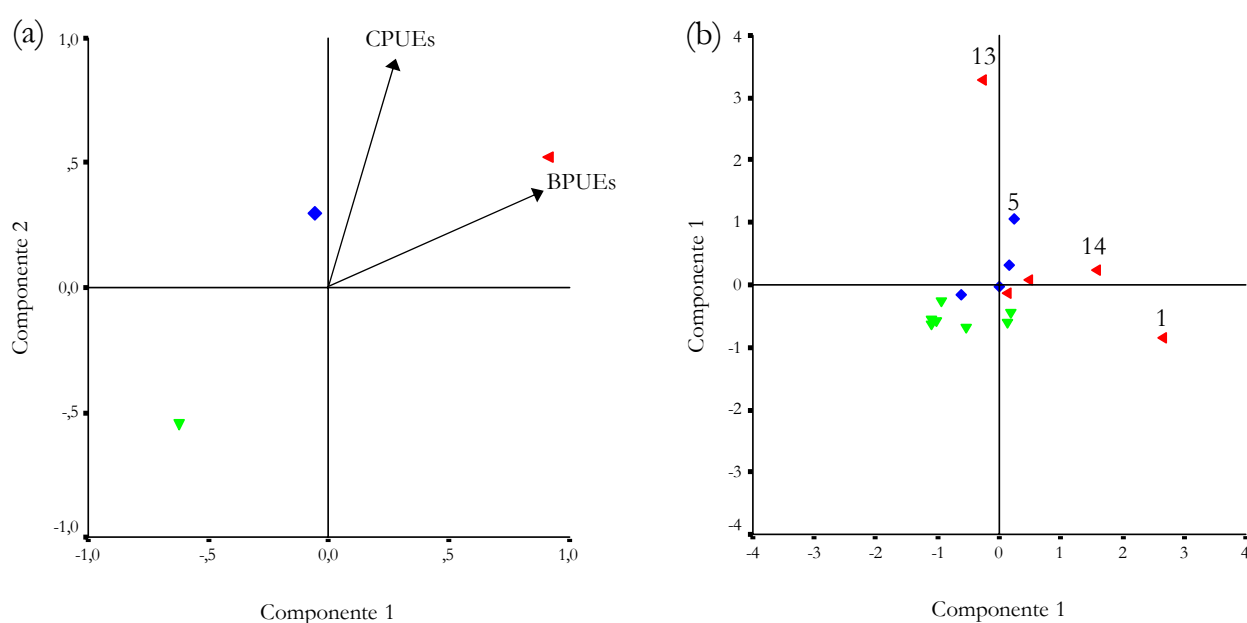


Figura 3.2.2.2. Resultados del *ACP* para las CPUEs y BPUEs totales de la campaña de invierno de 2003. (a) Se representan los centroides para cada cubeta. (b) Se representan los sectores agrupados por cubetas. Componente 1: biomasa total (BPUEs) de la Familia Mugilidae; Componente 2: abundancia total (CPUEs) de la Familia Mugilidae. ◀ Cubeta Norte, ▼ Cubeta Central, ◆ Cubeta Sur.

Durante la campaña de verano de 2003 la Familia Mugilidae presentó la siguiente dinámica espacial de la abundancia total y la biomasa total (Figura 3.2.2.2):

- La Cubeta Central destacó por presentar unos valores elevados de abundancia y superiores al resto de cubetas (Fig. 3.2.2.3a). En la Fig. 3.2.2.3b destacan los sectores 10 y 11 de la Cubeta Central con una elevada biomasa. Destacan también los sectores 13 y 14 correspondientes a la Cubeta Norte que presentaron unas CPUEs elevadas, así como el sector 7 de la Cubeta Sur.

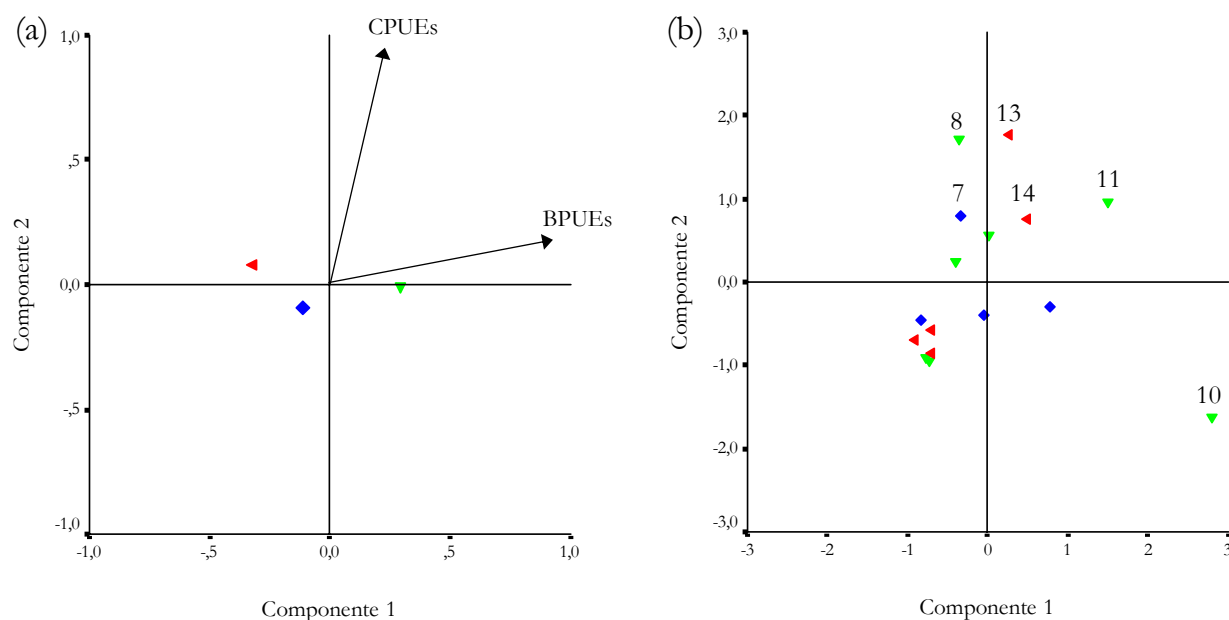


Figura 3.2.2.3. Resultados del *ACP* para las CPUEs y BPUEs totales de la campaña de verano de 2003. (a) Se representan los centroides para cada cubeta. (b) Se representan los sectores agrupados por cubetas. Componente 1: biomasa total (BPUEs) de la Familia Mugilidae; Componente 2: abundancia total (CPUEs) de la Familia Mugilidae. ◀ Cubeta Norte, ▼ Cubeta Central, ◆ Cubeta Sur.

3.2.3. Abundancia y biomasa total por especies: Análisis temporal.

En el análisis temporal de las abundancias (CPUEs) y las biomásas (BPUEs) para el total de la laguna y por especies (Fig. 3.2.3.1) se observa la siguiente dinámica:

- *L. aurata* presentó durante la campaña de verano de 2002 (Fig. 3.2.3.1a) unas BPUEs superiores al resto de campañas, si bien las abundancias fueron inferiores con respecto a la campaña de invierno de 2003, periodo durante el cual *L. aurata* presentó los máximos de abundancia. Durante la campaña de verano de 2003 esta especie presentó abundancias y biomásas bajas. Durante el periodo de estudio los sectores 5, 6 y 7 (139,2 BPUEs, 192,8 BPUEs y 137,7 BPUEs, respectivamente) presentaron los máximos de biomasa para la especie (campaña de verano de 2002). Los máximos de abundancia se dieron en los sectores 1 y 15 (105,7 CPUEs y 93,7 CPUEs, respectivamente) y durante la campaña de invierno de 2003 (Fig. 3.2.3.1b).

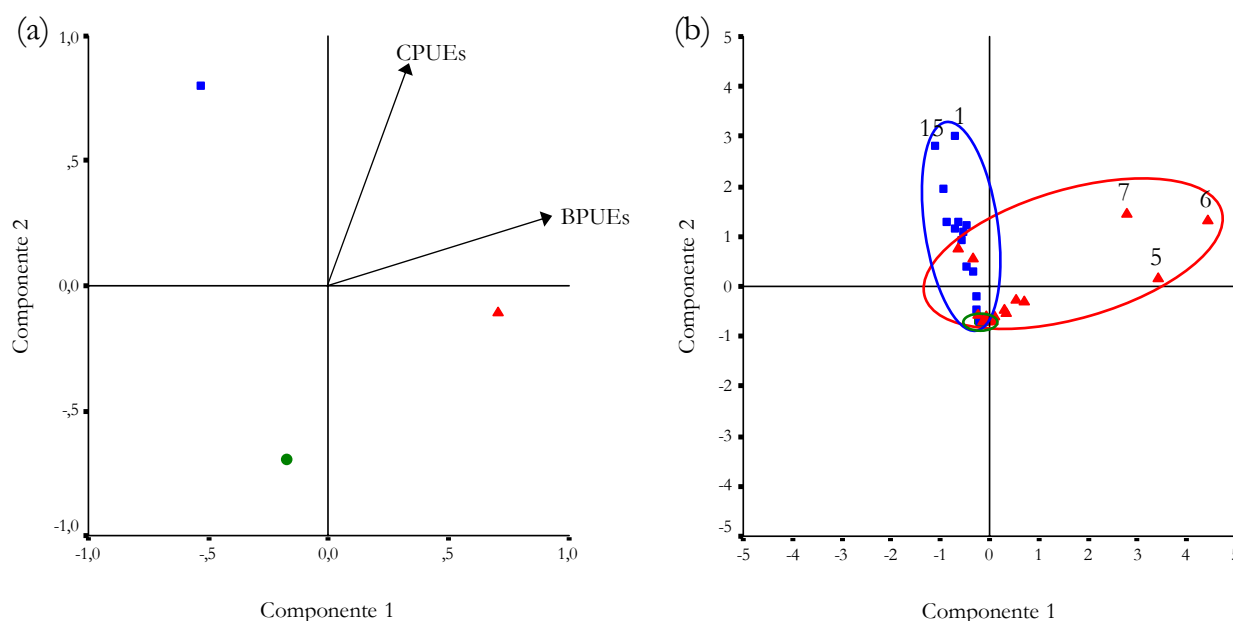


Figura 3.2.3.1. Resultados del ACP para las CPUEs y BPUEs totales de *L. aurata* para las tres campañas de muestreo. (a) Se representan los centroides para cada campaña. (b) Se representan los sectores agrupados por campañas. Componente 1: biomasa total (BPUEs) de *L. aurata*; Componente 2: abundancia total (CPUEs) de *L. aurata*. ▲ Verano 2002, ■ Invierno 2003, ● Verano 2003.

L. saliens presentó durante la campaña de verano de 2003 (Fig. 3.2.3.2) los máximos valores de biomasa durante todo el periodo de estudio. En lo referente a las abundancias, tanto la campaña de invierno de 2003 como la del verano de 2003, presentaron valores elevados. Las CPUEs máximas se dieron en el sector 13 (129,7 CPUEs) durante la campaña de invierno de 2003. Del mismo modo, las BPUEs máximas se dieron en el sector 10 (55,1 BPUEs) durante la campaña de verano de 2003.

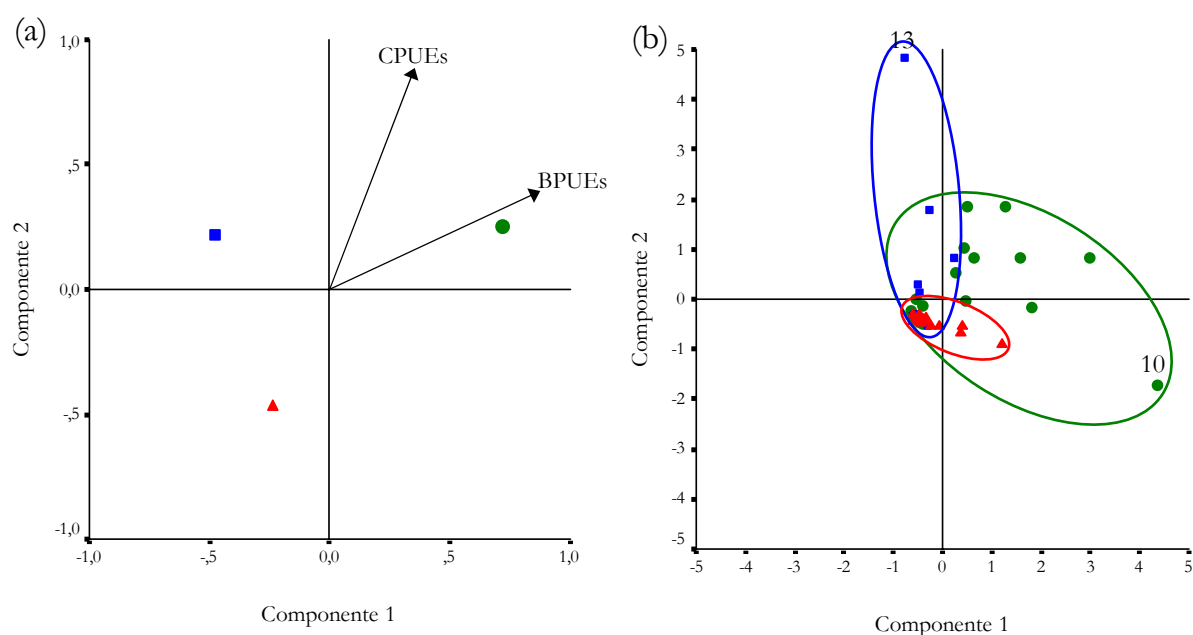


Figura 3.2.3.2. Resultados del *ACP* para las CPUEs y BPUEs totales de *L. saliens* para las tres campañas de muestreo. (a) Se representan los centroides para cada campaña. (b) Se representan los sectores agrupados por campañas. Componente 1: biomasa total (BPUEs) de *L. saliens*; Componente 2: abundancia total (CPUEs) de *L. saliens*. ▲ Verano 2002, ■ Invierno 2003, ● Verano 2003.

- *L. ramado* presentó durante la campaña de invierno de 2003 (Fig. 3.2.3.3a) los máximos valores de abundancia y biomasa. Durante las campañas de verano de 2002 y verano de 2003 tanto las abundancias como las biomásas fueron muy bajas. En la Figura 3.2.3.3b se observa como las CPUEs y BPUEs máximas se dieron en el sector 6 (45,0 CPUEs y 4,9 BPUEs) durante la campaña de invierno de 2003.

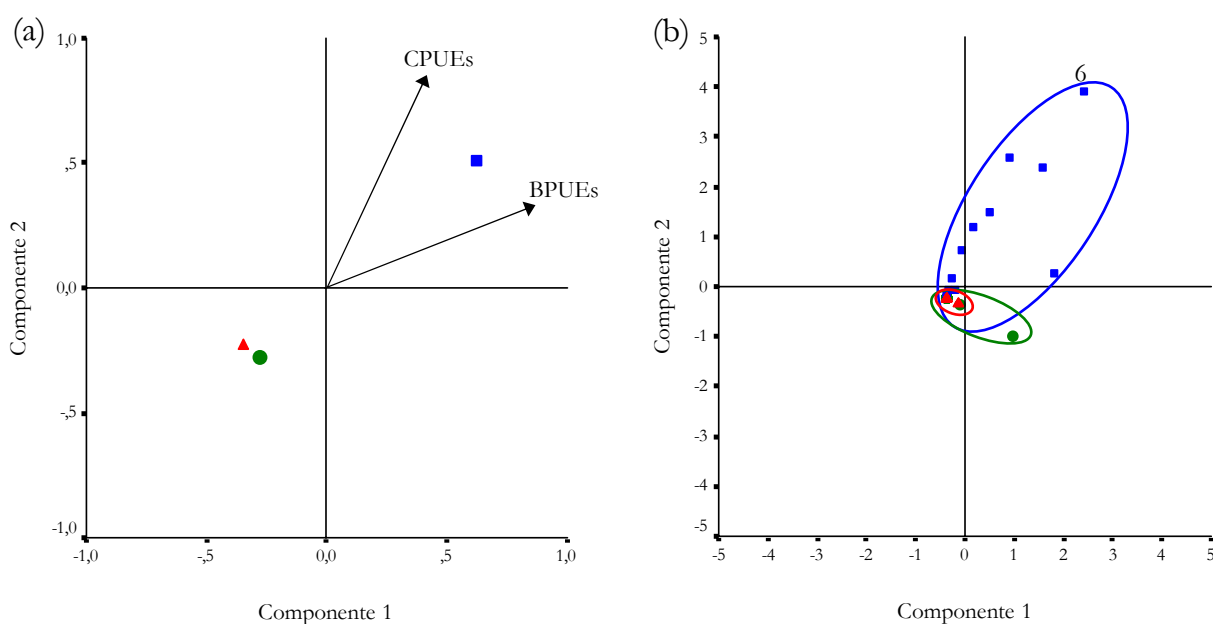


Figura 3.2.3.3. Resultados del *ACP* para las CPUEs y BPUEs totales de *L. ramado* para las tres campañas de muestreo. (a) Se representan los centroides para cada campaña. (b) Se representan los sectores agrupados por campañas. Componente 1: biomasa total (BPUEs) de *L. ramado*; Componente 2: abundancia total (CPUEs) de *L. ramado*. ▲ Verano 2002, ■ Invierno 2003, ● Verano 2003.

3.2.4. Abundancia y biomasa por especies: Análisis espacial

Con respecto a *L. aurata* podemos observar la siguiente dinámica espacial en función de las campañas de muestreo:

- Durante la campaña de verano de 2002 la Cubeta Sur presentó los máximos de abundancia y biomasa (Fig. 3.2.4.1a). Como se puede observar en la Figura 3.2.4.1b, los sectores 5, 6 y 7 de la Cubeta Sur presentaron valores elevados de abundancia (78,5 CPUEs, 128,5 CPUEs y 108,7 CPUEs, respectivamente) y biomasa (139,2 BPUEs, 192,8 BPUEs y 137,7 BPUEs, respectivamente). Los sectores 11 y 13 pertenecientes a la Cubeta Central y a la Cubeta Norte respectivamente, presentaron abundancias elevadas (37,7 CPUEs y 36,3 CPUEs respectivamente).
- En la Figura 3.2.4.2a se observa que durante la campaña de invierno de 2003 la Cubeta Norte presentó las mayores abundancias y biomasa. De este modo, el sector 15 se caracterizó por presentar abundancias elevadas (93,7 CPUEs) y el sector 1 por presentar biomasa elevadas (42,6 BPUEs) (Fig. 3.2.4.2b).
- Como ya se ha comentado en apartados anteriores, durante la campaña de verano de 2003 las capturas de *L. aurata* fueron inferiores con respecto a las campañas anteriores. Teniendo en cuenta esta última consideración, se observa como la Cubeta Norte presentó los máximos de abundancia y la Cubeta Sur los máximos de biomasa (Fig. 3.2.4.3a). En la Figura 3.2.4.3b se puede observar como el sector 15 presentó valores elevados de abundancia (0,5 CPUEs) y el sector 6 valores elevados de biomasa (1,9 BPUEs).

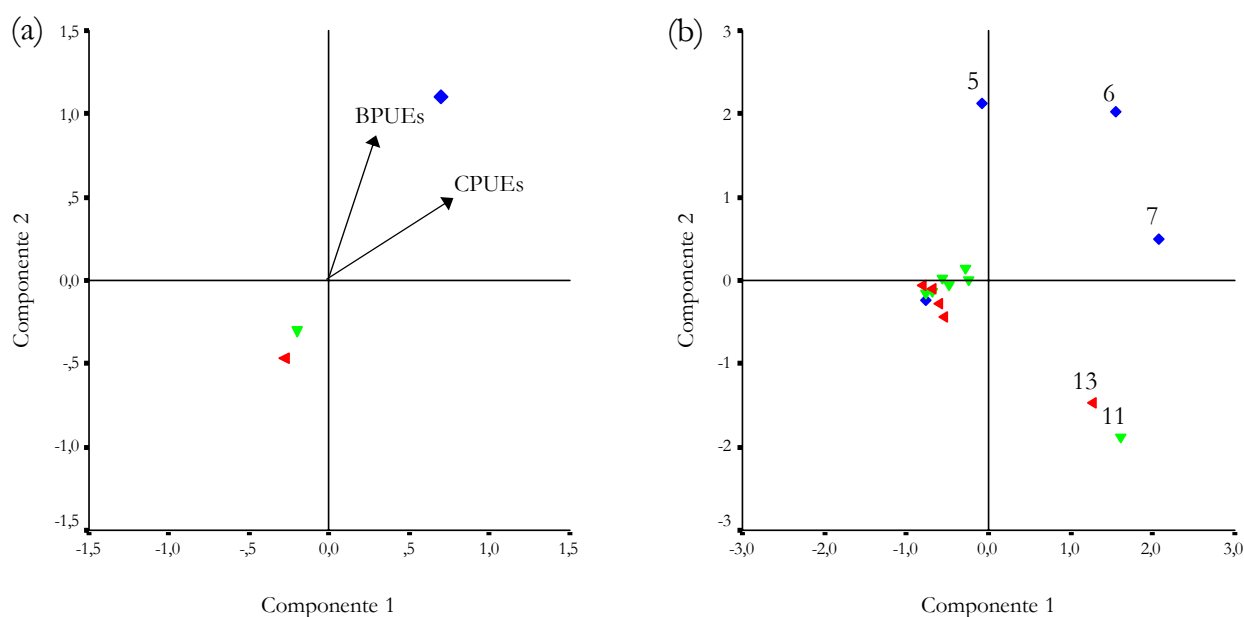


Figura 3.2.4.1. Resultados del *ACP* para las CPUEs y BPUEs de *L. aurata* durante la campaña de Verano de 2002. (a) Se representan los centroides para cada cubeta. (b) Se representan los sectores agrupados por cubetas. Componente 1: abundancia (CPUEs) de *L. aurata*; Componente 2: biomasa (BPUEs) de *L. aurata*.
 ◀ Cubeta Norte, ▼ Cubeta Central, ◆ Cubeta Sur.

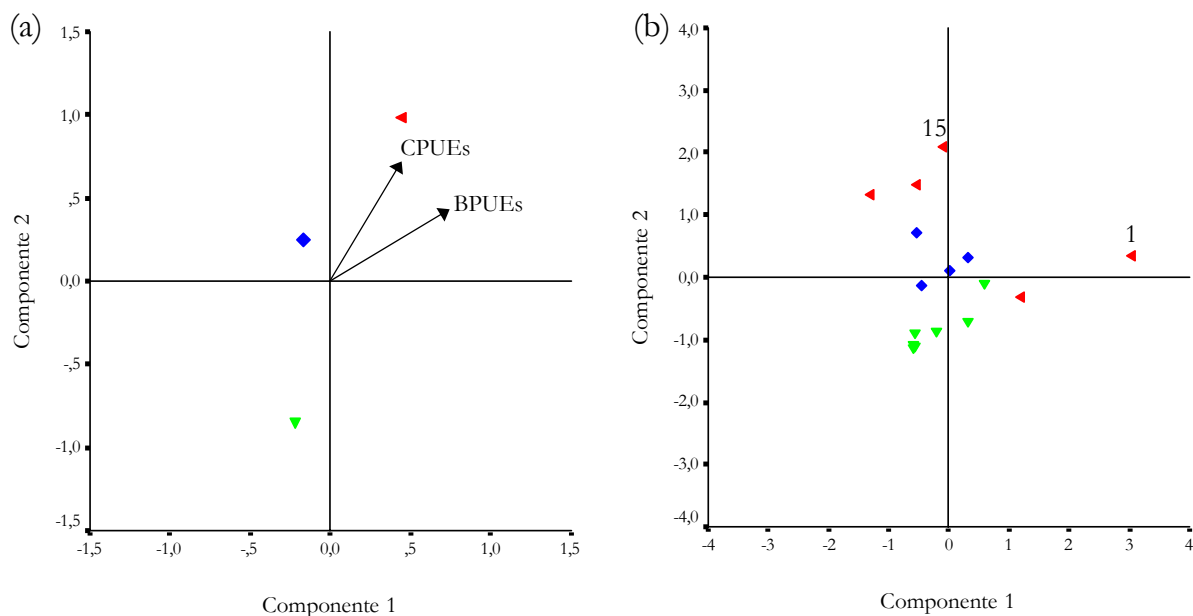


Figura 3.2.4.2. Resultados del *ACP* para las CPUEs y BPUEs de *L. aurata* durante la campaña de Invierno de 2003. (a) Se representan los centroides para cada cubeta. (b) Se representan los sectores agrupados por cubetas. Componente 1: biomasa (BPUEs) de *L. aurata*; Componente 2: abundancia (CPUEs) de *L. aurata*.
 ◀ Cubeta Norte, ▼ Cubeta Central, ◆ Cubeta Sur.

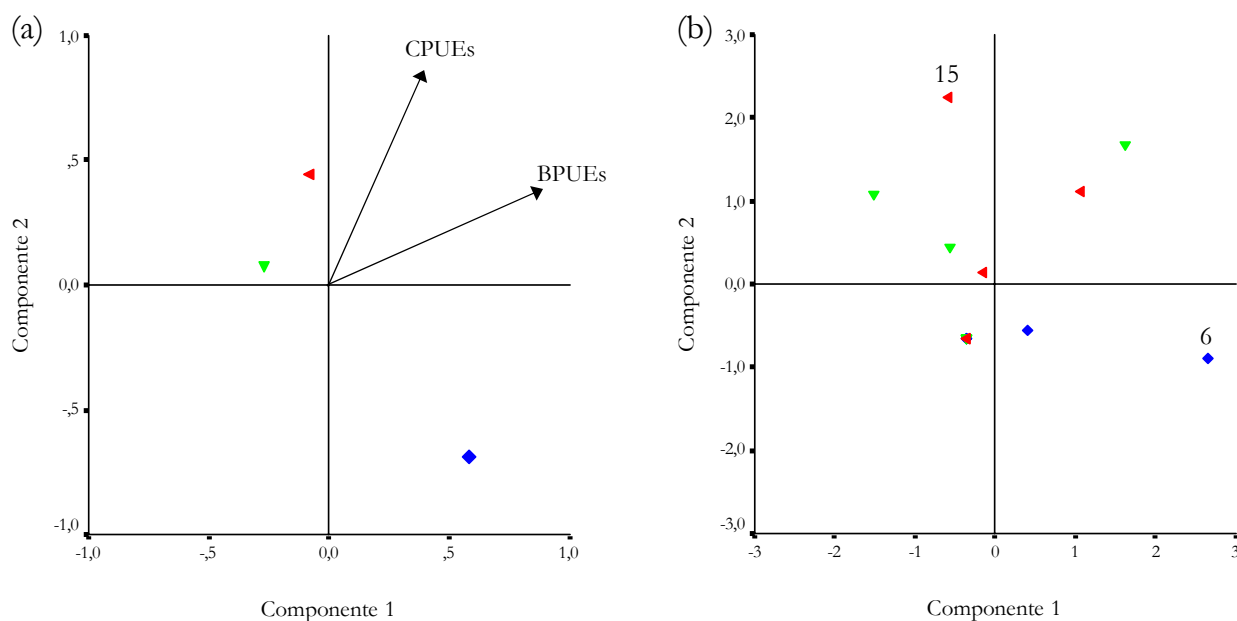


Figura 3.2.4.3. Resultados del *ACP* para las CPUEs y BPUEs de *L. aurata* durante la campaña de Verano de 2003. (a) Se representan los centroides para cada cubeta. (b) Se representan los sectores agrupados por cubetas. Componente 1: biomasa (BPUEs) de *L. aurata*; Componente 2: abundancia (CPUEs) de *L. aurata*.

◀ Cubeta Norte, ▼ Cubeta Central, ◆ Cubeta Sur.

Con respecto a *L. saliens* podemos observar la siguiente dinámica espacial en función de las campañas de muestreo:

- Durante la campaña de verano de 2002 la Cubeta Sur presentó los máximos de abundancia y biomasa (Fig. 3.2.4.4a). Como se puede observar en la Figura 3.2.4.4b, el sector 9 de la Cubeta Central presentó valores máximos de biomasa (19,8 BPUEs) y el sector 7, perteneciente a la Cubeta Sur, presentó abundancias máximas (9,0 CPUEs).
- En la Figura 3.2.4.5a se observa que durante la campaña de invierno de 2003 la Cubeta Norte presentó las mayores abundancias y biomasa. De este modo, el sector 13 se caracterizó por presentar abundancias elevadas (197,8 CPUEs) y el sector 14 por presentar biomasa elevada (16,8 BPUEs). El sector 5 de la Cubeta Sur también presentó valores elevados de abundancia y biomasa (89,2 CPUEs y 15,4 BPUEs respectivamente) (Fig. 3.2.4.5b).
- Durante la campaña de verano de 2003 se observa cómo los sectores pertenecientes a la Cubeta Central presentaron los máximos valores de biomasa, y

aquellos pertenecientes a la Cubeta Norte los máximos de abundancia (Fig. 3.2.4.6a). Así, en la Figura 3.2.4.6b se puede apreciar que el sector 10 presentó el valor máximo de biomasa (55,1 BPUEs) y el sector 13 el de abundancia (114 CPUEs).

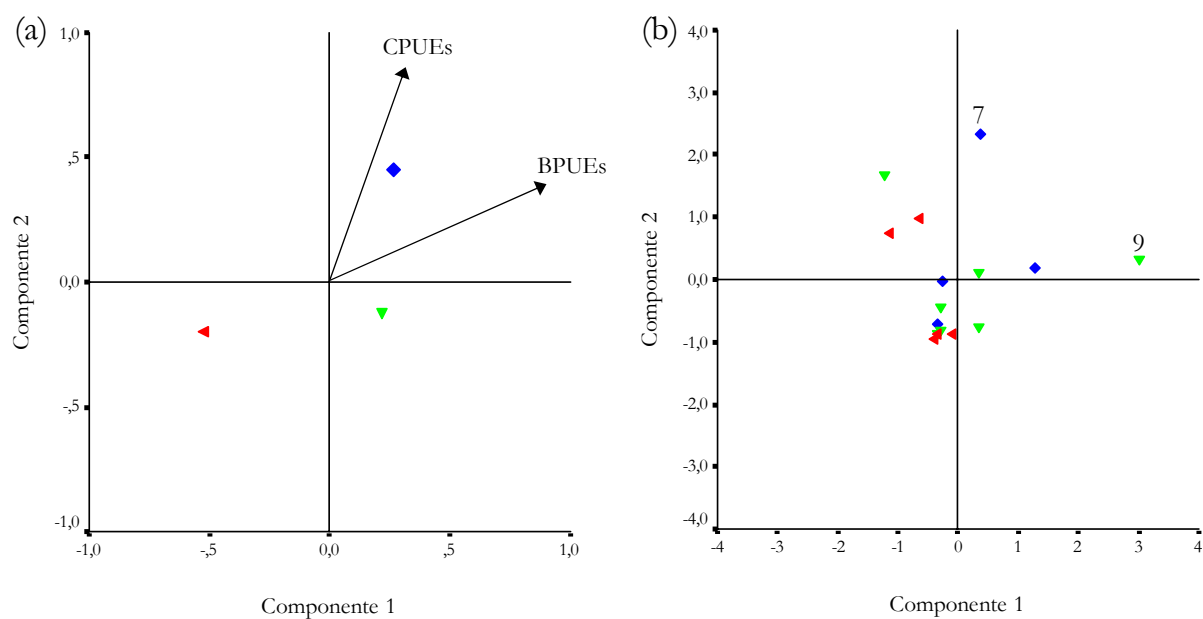


Figura 3.2.4.4. Resultados del *ACP* para las CPUEs y BPUEs de *L. saliens* durante la campaña de Verano de 2002. (a) Se representan los centroides para cada cubeta. (b) Se representan los sectores agrupados por cubetas. Componente 1: biomasa (BPUEs) de *L. saliens*; Componente 2: abundancia (CPUEs) de *L. saliens*.

◀ Cubeta Norte, ▼ Cubeta Central, ◆ Cubeta Sur.

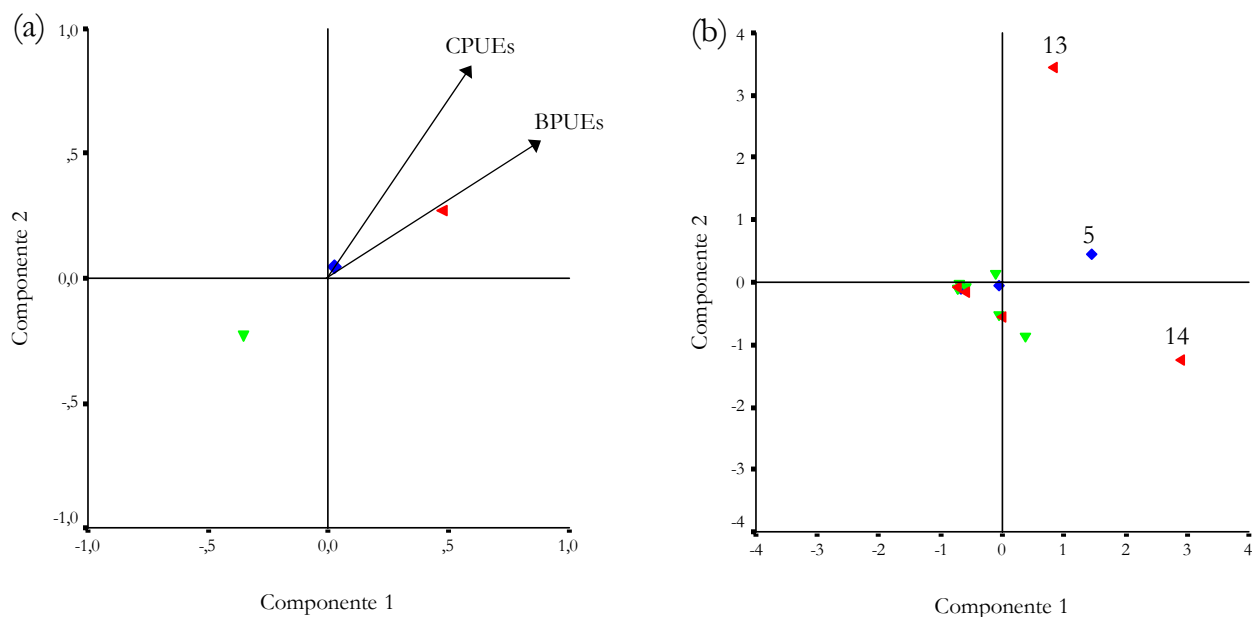


Figura 3.2.4.5. Resultados del *ACP* para las CPUEs y BPUEs de *L. saliens* durante la campaña de Invierno de 2003. (a) Se representan los centroides para cada cubeta. (b) Se representan los sectores agrupados por cubetas. Componente 1: biomasa (BPUEs) de *L. saliens*; Componente 2: abundancia (CPUEs) de *L. saliens*.

◄ Cubeta Norte, ▼ Cubeta Central, ◆ Cubeta Sur.

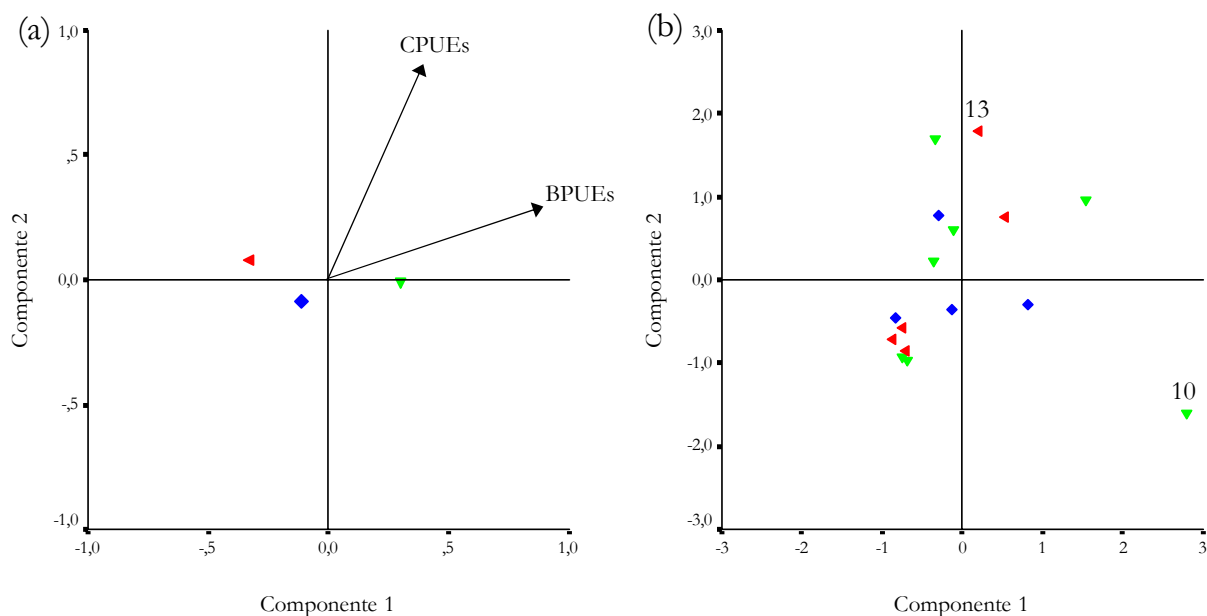


Figura 3.2.4.6. Resultados del *ACP* para las CPUEs y BPUEs de *L. saliens* durante la campaña de Verano de 2003. (a) Se representan los centroides para cada cubeta. (b) Se representan los sectores agrupados por cubetas. Componente 1: biomasa (BPUEs) de *L. saliens*; Componente 2: abundancia (CPUEs) de *L. saliens*.

◄ Cubeta Norte, ▼ Cubeta Central, ◆ Cubeta Sur.

Con respecto a *L. ramado* podemos observar la siguiente dinámica espacial:

- Durante la campaña de invierno de 2003 la Cubeta Sur presentó los máximos valores de abundancia, y la Cubeta Norte los máximos de biomasa (Fig. 3.2.4.7a). Como se puede observar en la Figura 3.2.4.7b, el sector 6 de la Cubeta Sur presentó valores máximos de abundancia y biomasa (45,0 CPUEs y 4,9 BPUEs respectivamente). El sector 1, perteneciente a la Cubeta Norte, también presentó biomazas destacables (9,0 BPUEs).

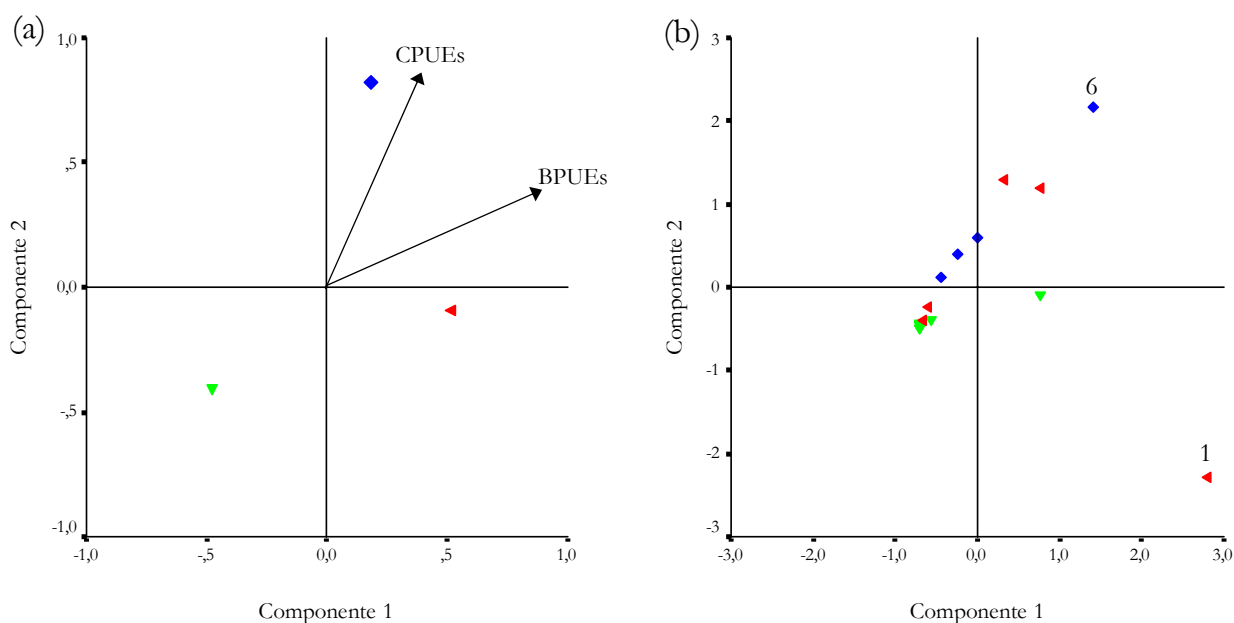


Figura 3.2.4.7. Resultados del *ACP* para las CPUEs y BPUEs de *L. ramado* durante la campaña de Invierno de 2003. (a) Se representan los centroides para cada cubeta. (b) Se representan los sectores agrupados por cubetas. Componente 1: biomasa (BPUEs) de *L. ramado*; Componente 2: abundancia (CPUEs) de *L. ramado*. ◀ Cubeta Norte, ▼ Cubeta Central, ◆ Cubeta Sur.

3.2.5. Análisis de la abundancia y la biomasa: relaciones con el hábitat.

Como se expuso en el epígrafe sobre la metodología y tratamiento de los datos, las relaciones de las abundancias y biomasa para cada especie con las variables del hábitat, se ha realizado mediante el uso de regresiones lineales múltiples. Los análisis se han realizado para las campañas de verano de 2002 e invierno de 2003, y para las especies *L. aurata*, *L. saliens* y *L. ramado*.

A continuación se presentan los resultados en función de las campañas de muestreo y por especie:

- Durante la campaña de verano de 2002 la abundancia de *L. aurata* presentó una relación significativa con la variable del hábitat (Tabla 3.2.5.1): *distancia mínima por la orilla a la Rambla de la Carrasquilla* (ANOVA; $p < 0,005$). Esta variable explica más del 38% de la variación de la abundancia de alevines y juveniles de *L. aurata* en las zonas someras de la laguna. Para el análisis de la biomasa el modelo de regresión lineal múltiple introduce las variables: *distancia mínima por la orilla a la Rambla de la Carrasquilla* y *granulometría del sustrato* (ANOVA; $p < 0,005$), estas variables, conjuntamente, explican más de un 60% de la variación de la biomasa de alevines y juveniles de *L. aurata* en las zonas someras de la laguna (Tabla 3.2.5.1).

L. saliens mostró una relación significativa de su biomasa con las variables: *distancia menor por la orilla a la Rambla de la Carrasquilla* y la *profundidad media* (ANOVA; $p < 0,005$). Estas dos variables, conjuntamente, explican un 52,4% de la variación de la biomasa de alevines y juveniles de *L. saliens* en las zonas someras de la laguna (Tabla 3.2.5.2). La abundancia de *L. saliens* no presentó relaciones significativas con las variables del hábitat empleadas en este estudio.

- Durante la campaña de invierno de 2003 la abundancia de alevines y juveniles de *L. aurata* presentó una relación significativa con las variables: *distancia en línea recta a Las Encañizadas*, *abundancia de L. ramado* y *heterogeneidad del sustrato* (ANOVA; $p < 0,0005$). Estas tres variables, conjuntamente explican un 70 % de la variación de su abundancia en las zonas someras de la laguna (Tabla 3.2.5.3). En el análisis de la biomasa para *L. aurata* las variables que explican el 53% de su variación en las zonas someras de la laguna son: *distancia en línea recta a Las Encañizadas* y *biomasa de L. ramado* (ANOVA; $p < 0,005$) (Tabla 3.2.5.4).

La abundancia de *L. saliens* mostró una relación significativa con las variables: *volumen de la vegetación acuática* (ANOVA; $p < 0,0005$). Esta variable explica un

62,7% de la variación de su abundancia en las zonas someras de la laguna (Tabla 3.2.5.5). La biomasa de *L. saliens* presentó una relación significativa con la variable: *volumen de la vegetación acuática* (*ANOVA*; $p < 0,0005$). Esta variable explica un 63,4 % de la variación de la biomasa de esta especie en la laguna (Tabla 3.2.5.4).

Tanto la abundancia como la biomasa de *L. ramado* no presentaron una relación significativa con las variables del hábitat utilizadas en este estudio (*ANOVA*; $p > 0,05$), probablemente debido al bajo número de sectores con presencia de la especie.

Tabla 3.2.5.1. Modelos de ecuaciones de regresión lineal múltiple utilizados para predecir la abundancia y la biomasa de alevines y juveniles de *L. aurata* durante la campaña de verano de 2002 en las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor. (*) Todas las variables han sido transformadas logarítmicamente [$\ln(x+1)$].

Variab ambientales *	Ecuación de regresión lineal múltiple	R² ajustada	F	g.l.	P
Modelo Abundancia					
<i>Distancia a la Rambla de La Carrasquilla**</i>	Abundancia <i>L. aurata</i> = 10,023 – 0,648 (<i>dist. Rbla. Carrasquilla</i>)	0,381	10,389	1; 15	< 0,005
Modelo Biomasa					
<i>Distancia a la Rambla de La Carrasquilla**</i>	Biomasa <i>L. aurata</i> = 20,836 – 0,857 (<i>dist. Rbla. Carrasquilla</i>) – 0,394 (<i>granul. del sustrato</i>)	0,608	13,398	2; 14	< 0,005
<i>Granulometría del sustrato</i>					

** Distancia menor por la orilla (metros)

Tabla 3.2.5.2. Modelo de ecuación de regresión lineal múltiple utilizado para predecir la biomasa de alevines y juveniles de *L. saliens* durante la campaña de verano de 2002 en las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor. (*) Todas las variables han sido transformadas logarítmicamente [$\ln(x+1)$].

Variab ambientes *	Ecuación de regresión lineal múltiple	R² ajustada	F	g.l.	P
Modelo Biomasa					
<i>Distancia a la Rambla de La Carrasquilla**</i>	Biomasa <i>L. saliens</i> = 12,641 – 0,802 (<i>dist. Rbla. Carrasquilla</i>) – 0,434 (<i>prof. media</i>)	0,524	9,807	2; 14	< 0,005
<i>Profundidad media</i>					

** Distancia menor por la orilla (metros)

Tabla 3.2.5.3. Modelos de ecuaciones de regresión lineal múltiple utilizados para predecir la abundancia y biomasa de alevines y juveniles de *L. aurata* durante la campaña de invierno de 2003 en las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor. (*) Todas las variables han sido transformadas logarítmicamente [$\ln(x+1)$].

Variables ambientales *	Ecuación de regresión lineal múltiple	R ² ajustada	F	g.l.	P
Modelo Abundancia					
<i>Distancia a Las Encañizadas</i> **	Abundancia <i>L. aurata</i> = 16,325				
<i>Abundancia L. ramado</i>	- 0,723 (<i>dist. Las Encañizadas</i>) + 0,630 (<i>abu. L. ramado</i>) - 0,449 (<i>heter. sustrato</i>)	0,698	13,334	3; 13	< 0,0005
<i>Heterogeneidad del sustrato</i>					
Modelo Biomasa					
<i>Distancia a Las Encañizadas</i> **	Biomasa <i>L. aurata</i> = 9,314 - 0,579 (<i>dist. Las Encañizadas</i>) + 0,501 (<i>biom. L. ramado</i>)	0,530	10,013	2; 14	<0,005
<i>Biomasa L. ramado</i>					

** Distancia en línea recta (metros)

Tabla 3.2.5.4. Modelos de ecuaciones de regresión lineal múltiple utilizados para predecir la abundancia y la biomasa de alevines y juveniles de *L. saliens* durante la campaña de invierno de 2003 en las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor. (*) Todas las variables han sido transformadas logarítmicamente [$\ln(x+1)$].

Variables ambientales *	Ecuación de regresión lineal múltiple	R ² ajustada	F	g.l.	P
Modelo Abundancia**					
<i>Volumen de la vegetación acuática</i>	Abundancia <i>L. saliens</i> = 0,806 (<i>volumen vegetación acuática</i>)	0,627	29,578	1; 16	<0,0005
Modelo Biomasa**					
<i>Volumen de la vegetación acuática</i>	Biomasa <i>L. saliens</i> = 0,810 (<i>volumen vegetación acuática</i>)	0,634	30,442	1; 16	< 0,0005

** Se ha eliminado la constante en la ecuación ($p > 0,05$)

3.3. Análisis de la estructura poblacional por tallas.

En este apartado se presenta la estructura de la población por tallas de alevines y juveniles de mugílidos, tanto temporalmente como espacialmente, en las zonas someras de la laguna durante las campañas de muestreo de verano de 2002 e invierno de 2003. Para ello se ha utilizado la longitud total (Lt) de cada individuo expresada en cm.

Cabe señalar que la totalidad de individuos capturados corresponderían a la clase de edad 0 +, ya que, según la bibliografía consultada (Almeida *et al.*, 1995; Cardona, 1999; Hotos, 2003), el rango de tallas de los ejemplares capturados corresponde a dicha clase de edad.

En el presente epígrafe se distinguió entre dos estadios del desarrollo de los mugílidos: alevines o postlarvas, que serían aquellos individuos con una longitud total (Lt) máxima en torno a 3,5 cm, y juveniles, que son los individuos con tallas superiores a los 3,5 cm.

Las especies objeto de estudio han sido aquellas que presentaron un mayor número de capturas: *L. aurata*, *L. saliens* y *L. ramado*.

3.3.1. Análisis temporal de la estructura poblacional.

En las figuras 3.3.1.1, 3.3.1.2, 3.3.1.3, 3.3.1.4 y 3.3.1.5 se presentan las distribuciones de frecuencias, para cada especie y para las distintas campañas de muestreo, de la Lt en la totalidad de ejemplares procesados.

Durante la campaña de verano de 2002 y para *L. aurata* (Fig. 3.3.1.1) se observa la existencia de una sola cohorte, con una Lt media igual a 5,2 cm. Esta cohorte está formada por individuos juveniles reclutados durante las estaciones del año anteriores (otoño e invierno) y que, por tanto, están presentes en la laguna desde hace meses. Además, se ha observado la presencia de alevines, aunque en un número mucho menor, que indicarían la finalización de la época de reclutamiento para esta especie en la laguna.

Para *L. saliens*, y durante la campaña de verano de 2002 (Fig. 3.3.1.2), se observa claramente la presencia de dos cohortes: cohorte 1 y cohorte 2. La cohorte 1 corresponde a alevines con una Lt media igual a 2,6 cm, estos individuos están presentes desde hace poco tiempo en la laguna, es decir, que han sido reclutados recientemente. Sin embargo, la

cohorte 2 está formada por individuos juveniles con una Lt media igual a 5,4 cm, y que, al igual que *L. aurata*, están presentes en la laguna desde hace meses.

Durante la campaña de invierno de 2003 y para *L. aurata* (Fig. 3.3.1.3) se observa la presencia de una sola cohorte. Si bien se detecta la presencia de individuos alevines y juveniles, no se pueden visualizar dos cohortes claramente diferenciadas. Esta situación se debe a que la especie presenta un periodo de reclutamiento muy dilatado en el tiempo (otoño-invierno), por lo que hay un elevado grado de solapamiento en las distribuciones por tallas de estas cohortes. La Lt media para los alevines durante esta campaña fue de 2,9 cm y la Lt media de los juveniles fue de 3,8 cm.

L. saliens presentó durante la campaña de invierno de 2003 una sola cohorte (Fig. 3.3.1.4). Al igual que en la especie anterior, y debido al dilatado periodo de reclutamiento para esta especie (verano-invierno), resulta de gran dificultad la visualización separada de las dos cohortes correspondientes a las fases de alevines y juveniles. La Lt media para los alevines durante esta campaña fue de 2,5 cm y la Lt media de los juveniles fue de 4,4 cm.

L. ramado presentó durante la campaña de invierno de 2003 una sola cohorte (Fig. 3.3.1.5) formada exclusivamente por individuos alevines. Éstos presentaron una Lt media de 2,2 cm.

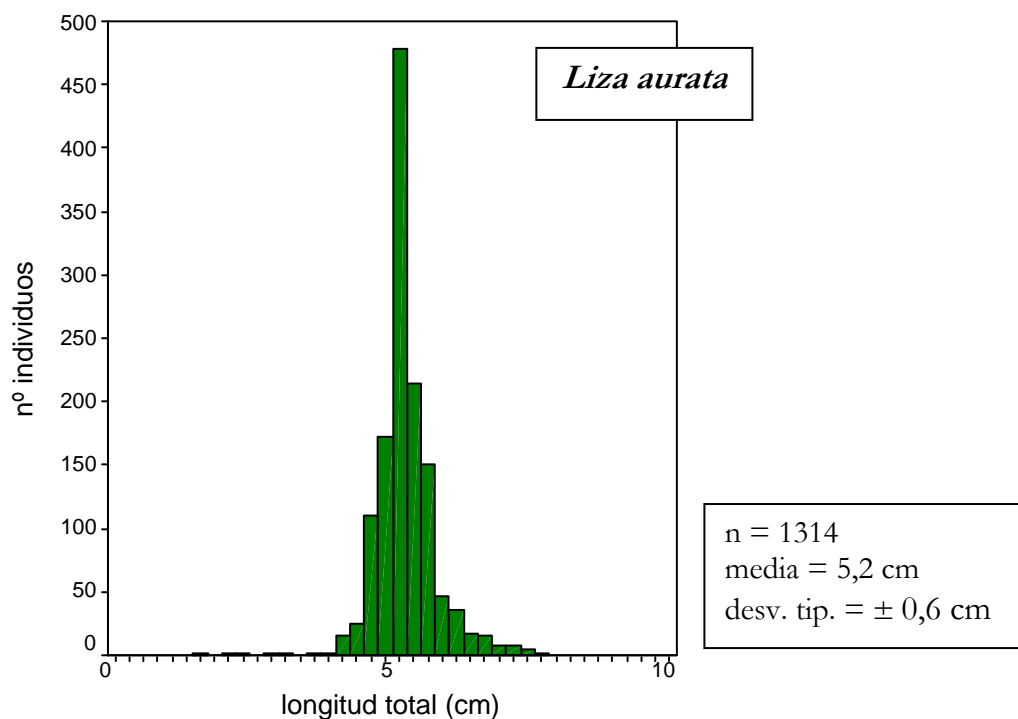


Figura 3.3.1.1. Distribución de frecuencias de las tallas de alevines y juveniles de *L. aurata* en las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor durante la campaña de verano de 2002.

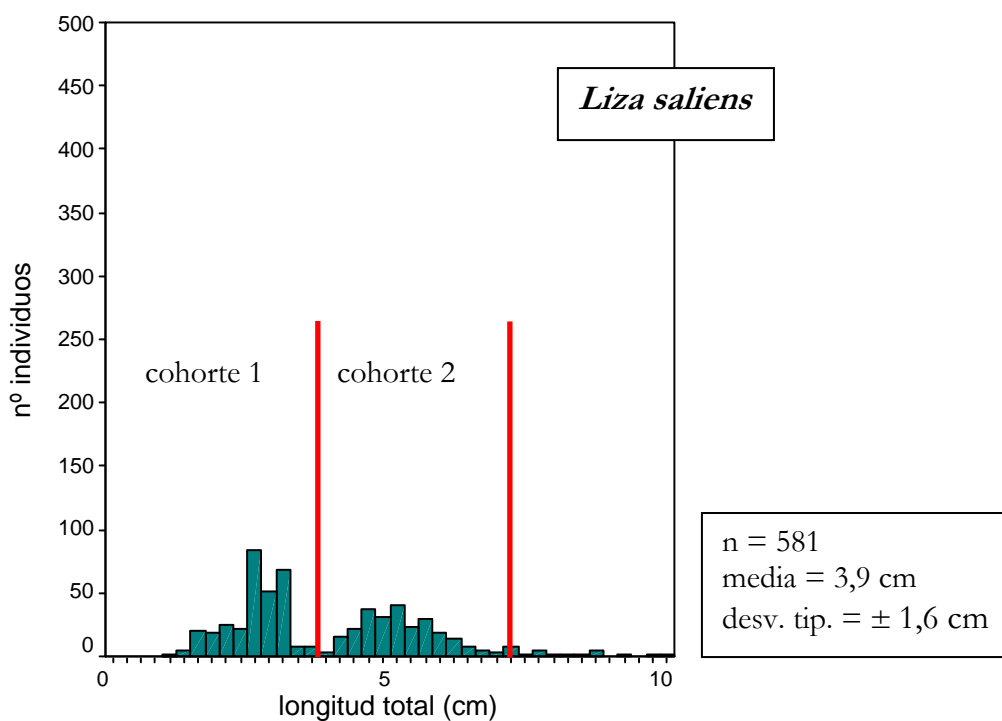


Figura 3.3.1.2. Distribución de frecuencias de las tallas de alevines y juveniles de *L. saliens* en las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor durante la campaña de verano de 2002. Se muestran las dos cohortes detectadas para esta especie durante dicha campaña.

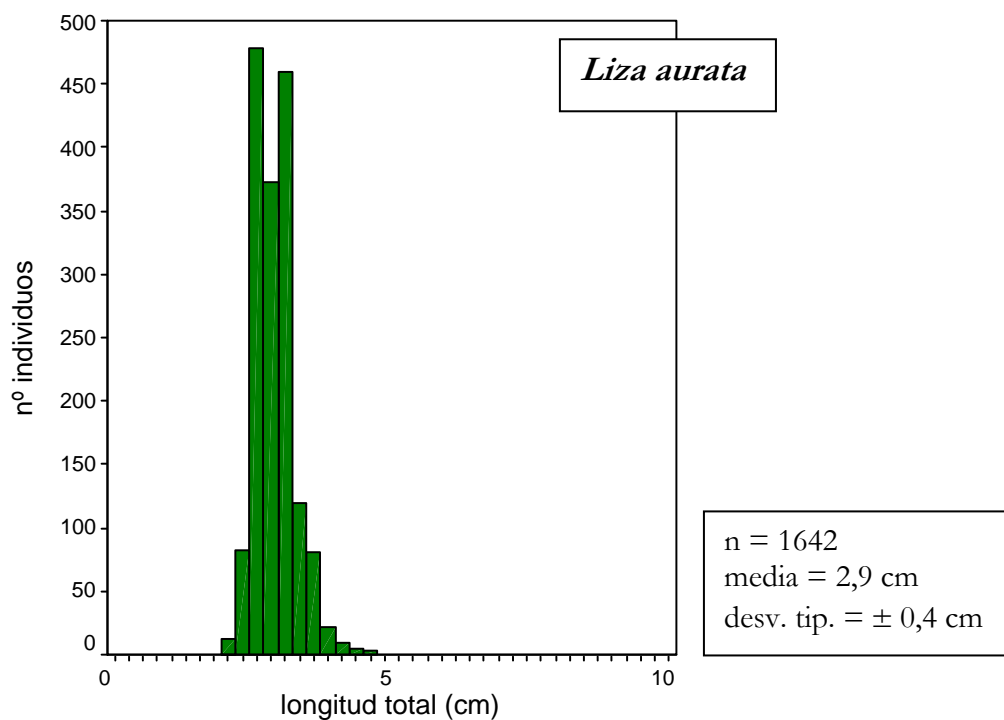


Figura 3.3.1.3. Distribución de frecuencias de las tallas de alevines y juveniles de *L. aurata* en las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor durante la campaña de invierno de 2003.

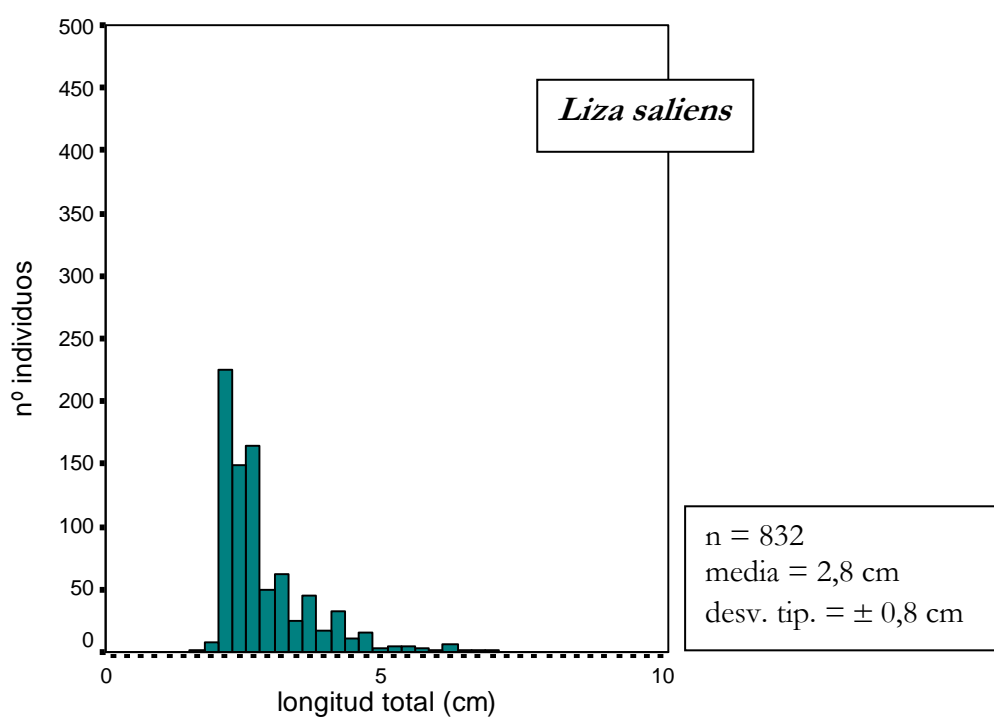


Figura 3.3.1.4. Distribución de frecuencias de las tallas de alevines y juveniles de *L. saliens* en las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor durante la campaña de invierno de 2003.

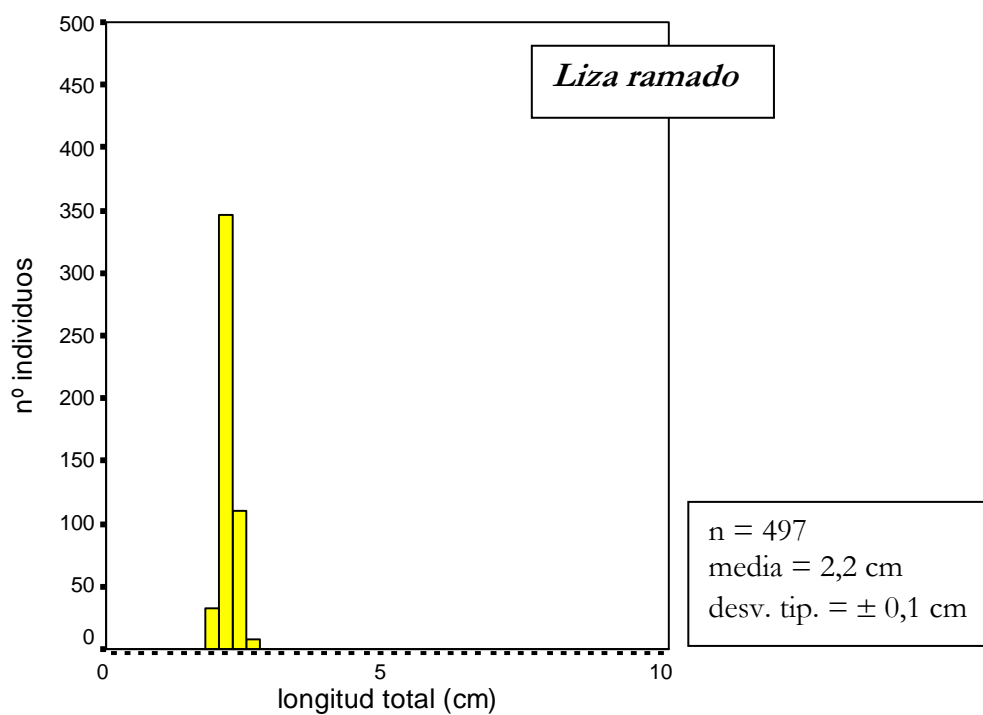


Figura 3.3.1.5. Distribución de frecuencias de las tallas de alevines y juveniles de *L. ramado* en las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor durante la campaña de invierno de 2003.

3.3.2. Análisis espacial de la estructura poblacional por tallas.

Durante la campaña de verano de 2002, *L. aurata* presentó una distribución homogénea de las tallas en la totalidad de la laguna (Fig. 3.3.2.1). Por el contrario, la distribución de frecuencias por tallas de *L. saliens*, presentó en la cubeta norte individuos con longitudes totales inferiores a 5 cm (cohorte 1), en la cubeta central se hallaron en igual proporción individuos pertenecientes a las dos cohortes y, finalmente, en la cubeta sur, hubo un predominio significativo de individuos pertenecientes a la cohorte 2 (Fig. 3.3.2.2).

Durante la campaña de invierno, *L. aurata*, *L. saliens* y *L. ramado* presentaron una distribución homogénea de las tallas en la totalidad de la laguna (Fig. 3.3.2.3, 3.3.2.4 y 3.3.2.5).

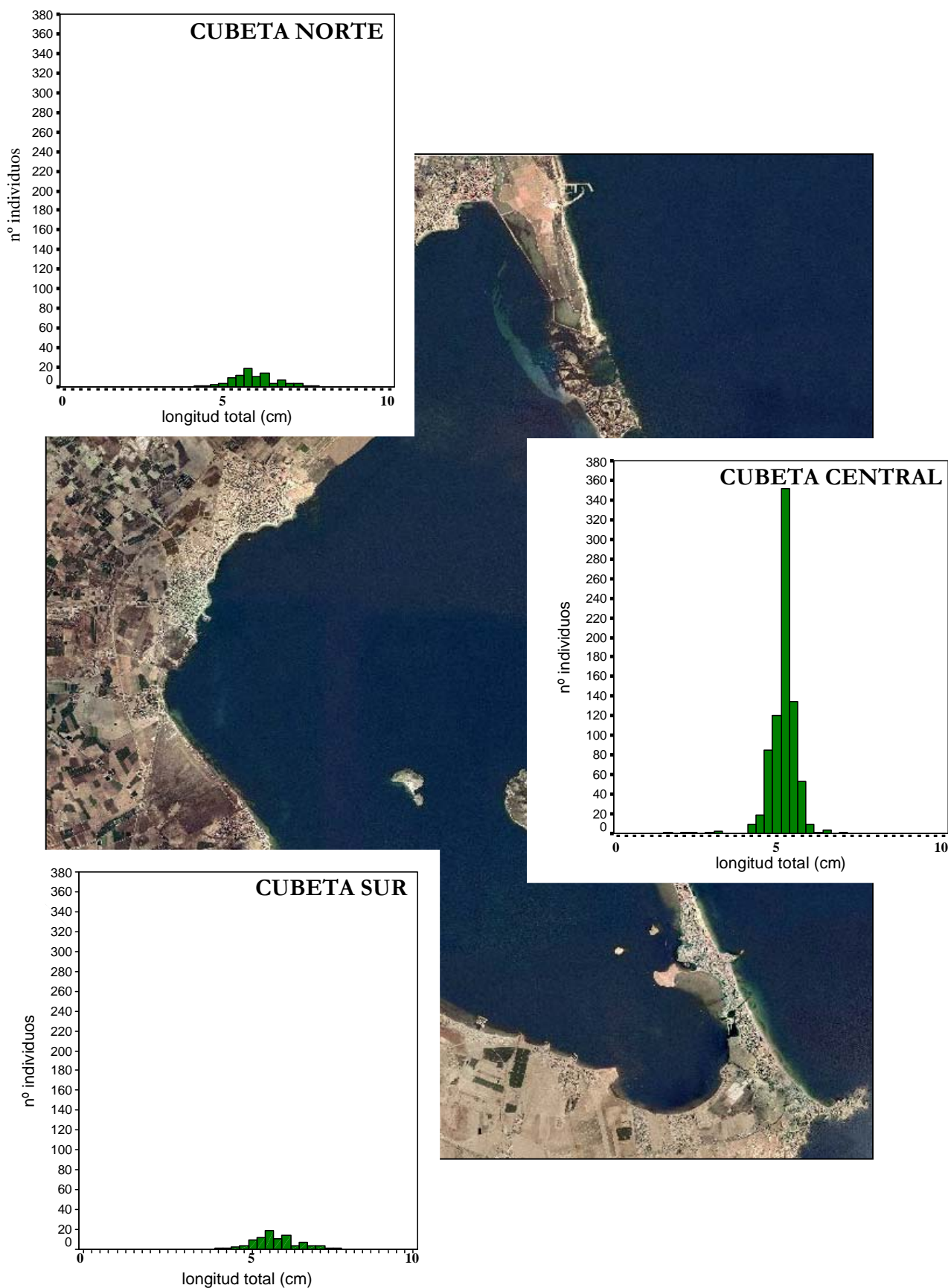


Figura 3.3.2.1. Distribución de frecuencias de las tallas de alevines y juveniles de *L. aurata* en las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor durante la campaña de verano de 2002 según las cubetas hidrográficas de Pérez-Ruzafa *et al.* (2004)

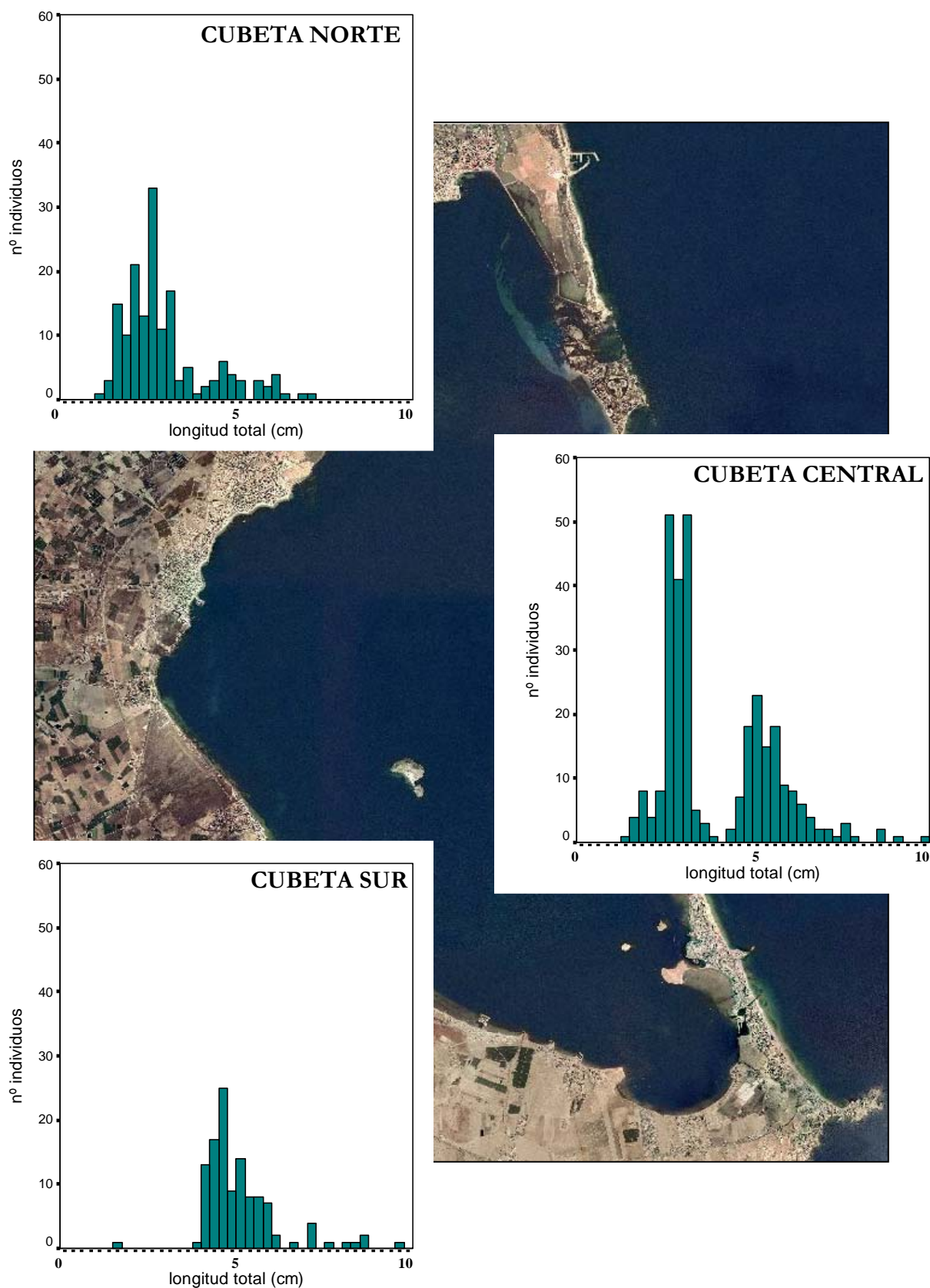


Figura 3.3.2.2. Distribución de frecuencias de las tallas de alevines y juveniles de *L. saliens* en las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor durante la campaña de verano de 2002 según las cubetas hidrográficas de Pérez-Ruzafa *et al.* (2004)

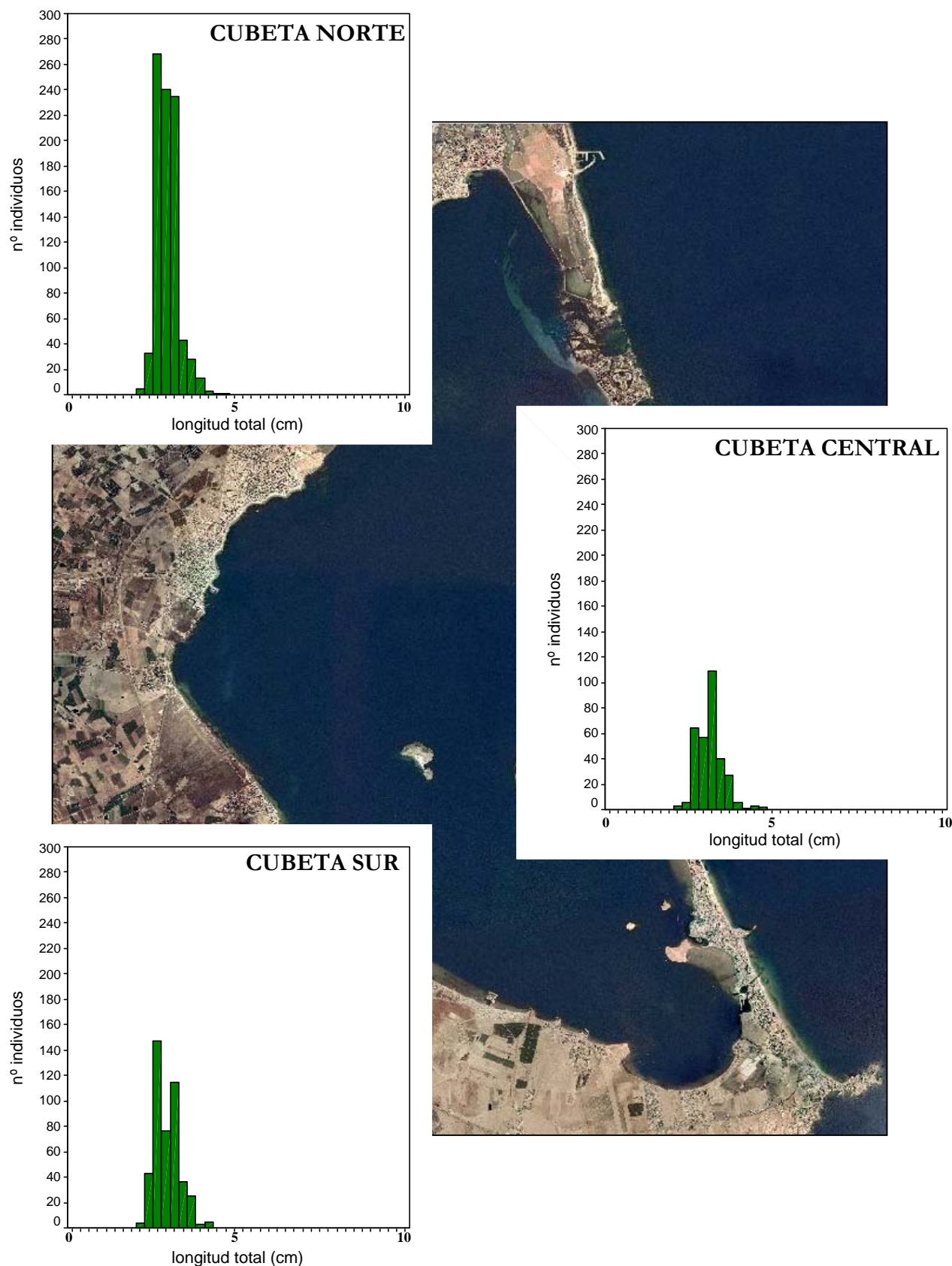


Figura 3.3.2.3. Distribución de frecuencias de las tallas de alevines y juveniles de *L. aurata* en las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor durante la campaña de invierno de 2003 según las cubetas hidrográficas de Pérez-Ruzafa *et al.* (2004)

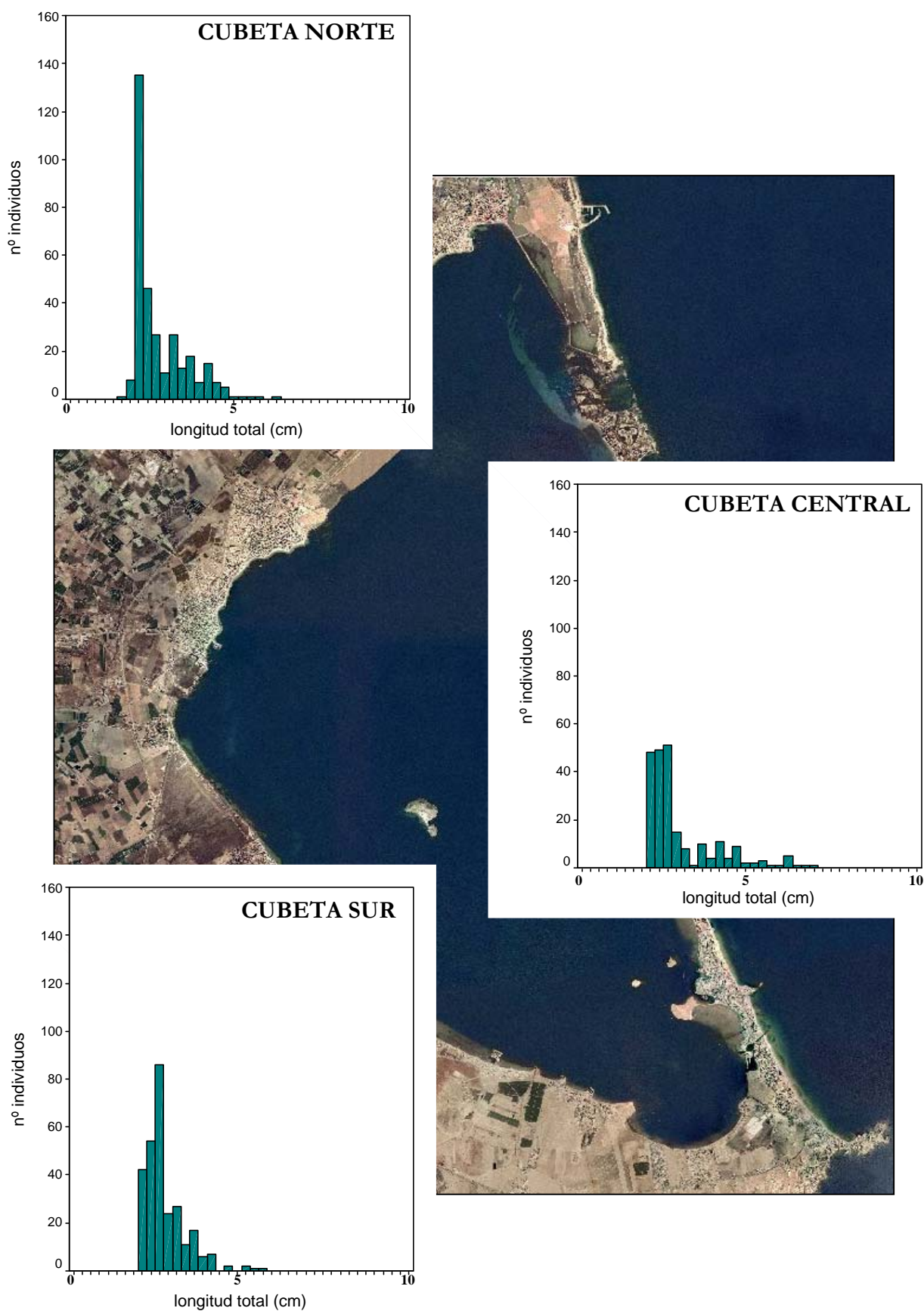


Figura 3.3.2.4. Distribución de frecuencias de las tallas de alevines y juveniles de *L. saliens* en las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor durante la campaña de invierno de 2003 según las cubetas hidrográficas de Pérez-Ruzafa *et al.* (2004)

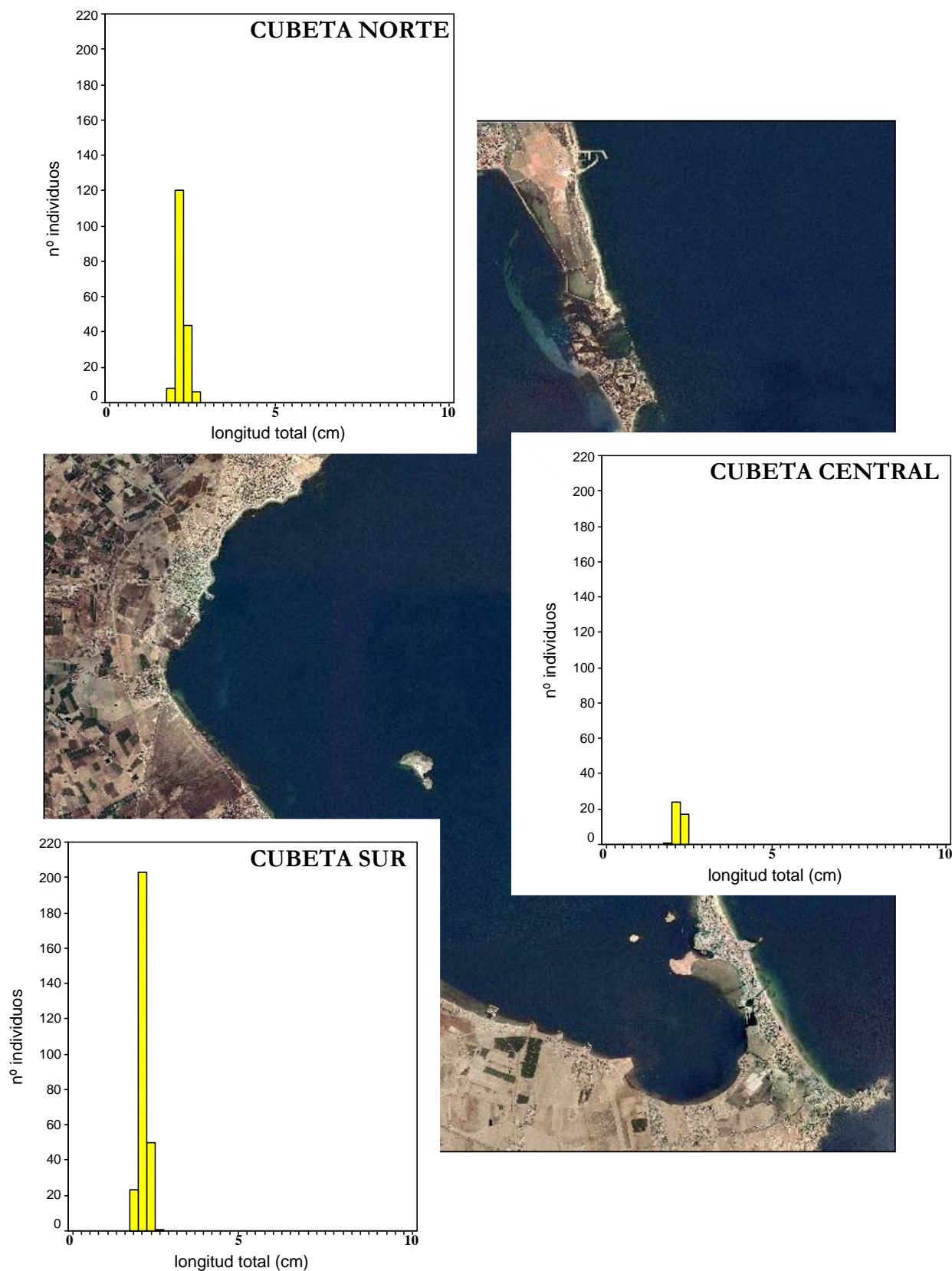


Figura 3.3.2.5. Distribución de frecuencias de las tallas de alevines y juveniles de *L. ramado* en las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor durante la campaña de invierno de 2003 según las cubetas hidrográficas de Pérez-Ruzafa *et al.* (2004)

3.4. Análisis de la relación Longitud-Peso.

En el presente trabajo las relaciones longitud-peso se obtuvieron a partir de las variables (Pt y Lt) transformadas logarítmicamente, que previamente fueron multiplicadas por 10^3 para eliminar valores negativos (García-Berthou y Moreno-Amich, 1993).

3.4.1. Análisis temporal de la relación Longitud-Peso.

En las figuras 3.4.1.1, 3.4.1.2, 3.4.1.3, 3.4.1.4, 3.4.1.5, 3.4.1.6 y 3.4.1.7 se muestran las relaciones entre la longitud total (Lt, cm) y el peso total (Pt, g) para cada una de las especies durante las campañas de verano de 2002 e invierno de 2003. Las relaciones obtenidas (Análisis de regresión lineal, $p < 0,0001$) fueron:

CAMPAÑA DE VERANO DE 2002

Liza aurata (n = 1313)

$$\log Pt = -6,378 + 2,565 \log Lt \quad R^2 = 0,908 \quad F_{(1,1312)} = 12958,82$$

Liza saliens (n = 577)

$$\text{Total: } \log Pt = -8,292 + 3,065 \log Lt \quad R^2 = 0,986 \quad F_{(1,576)} = 40090,46$$

$$\text{Cohorte 1: } \log Pt = -7,882 + 2,942 \log Lt \quad R^2 = 0,940 \quad F_{(1,303)} = 4734,43$$

$$\text{Cohorte 2: } \log Pt = -6,903 + 2,696 \log Lt \quad R^2 = 0,947 \quad F_{(1,272)} = 4861,51$$

CAMPAÑA DE INVIERNO DE 2003

Liza aurata (n = 1642)

$$\log Pt = -8,316 + 3,076 \log Lt \quad R^2 = 0,948 \quad F_{(1,1641)} = 29770,97$$

Liza saliens (n = 832)

$$\log Pt = -7,814 + 2,922 \log Lt \quad R^2 = 0,987 \quad F_{(1,830)} = 61490,59$$

Liza ramado (n = 497)

$$\log Pt = -7,233 + 2,748 \log Lt \quad R^2 = 0,752 \quad F_{(1,496)} = 1507,76$$

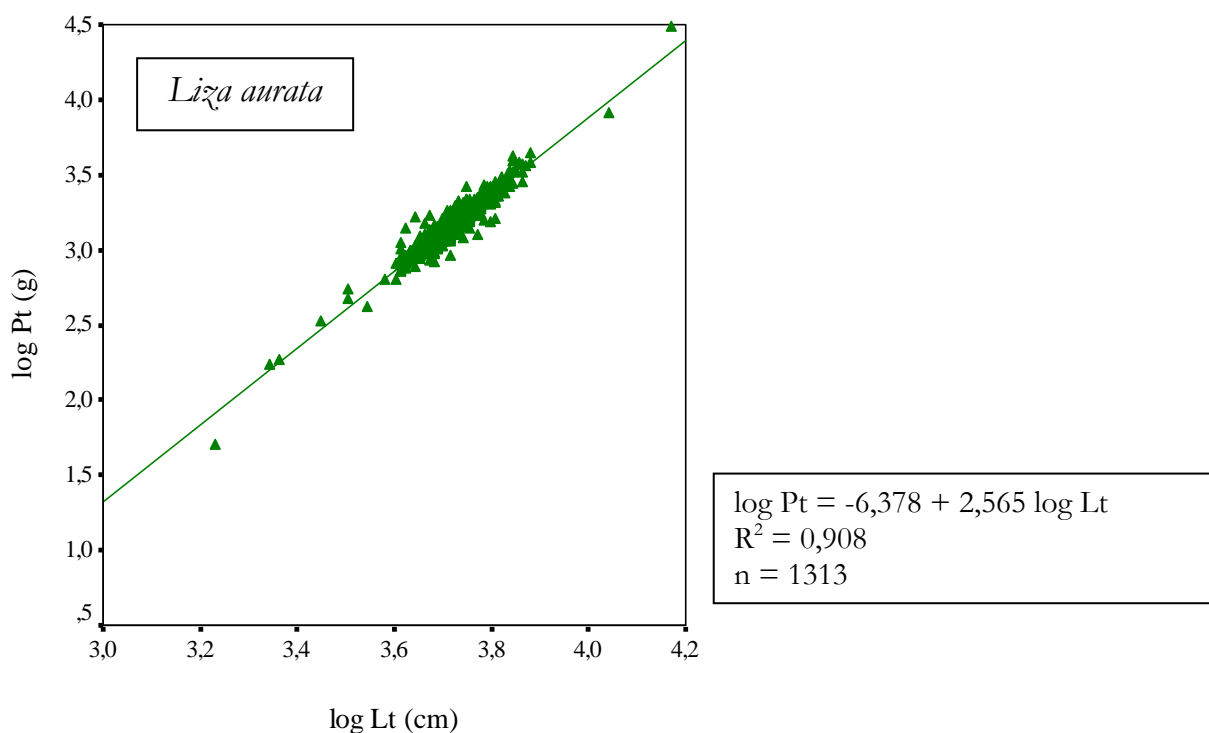


Figura 3.4.1.1. Relación entre la Lt (cm) y el Pt (g) (datos transformados logarítmicamente) de *L. aurata*, durante la campaña de verano de 2002, en las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor.

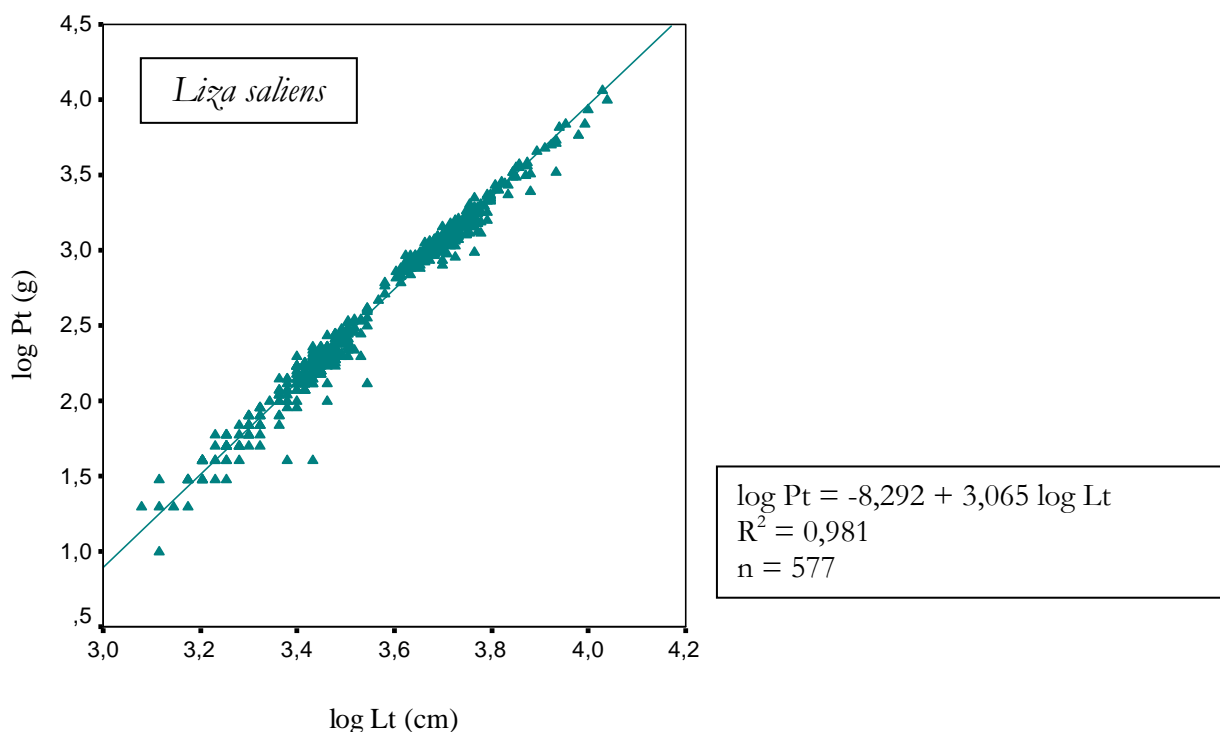


Figura 3.4.1.2. Relación entre la Lt (cm) y el Pt (g) (datos transformados logarítmicamente) para el total de individuos de *L. saliens*, durante la campaña de verano de 2002, en las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor.

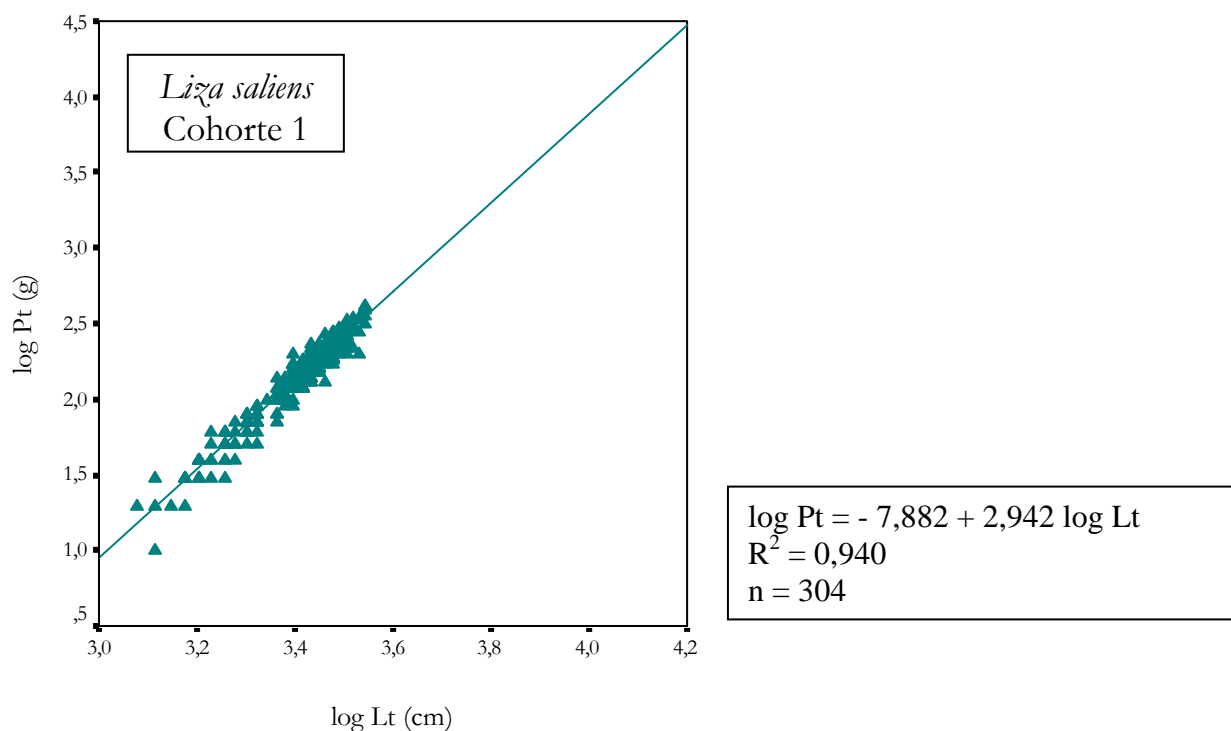


Figura 3.4.1.3. Relación entre la Lt (cm) y el Pt (g) (datos transformados logarítmicamente) para la cohorte 1 de *L. saliens*, durante la campaña de verano de 2002, en las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor.

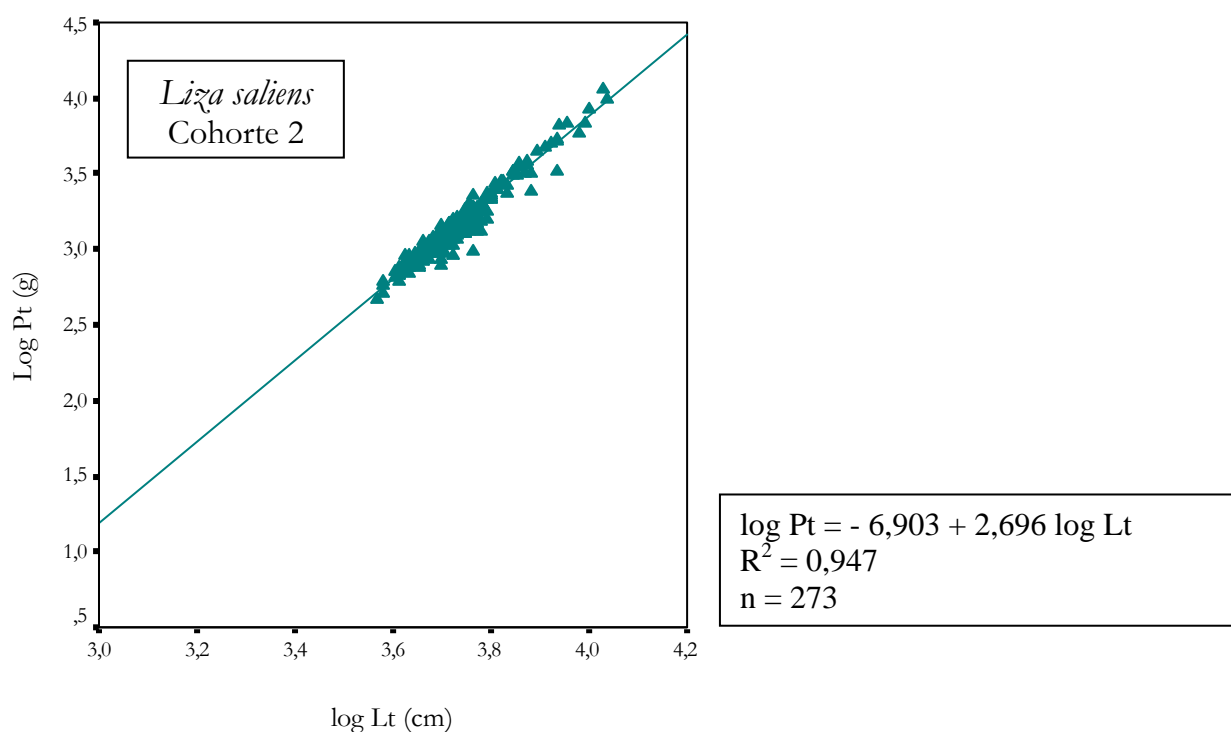


Figura 3.4.1.4. Relación entre la Lt (cm) y el Pt (g) (datos transformados logarítmicamente) para la cohorte 2 de *L. saliens*, durante la campaña de verano de 2002, en las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor.

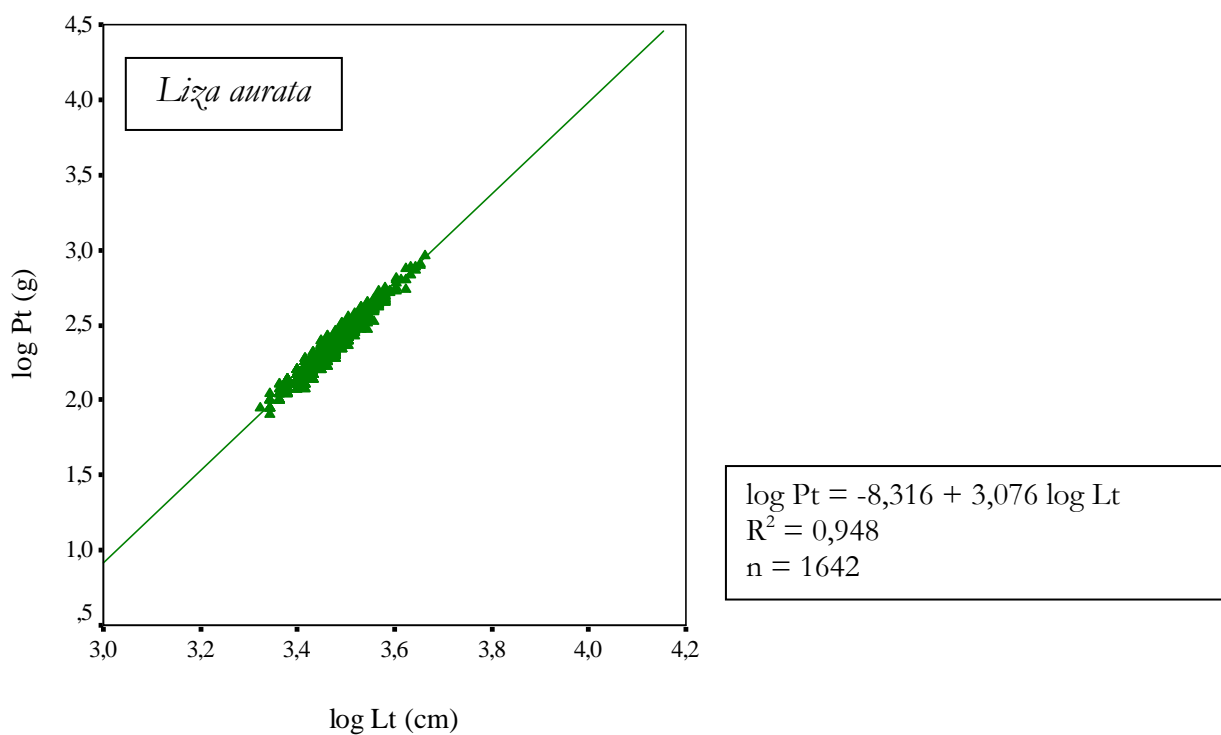


Figura 3.4.1.5. Relación entre la Lt (cm) y el Pt (g) (datos transformados logarítmicamente) de *L. aurata*, durante la campaña de invierno de 2003, en las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor.

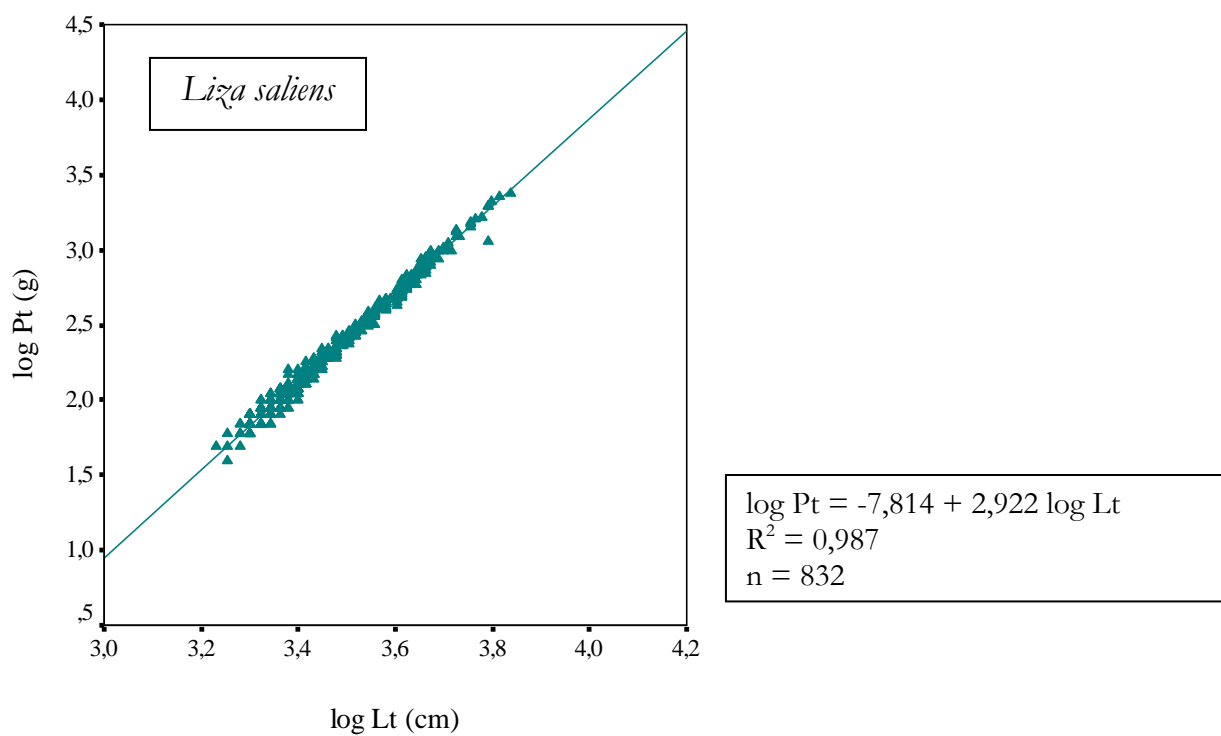


Figura 3.4.1.6. Relación entre la Lt (cm) y el Pt (g) (datos transformados logarítmicamente) de *L. saliens*, durante la campaña de invierno de 2003, en las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor.

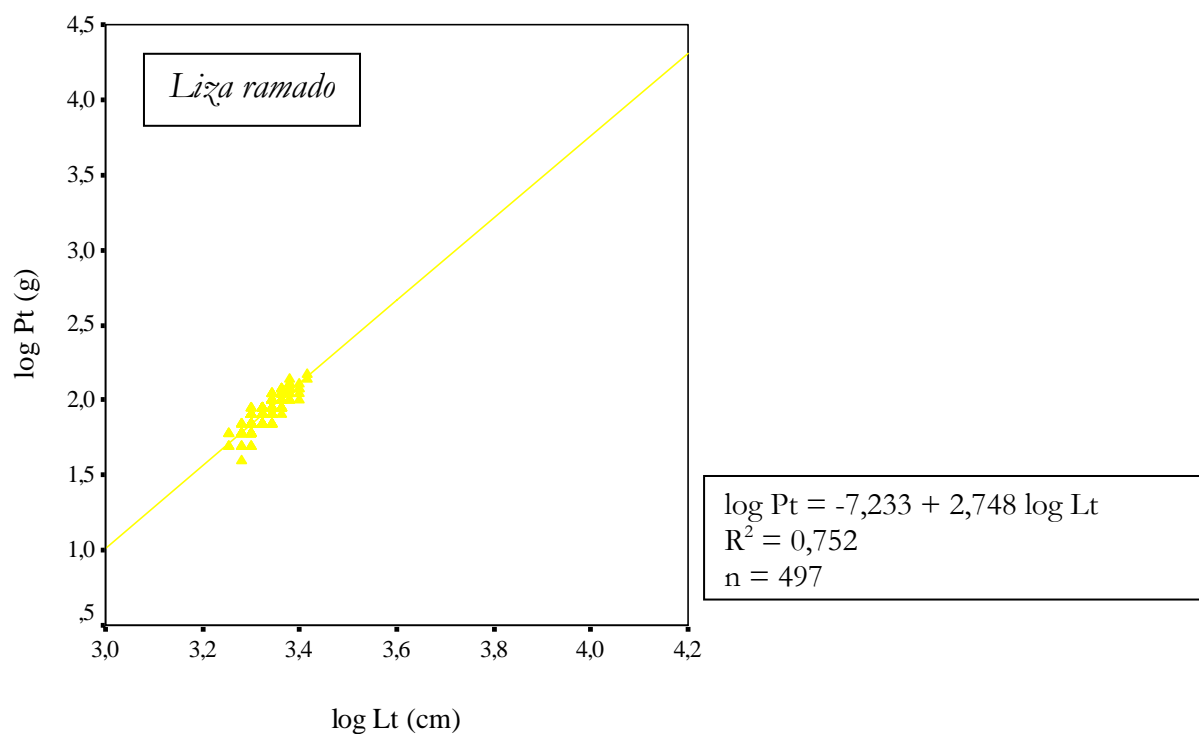


Figura 3.4.1.7. Relación entre la Lt (cm) y el Pt (g) (datos transformados logarítmicamente) de *L. ramada*, durante la campaña de invierno de 2003, en las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor.

En el análisis de las pendientes (coeficiente b) de las rectas de regresión entre la Lt y el Pt para la totalidad de individuos de cada especie y para cada campaña de muestreo, se obtuvieron diferencias entre el coeficiente b y el valor de éste igual a 3 reflejando, por tanto, un crecimiento alométrico para todas las especies durante las dos campañas de muestreo, a excepción de la cohorte 1 de *L. saliens* que mostró un crecimiento isométrico durante la campaña de verano (Tabla 3.4.1.1).

Durante la campaña de verano de 2002 *L. aurata* presentó un crecimiento alométrico negativo ($b < 3$), lo que se traduce en un incremento mayor en longitud que en peso. Durante la misma campaña, y para *L. saliens*, se observa como la cohorte 1 presentó un crecimiento isométrico ($b = 3$) y la cohorte 2 un crecimiento alométrico negativo. Durante la campaña de invierno de 2003 *L. aurata* presentó un crecimiento alométrico positivo ($b > 3$), lo que se traduce en un incremento mayor en peso que en longitud. *L. saliens* y *L. ramado* presentaron durante esta campaña un crecimiento alométrico negativo, mostrando un mayor crecimiento en longitud que en peso.

Tabla 3.4.1.1. Análisis de las pendientes (coeficiente b) de las rectas de regresión lineal, obtenidas de la relación entre la Lt (cm) y el Pt (g), para el total de individuos de cada especie y para cada campaña de muestreo.

Especies	b	t	g.l.	P
Verano 2002				
<i>Liza aurata</i>	2,565	- 18,913	1311	< 0,0005
<i>Liza saliens</i>				
Cohorte 1	2,942	- 1,349	303	0,1783
Cohorte 2	2,696	- 7,795	272	< 0,0005
Invierno 2003				
<i>Liza aurata</i>	3,076	4,222	1640	< 0,0005
<i>Liza saliens</i>	2,922	- 6,500	830	< 0,0005
<i>Liza ramado</i>	2,748	- 3,549	495	< 0,005

3.5. Análisis de la condición somática.

El análisis de la condición somática se realizó utilizando el Índice Residual (K_r). De este modo, y como se ha comentado en epígrafes anteriores, se utilizaron los residuos estandarizados obtenidos de la regresión Lt-Pt para el total de individuos de cada especie.

3.5.1. Análisis temporal de la condición somática.

La figura 3.5.1.1 muestra la evolución de la condición somática de *L. aurata* durante las campañas de muestreo de verano de 2002 e invierno de 2003. Esta especie presentó una condición somática promedio significativamente mayor durante el verano de 2002 ($K_{r \text{ verano } 2002} = 0,161$) que durante el invierno de 2003 ($K_{r \text{ invierno } 2003} = -0,128$) (test *t de Student*, $t = 7,665$; g.l. = 2371,44; $p < 0,0005$).

L. saliens presentó igual dinámica que la especie anterior (Fig. 3.5.1.2), siendo su condición somática promedio significativamente mayor durante el verano de 2002 ($K_{r \text{ verano } 2002} = 0,181$) que durante el invierno de 2003 ($K_{r \text{ invierno } 2003} = -0,125$) (test *t de Student*, $t = 5,224$; g.l. = 849,85; $p < 0,0005$).

No se pudo realizar la comparación temporal de la condición somática promedio para *L. ramado* debido al bajo número de ejemplares capturados durante las campañas de verano.

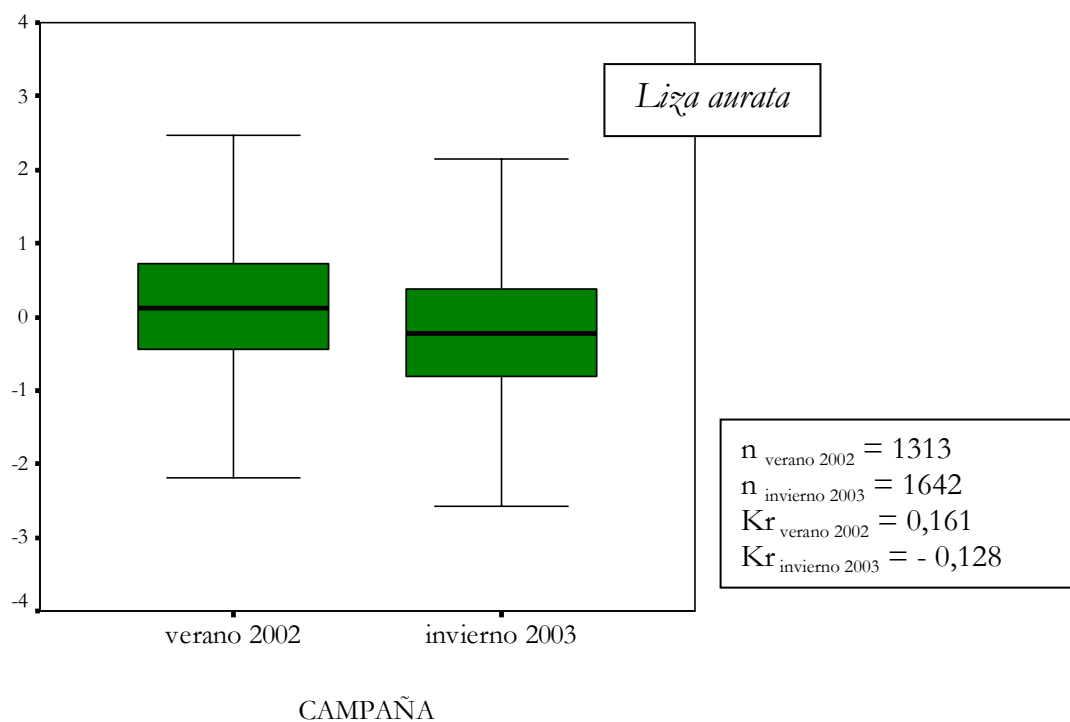


Figura 3.5.1.1. Condición somática (mediana, Q_1 , Q_3 , mínimo y máximo) de *L. aurata* durante las campañas de muestreo de verano de 2002 e invierno de 2003 en la laguna costera del Mar Menor (L. C. 95 %, $P < 0,05$).

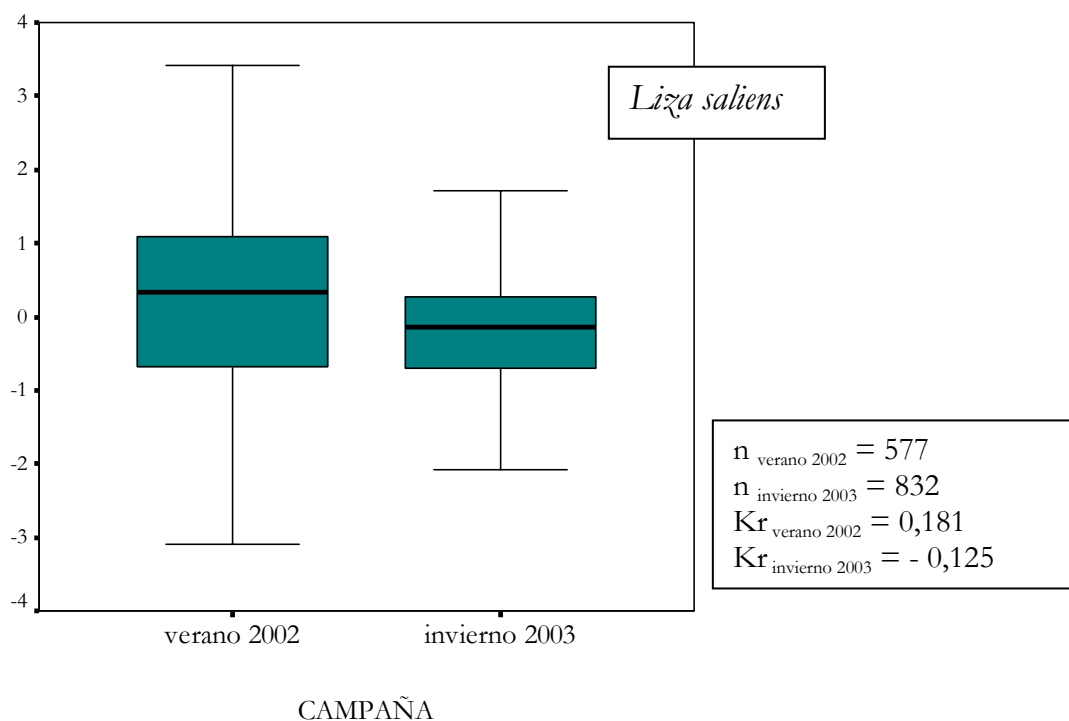


Figura 3.5.1.2. Condición somática (mediana, Q_1 , Q_3 , mínimo y máximo) de *L. saliens* durante las campañas de muestreo de verano de 2002 e invierno de 2003 en la laguna costera del Mar Menor (L. C. 95 %, $P < 0,05$).

Durante la campaña de verano de 2002 se ha comparado la condición somática para *L. saliens* entre las dos cohortes identificadas (Fig. 3.5.1.3): cohorte 1 (longitud total $\leq 3,5$ cm.) y cohorte 2 (longitud total $> 3,5$ cm.). En el análisis comparativo se observa que la cohorte 1 presentó una condición somática promedio significativamente menor que la cohorte 2 ($Kr_1 = -0,085$, $Kr_2 = 0,482$; test *t de Student*, $t = -5,51$; g.l. = 572,07; $p < 0,0005$):

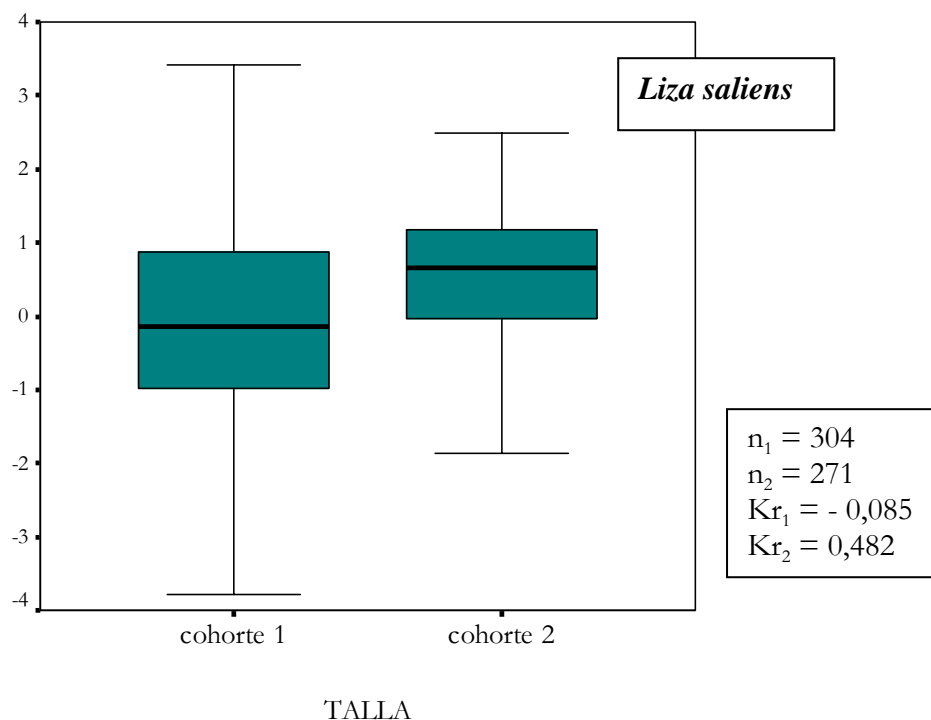


Figura 3.5.1.3. Condición somática (mediana, Q_1 , Q_3 , mínimo y máximo) de *L. saliens* durante la campaña de muestreo de verano de 2002 en la laguna costera del Mar Menor (L. C. 95 %, $P < 0,05$).

3.5.2. Análisis espacial de la condición somática y relaciones con las variables del hábitat.

En las Tablas 3.5.2.1 y 3.5.2.2 se muestra la condición somática (Kr) promedio por sectores obtenido para las distintas especies, y para las campañas de muestreo de verano de 2002 e invierno de 2003.

El análisis posterior reflejó la existencia de diferencias significativas en la condición somática en función de los sectores establecidos en el presente estudio.

Así, y durante la campaña de verano de 2002, *L. aurata* mostró diferencias en su condición somática ($\chi^2 = 347,35$; g.l. = 14; $p < 0,005$; test de *Kruskal-Wallis*) en función de los sectores establecidos en el presente trabajo. De igual modo *L. saliens* mostró diferencias significativas en su condición somática ($\chi^2 = 243,69$; g.l. = 15; $p < 0,005$; test de *Kruskal-Wallis*).

Durante la campaña de invierno de 2003, *L. aurata* mostró diferencias en su condición somática ($\chi^2 = 404,61$; g.l. = 10; $p < 0,005$; test de *Kruskal-Wallis*) en función de los sectores establecidos en el presente trabajo. *L. saliens* también presentó diferencias en su condición somática ($\chi^2 = 75,97$; g.l. = 7; $p < 0,005$; test de *Kruskal-Wallis*), al igual que *L. ramado* ($\chi^2 = 120,17$; g.l. = 7; $p < 0,005$; test de *Kruskal-Wallis*).

Tabla 3.5.2.1. Condición somática promedio (Kr) de *L. aurata* y *L. saliens* por sectores, durante la campaña de verano de 2002, para las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor. Límites de Confianza al 95 %.

Sector	<i>Liza aurata</i>			<i>Liza saliens</i>		
	n	Kr	L.C. 95 %	n	Kr	L.C. 95 %
1	46	0,05	± 0,27	---	---	---
2	17	0,24	± 0,33	12	-0,87	± 0,69
3	46	-0,31	± 0,37	23	0,10	± 0,22
4	6	-1,44	± 0,52	10	0,10	± 0,70
5	300	0,72	± 0,09	17	0,64	± 0,48
6	172	0,31	± 0,19	29	-0,60	± 0,32
7	316	-0,21	± 0,07	61	0,83	± 0,12
8	91	0,06	± 0,18	13	-0,01	± 0,73
9	25	-0,20	± 0,28	35	0,37	± 0,15
10	99	-0,21	± 0,19	26	0,01	± 0,24
11	---	---	---	175	-0,72	± 0,14
12	147	-0,44	± 0,15	11	-0,57	± 0,70
13	---	---	---	59	0,63	± 0,14
14	9	-0,75	± 1,57	49	0,53	± 0,25
15	25	0,42	± 0,49	---	---	---
16	12	0,04	± 0,55	34	0,20	± 0,35

Tabla 3.5.2.2. Condición somática promedio de *L. aurata*, *L. saliens* y *L. ramado* por sectores, durante la campaña de invierno de 2003, para las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor. Límites de Confianza al 95 %.

Sector	<i>Liza aurata</i>			<i>Liza saliens</i>			<i>Liza ramado</i>		
	n	Kr	L.C. 95 %	n	Kr	L.C. 95 %	n	Kr	L.C. 95 %
1	214	0,77	± 0,13	---	---	---	---	---	---
2	196	0,40	± 0,11	58	0,03	± 0,26	---	---	---
3	---	---	---	---	---	---	---	---	---
4	147	0,49	± 0,14	120	0,08	± 0,14	40	0,24	± 0,24
5	114	-0,03	± 0,17	160	0,33	± 0,16	49	0,48	± 0,21
6	112	0,39	± 0,16	---	---	---	125	0,55	± 0,17
7	81	-0,04	± 0,18	---	---	---	63	-0,14	± 0,22
8	---	---	---	99	-0,64	± 0,22	---	---	---
9	122	-0,14	± 0,12	57	0,40	± 0,22	42	0,16	± 0,22
10	---	---	---	---	---	---	---	---	---
11	---	---	---	---	---	---	---	---	---
12	---	---	---	13	0,14	± 0,30	---	---	---
13	91	-1,18	± 0,16	95	-0,35	± 0,20	91	-0,72	± 0,20
14	98	-0,56	± 0,15	141	0,24	± 0,14	98	-0,43	± 0,21
15	143	-0,12	± 0,16	---	---	---	143	-0,43	± 0,38
16	153	-0,48	± 0,14	---	---	---	---	---	---

Durante la campaña de verano de 2002, aún encontrándose diferencias significativas en la condición somática en función de los sectores establecidos, no se encontró relación de la condición somática de las especies estudiadas con las variables del hábitat empleadas en el análisis.

Durante la campaña de invierno de 2003 la condición somática, por sectores, de *L. aurata* mostró una relación significativa ($p < 0,0005$; ANOVA) con las variables del hábitat: *Distancia a Las Encañizadas (por el Norte y por la orilla)* y *Abundancia de L. saliens*. Estas dos variables, conjuntamente, explican un 89 % de la variación en la condición somática para *L. aurata* durante esta campaña (Tabla 3.5.2.3).

La condición somática de *Liza saliens* presentó una relación significativa ($p < 0,005$; ANOVA) con la variable *Temperatura* en invierno de 2003, explicando un 72 % de la variación de la condición somática (Tabla 3.5.2.4).

La condición somática de *L. ramado* presentó una relación significativa ($p < 0,005$; ANOVA) con la variable *Distancia a Las Encañizadas* (en línea recta), explicando esta

variable un 73 % de la variación en la condición de esta especie durante la campaña de invierno de 2003 (Tabla 3.5.2.5).

Tabla 3.5.2.3. Modelo de ecuación de regresión lineal múltiple utilizado para predecir la condición somática de los alevines y juveniles de *L. aurata* durante la campaña de invierno de 2003 en las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor.

Variables ambientales	Ecuación de regresión lineal múltiple	R² ajustada	F	g.l.	P
Modelo					
Distancia a Las Encañizadas*	$Kr_{L. aurata} = -0,465 + 0,674$				
Abundancia <i>L. saliens</i>	$(\text{dist. a las Encañizadas}) - 0,524$ $(\text{abundancia } L. saliens)$	0,889	41,246	2; 10	< 0,0005

* Distancia por el Norte y por la orilla

Tabla 3.5.2.4. Modelo de ecuación de regresión lineal múltiple utilizado para predecir la condición somática de los alevines y juveniles de *L. saliens* durante la campaña de invierno de 2003 en las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor.

Variables ambientales	Ecuación de regresión lineal múltiple	R² ajustada	F	g.l.	P
Modelo					
Temperatura	$Kr_{L. saliens} = -1,779 + 0,871$ (temperatura)	0,719	18,943	1; 7	< 0,005

Tabla 3.5.2.5. Modelo de ecuación de regresión lineal múltiple utilizado para predecir la condición somática de los alevines y juveniles de *L. ramado* durante la campaña de invierno de 2003 en las zonas someras de la laguna costera del Mar Menor.

Variab les amb ientales	Ecuación de regresión lineal múltiple	R² ajustada	F	g.l.	P
Modelo					
Distancia a Las Encañizadas*	$Kr_{L. ramado} = - 0,903 + 0,877$ (dist. Las Encañizadas)	0,730	19,956	1; 7	< 0,005

* Distancia en línea recta

4. DISCUSIÓN.

- **Presencia/ausencia y dominancia específica.**

La utilización de datos de presencia-ausencia es una herramienta ampliamente utilizada por los biólogos en el estudio de la dinámica poblacional de especies animales. Estos datos pueden resultar muy útiles en el estudio de la distribución de una especie, la creación de modelos de uso o selección de hábitat y la detección de variaciones estacionales en su abundancia (Gaston, 2003; Pollock, 2006). Concretamente, la presencia o ausencia de los alevines y juveniles de especies sometidas a pesquerías en un área geográfica concreta es una herramienta de gran interés para determinar sus periodos reproductores, así como en el manejo de sus poblaciones (Koutrakis *et al.*, 1994).

La presencia de las distintas especies de alevines y juveniles de la Familia Mugilidae en las lagunas costeras y estuarios está condicionada por la época del año en la que acontece la reproducción y la duración del periodo de estancia de los alevines y juveniles en estas zonas de alevinaje (Arias y Drake, 1990; Fernández-Delgado *et al.*, 2000; Koutrakis, 2004). Generalmente, el reclutamiento de alevines a estas zonas acontece durante un periodo de 30-60 días posteriores a la reproducción (Koutrakis, 2004).

En las zonas someras de la laguna del Mar Menor se ha observado la presencia de cinco especies de mugílidos (*Liza aurata*, *Liza saliens*, *Liza ramado*, *Mugil cephalus* y *Chelon labrosus*) durante todo el periodo de estudio con la excepción de *Ch. labrosus*, especie que no fue detectada en los muestreos realizados en invierno de 2003. Esta situación se debe a que el periodo de reclutamiento para esta especie acontece durante los meses de marzo a junio, lo que explicaría que durante la campaña de invierno de 2003 (febrero) no se detectara la presencia de alevines de esta especie.

La totalidad de estas especies fueron citadas con anterioridad por Lozano-Cabo (1979) en el área de estudio. Sin embargo, en nuestro trabajo no hemos podido constatar la presencia de alevines y juveniles de la especie *Oedaechilus labeo* (Cuvier, 1829), especie de la Familia Mugilidae citada en el Mar Menor por dicho autor. Como indica Lozano-Cabo

(1979), *O. labeo* es una especie rara y poco abundante en el Mediterráneo Occidental, aspecto que ha podido provocar la no detección de la misma.

Con respecto al análisis espacial de la presencia y la dominancia específica, se observa cómo *L. saliens* y *L. aurata* fueron las especies dominantes durante todo el periodo de estudio, mostrando su presencia en prácticamente todas las zonas someras del Mar Menor. *L. ramado* presentó durante la campaña de invierno de 2003 su máximo de dominancia.

En el primer caso, esta situación viene justificada por la coincidencia de las campañas de muestreo con los periodos de reclutamiento para estas dos especies (de julio a enero para *L. saliens*, y de octubre a junio para *L. aurata*), aspecto que podría estar relacionado con una mayor dispersión de los alevines de estas especies en la laguna en el momento de la realización de los muestreos. Para *L. ramado*, si bien el periodo de reclutamiento para esta especie es bastante dilatado (de noviembre a mayo) (Cambrony, 1984; Arias y Drake, 1990; Fernández-Delgado *et al.*, 2000; Koutrakis, 2004), en la laguna del Mar Menor presentó una dominancia destacable solo durante la campaña de invierno. Durante las campañas de verano disminuye su dominancia debido probablemente a la presencia mayoritaria de ejemplares de mayor talla (>10 cm), con una capturabilidad mucho menor en función de la metodología utilizada en el presente estudio.

Por el contrario, *M. cephalus* y *Ch. labrosus* presentaron dominancias bajas durante la totalidad del periodo de estudio. La menor dominancia de *M. cephalus* y *Ch. labrosus* en las zonas someras de la laguna puede deberse bien a la no coincidencia entre las campañas de muestreo efectuadas y los periodos de reclutamiento para estas especies, o bien a que estas especies presentan tasas de reclutamiento en el Mar Menor inferiores a las especies del género *Liza* (Arias y Drake, 1990; Koutrakis, 2004).

- **Análisis de la abundancia y la biomasa.**

Una de los métodos mas utilizados para estimar la abundancia y la biomasa de una población íctica consiste en la utilización de índices relativos tales como las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) y biomasa por unidad de esfuerzo (BPUE). Estos índices asumen que la probabilidad de captura de los individuos es constante y son un fiel reflejo del tamaño de la población objeto de estudio cuando no es posible conocer la densidad absoluta de la misma (Wootton, 1998). En este sentido son múltiples los estudios realizados en lagunas costeras y estuarios mediterráneos (Akin *et al.*, 2005; Koutrakis *et al.*,

2005; Franco *et al.*, 2006) que utilizan dicha metodología para la comparación espacial y temporal de la abundancia y biomasa de las especies ícticas.

Las variaciones temporales en la intensidad del reclutamiento son debidas a factores ambientales, tanto abióticos (temperatura del agua, corrientes, etc.) como bióticos (competencia, depredación, etc.) (Akin *et al.*, 2005), y a la propia estrategia de vida de la especie objeto de estudio (Spencer y Collie, 1997). En el caso de la Familia Mugilidae varios autores han observado diferencias temporales en la intensidad del reclutamiento para las especies objeto de estudio tanto en lagunas costeras y estuarios atlánticos [Estuario del Guadalquivir en Fernández-Delgado *et al.* (2000); Bahía de Cádiz en Arias y Drake (1990)], como mediterráneos [estuarios de los ríos Strymon y Rihios en Koutrakis (2004); complejo estuárico-lagunar de Koycegiz en Akin *et al.* (2005)].

En el presente trabajo las diferencias temporales observadas en la abundancia y biomasa de la Familia Mugilidae se deben principalmente a variaciones en la intensidad del reclutamiento para cada especie, así como a diferencias en el tamaño medio de los ejemplares capturados. Por ejemplo, la campaña de verano de 2002 presentó los máximos de biomasa, aunque la abundancia fue menor con respecto a las otras dos campañas. Esta situación está relacionada con una mayor captura de ejemplares de talla grande (principalmente de *L. aurata*) durante esta campaña. Por el contrario, el invierno de 2003 se caracterizó por presentar abundancias elevadas y biomasa bajas, situación que se explica debido a que durante esta época del año predomina el reclutamiento de ejemplares de talla pequeña, que aportan muy poco a la biomasa total.

Las lagunas costeras presentan una elevada heterogeneidad ambiental conformando un mosaico de hábitats (fondos de arena, fondos rocosos, praderas de vegetación subacuática, etc.) en los que la comunidad íctica puede variar su composición así como su abundancia y biomasa específica (Franco *et al.*, 2006; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2006). Además, en el caso de los individuos alevines y juveniles de especies migradoras podemos encontrar variaciones en la abundancia y biomasa debidas a la mayor o menor proximidad de la localidad de muestreo a canales de comunicación con mar abierto y a desembocaduras de cursos de agua en el interior lagunar (Arias y Drake 1990; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2004; Akin *et al.*, 2005; Franco *et al.*, 2006).

En este sentido, las diferencias espaciales en la abundancia y biomasa de los alevines y juveniles de mugílidos en el Mar Menor estuvieron relacionadas con la presencia, en la zona oriental de la laguna, de los canales de comunicación con el Mar Mediterráneo (principalmente Las Encañizadas y gola de Marchamalo). A su vez, las

desembocaduras de ramblas y humedales litorales (Rambla de la Carrasquilla, Rambla del Albujón, El Carmolí, La Hita, etc.) presentes en la zona occidental de la laguna también mostraron un efecto significativo.

Durante la campaña de verano de 2002 se constató que *L. aurata* y *L. saliens* presentaron abundancias y biomásas máximas en las localidades de muestreo próximas a las desembocaduras de ramblas (Rambla de la Carrasquilla) y humedales de la zona occidental de la laguna. De este modo, podemos confirmar el poder atractivo que ofrecen estas zonas sobre los alevines y juveniles de estas especies debido, probablemente, a un mayor aporte de nutrientes con respecto a otras zonas de la laguna y a un incremento en los recursos alimenticios para los mismos (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005; Franco *et al.*, 2006).

Por otro lado, el efecto positivo de Las Encañizadas sobre la abundancia y la biomasa de *L. aurata* durante la campaña de invierno resalta el importante papel que juega esta comunicación natural para el reclutamiento de esta especie. El uso mayoritario de esta comunicación natural frente a otras de origen artificial (El Estacio y Gola de Marchamalo) podría deberse a las fuertes corrientes que se producen en estas últimas, aspecto que dificulta la migración y el establecimiento en zonas próximas de los estados alevines y juveniles (Franco *et al.*, 2006).

También, durante la campaña de invierno, la abundancia y la biomasa de *L. saliens* mostraron una relación positiva con el volumen de la vegetación subacuática. Esta situación puede deberse a que las localidades con un elevado volumen y recubrimiento de vegetación subacuática (praderas de *Cymodocea nodosa* y praderas mixtas de *C. nodosa*-*Caulerpa prolifera* en el presente estudio) son zonas que ofrecen refugio contra la depredación y una buena provisión de alimento (Paterson y Whitfield, 2000; Nakamura y Sano, 2004; Franco *et al.*, 2006).

- **Análisis de la estructura poblacional por tallas.**

En el caso de las especies ícticas con periodos reproductores prolongados en el tiempo es frecuente encontrar un elevado solapamiento entre cohortes jóvenes a lo largo del periodo de reclutamiento (Wootton, 1998). Éste es el caso de las especies objeto de estudio, con periodos reproductores que se prolongan durante cinco meses en algunas de ellas, en las que se ha podido detectar el solapamiento temporal y espacial de dos o más cohortes de individuos 0+ (Arias y Drake, 1990; Brusle y Cambrony, 1992; Koutrakis *et al.*, 1994; Koutrakis, 2004).

En la laguna del Mar Menor se ha podido constatar la presencia simultánea, durante la campaña de verano de 2002, de dos cohortes claramente diferenciadas de *L. saliens*: la cohorte 1 (alevines) correspondería al inicio del periodo de reclutamiento anual para esta especie, y la cohorte 2 (juveniles) con los individuos reclutados en periodos anteriores. El rango de tallas observado fue muy amplio, de 1,2 cm a 10,0 cm de Lt, resultados similares a los obtenidos por Brusle y Cambrony (1992) en un complejo de lagunas costeras del Languedoc-Roussillon (SE de Francia) donde se capturaron individuos en un rango de tallas de 3 a 6 cm, y que contrastan con los obtenidos por Arias y Drake (1990), Koutrakis *et al.* (1994) y Koutrakis (2004), estudios en los que únicamente se capturaron individuos con longitudes inferiores a los 3,5 cm.

Sin embargo, durante la misma campaña, para *L. aurata*, se constató una sola cohorte compuesta por individuos juveniles. Esta situación coincide con lo observado en varios sistemas estuáricos del Mar Egeo (Koutrakis, 2004) y lagunas costeras del SE de Francia (Brusle y Cambrony, 1992), dónde durante el mes de julio únicamente se capturaron individuos juveniles con longitudes superiores a los 3,5 cm.

Durante la campaña de invierno de 2003, tanto *L. aurata* como *L. saliens* presentaron un elevado solapamiento entre cohortes, con una estructura poblacional formada por individuos alevines y juveniles. Esta situación concuerda con los resultados obtenidos por diversos autores (Arias y Drake, 1990; Brusle y Cambrony, 1994; Koutrakis, 2004), dónde también se observa la presencia simultánea de individuos alevines y juveniles durante los meses invernales de enero y febrero.

Con respecto a *L. ramado*, durante esta campaña solamente se capturaron individuos alevines, situación que concuerda con los resultados obtenidos por Arias y Drake (1990) y Koutrakis (2004).

En el análisis espacial de la estructura poblacional por tallas cabe resaltar la segregación espacial observada para *L. saliens* durante la campaña de verano de 2002. Durante esta campaña la mayor parte de los individuos de la cohorte 1 se capturaron en los sectores más próximos a Las Encañizadas (cubeta norte y cubeta central), debido probablemente al uso mayoritario de esta comunicación natural, por parte de los alevines de esta especie, en su entrada hacia la laguna.

Por el contrario, *L. aurata* presentó durante esta campaña una distribución homogénea de las tallas en la totalidad de la laguna. Esta situación puede ser consecuencia de que, transcurridos unos meses desde su reclutamiento, los ejemplares juveniles hayan colonizado prácticamente todas las zonas someras de la laguna.

Del mismo modo, durante la campaña de invierno, no se observó una segregación espacial definida entre individuos alevines y juveniles de *L. aurata*, *L. saliens* y *L. ramado*, situación que viene justificada por la no coincidencia de los muestreos con el inicio del periodo de reclutamiento para estas especies.

- **Análisis de la relación Longitud-Peso.**

La estrecha relación entre el peso y la longitud describe características estructurales de los individuos, proporcionando una información muy valiosa acerca de la dinámica de la población de una determinada especie. Así, a lo largo de la vida de un pez, el peso corporal varía como una potencia de la longitud. Dicha variación se caracteriza porque la talla es una magnitud lineal y el peso es proporcional al cubo de la talla (Granado-Lorencio, 1996; Wootton, 1998).

En una población determinada, el exponente b puede variar considerablemente en relación a los diferentes estados de desarrollo de los individuos (Peck *et al.*, 2005), mientras que el valor de la constante a mostrará cambios en relación a los diferentes hábitats que ocupe dicha población. De este modo, el exponente b tiende a asumir valores próximos a 3, describiendo así el tipo de crecimiento, por lo que para valores de b igual a esta constante el crecimiento será isométrico, es decir, las dimensiones y proporciones corporales de los individuos de la población no varían con el crecimiento. Por el contrario, cuando esta proporción no se mantiene el crecimiento resulta alométrico, de esta forma el exponente b adopta valores significativamente mayores o menores de 3 (Wootton, 1998). En la mayoría de los peces se observa un crecimiento alométrico, de modo que sus dimensiones y proporciones corporales van a variar con el crecimiento (Granado-Lorencio, 1996).

Durante el verano de 2002 se observó como los estados alevines de *L. saliens* presentaron un crecimiento mayor en peso que en longitud, en comparación con los individuos juveniles. Estas diferencias podrían estar reflejando cambios morfológicos relacionados con las diferentes etapas de desarrollo del individuo (transición del estado alevín al estado juvenil) (Froese, 2006). Esta tendencia de crecimiento más rápido en peso para los alevines y mayor rapidez en longitud para los juveniles se observa también en especies marinas como *Sprattus sprattus* (Peck *et al.*, 2005) y especies de agua dulce como *Cyprinus carpio* (Vilizzi, 1998).

Los individuos alevines de *L. ramado* presentaron un crecimiento alométrico negativo ($b = 2,75$), valor inferior a los obtenidos para los alevines de *L. saliens*. Esta situación podría estar relacionada con la captura de individuos de reciente incorporación a la laguna, por lo que todavía no se observa un incremento significativo del peso de los mismos.

- **Análisis de la condición somática.**

El estudio de la condición somática en los peces es una herramienta ampliamente utilizada por los ictiólogos como una medida o índice de “bienestar” de una población, de una cohorte (grupo de edad o talla) o del individuo (Jakob *et al.*, 1996). Estos índices son un reflejo de las reservas energéticas en los diferentes tejidos (hígado, músculo, etc.) del individuo y pueden variar en función de factores tales como la reproducción, la disponibilidad de alimento, calidad del hábitat, etc. (Oliva-Paterna *et al.*, 2002, 2003; Lloret y Planes, 2003; Catalán *et al.*, 2006). Así, valores bajos de la condición somática pueden afectar al crecimiento, a la supervivencia y al esfuerzo reproductor en las siguientes etapas de la vida de los peces (Rätz y Lloret, 2003; Hoey y McCormick, 2004; Morgan, 2004).

En los individuos inmaduros los factores que más pueden contribuir sobre la condición somática son los relacionados con el medio ambiente que les rodea (disponibilidad de alimento y refugio, competencia intraespecífica y/o interespecífica, temperatura del agua, etc.). La mayor o menor contribución de los factores endógenos y exógenos a la condición somática dependerán del hábitat, así como de las estrategias de vida que cada especie desarrolle como adaptación al mismo (Wootton, 1998).

En lo referente al estudio temporal de la condición somática se observó como durante la campaña de verano de 2002 los individuos de *L. aurata* y *L. saliens* presentaron un estado de condición superior con respecto a la campaña de invierno de 2003. Esta situación podría estar relacionada con el importante papel que juega la laguna como área de cría para los alevines y juveniles de estas especies. Diversos autores (Baldó y Drake, 2002; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2004; Koutrakis *et al.*, 2005; Akin *et al.*, 2006; Franco *et al.*, 2006) resaltan la importancia de las lagunas costeras y zonas estuáricas para la alimentación de los alevines y juveniles de multitud de especies de peces, debido básicamente a la alta productividad que presentan estos ecosistemas. De este modo, en la laguna del Mar Menor los individuos capturados durante el verano de 2002 presentaron un estado de condición superior correlacionado con un periodo de residencia más prolongado con respecto a los capturados durante el invierno (individuos reclutados recientemente).

Estas diferencias en la condición somática se observaron también cuando se contrastaron los individuos alevines y juveniles de *L. saliens* durante la campaña de verano de 2002. Así, observamos como la cohorte 2 presentó una condición somática mayor que los individuos de la cohorte 1, debido probablemente a que estos últimos son alevines que han sido reclutados recientemente a la laguna y, por lo tanto, todavía no se han visto favorecidos por las “condiciones favorables” del habitat lagunar.

Al igual que una población de peces puede presentar variaciones temporales en su condición somática también podemos encontrar diferencias en la misma entre distintas poblaciones o grupos de peces. Generalmente esta última situación se produce cuando las condiciones del hábitat (temperatura del agua, disponibilidad de alimento, refugio, competencia, etc.) varían entre zonas o áreas geográficas (Oliva-Paterna *et al.*, 2003; Ribeiro *et al.*, 2004; Lloret *et al.*, 2005; Verdiell-Cubedo *et al.*, 2006). En el estudio realizado por Brusle y Cambrony (1992) sobre los alevines y juveniles de mugílidos, se constató la existencia de microcohortes o grupos de individuos que permanecían de forma más o menos sedentaria en una zona concreta de la laguna. Las diferentes condiciones del hábitat que presentaban dichas zonas afectaron al crecimiento y a la condición somática de los individuos de estas especies.

Con respecto a las diferencias espaciales de la condición somática observadas durante la campaña de invierno de 2003 para *L. aurata* y *L. saliens*, podríamos confirmar de nuevo la hipótesis de que la laguna actúa como zona de alimentación y refugio para los alevines y juveniles de estas especies. En este sentido, las microcohortes más alejadas de Las Encañizadas, y probablemente con un periodo de residencia más prolongado en la laguna, presentaron una condición somática superior que aquellas microcohortes próximas a dicho sistema de comunicación, las cuales han sido reclutadas recientemente. Por otro lado, la relación negativa de la condición somática de *L. aurata* con la abundancia de *L. saliens* podría ser debida a fenómenos de competencia entre ambas especies, bien por el alimento, bien por el refugio (Gisbert *et al.*, 1995, 1996).

Como hemos comentado anteriormente los factores abióticos pueden afectar a la condición somática de los peces. Debido al carácter ectotérmico de los mismos la temperatura del agua puede desempeñar un papel fundamental en su estado de condición y supervivencia, de modo que temperaturas extremas o subóptimas pueden afectar negativamente a dichos parámetros biológicos (Attrill y Power, 2004).

En el presente trabajo, durante la campaña de invierno, la condición somática de *L. saliens* se vio afectada negativamente por la temperatura del agua. Si bien las

condiciones de temperatura del agua superficial en la laguna son relativamente homogéneas, existen variaciones locales relacionadas principalmente con la presencia de zonas muy someras (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005). Durante la campaña de invierno se encontraron diferencias de temperatura del agua entre localidades de 5° C, por lo que es probable que los individuos de esta especie capturados en las zonas más frías presentaran una condición somática inferior al resto de individuos, ya que se encontraban en zonas con temperaturas del agua subóptimas para la especie.

5. CONCLUSIONES.

A continuación se detallan, en función de los objetivos expuestos en la introducción, las principales conclusiones derivadas del presente trabajo.

A. Sobre la caracterización específica de la comunidad de alevines y juveniles de la Familia Mugilidae en las zonas someras de la laguna del Mar Menor.

- La comunidad de mugílidos detectada muestra la presencia de cinco especies de alevines y juveniles: *Liza aurata*, *L. saliens*, *L. ramado*, *Mugil cephalus* y *Chelon labrosus*.
- No se ha podido confirmar la presencia de alevines y juveniles de la especie *Oedaechilus labeo*, debido probablemente a que se trata de una especie poco abundante en el Mediterráneo Occidental.
- *L. aurata* y *L. saliens* fueron las especies dominantes durante todo el periodo de estudio, estando presentes en prácticamente la totalidad de las zonas someras de la laguna.

B. Sobre la dinámica (temporal y espacial) de la abundancia y biomasa de la comunidad de alevines y juveniles de la Familia Mugilidae en las zonas someras de la laguna del Mar Menor.

- La dinámica temporal de la abundancia y biomasa se caracterizó por presentar abundancias elevadas y biomasa bajas en invierno de 2003 y, por el contrario, biomasa elevadas y abundancias intermedias en verano de 2002 y verano de 2003. Estas diferencias son debidas principalmente a variaciones en el reclutamiento para cada especie, y al tiempo de permanencia en la laguna que provoca diferencias en el tamaño medio de los ejemplares capturados.

- En el verano de 2002 las desembocaduras de ramblas y humedales litorales presentes en la zona occidental de la laguna ejercieron un efecto positivo sobre la abundancia de *L. aurata* y *L. saliens*,
- Se constató el efecto positivo de Las Encañizadas en el reclutamiento de *L. aurata* durante la campaña de invierno. El uso mayoritario de esta comunicación natural con el Mar Mediterráneo frente a las de origen antrópico (El Estacio y Gola de Marchamalo) podría ser debido a las fuertes corrientes que existen en estas últimas, lo cual dificulta en gran medida la migración de los alevines y juveniles de esta especie.
- En la campaña de invierno, la abundancia de *L. saliens* mostró una relación positiva con el volumen de la vegetación subacuática, indicando una preferencia por las zonas someras de la laguna con praderas de macrófitos bien desarrolladas.

C. Sobre la estructura poblacional por tallas de la comunidad de alevines y juveniles de la Familia Mugilidae en las zonas someras de la laguna del Mar Menor.

- En el verano de 2002 se constató la presencia simultánea de dos cohortes claramente diferenciadas de *L. saliens*: la cohorte 1 (alevines) correspondería al inicio del periodo de reclutamiento anual para esta especie, y la cohorte 2 (juveniles) estaría conformada por los individuos reclutados en periodos anteriores. Sin embargo, durante la misma campaña, *L. aurata* presentó únicamente individuos juveniles.
- *L. aurata* y *L. saliens* mostraron, durante la campaña de invierno, la presencia simultánea de individuos alevines y juveniles, si bien no se obtuvieron cohortes bien diferenciadas debido al elevado solapamiento de tallas. Por el contrario, *L. ramado* presentó únicamente individuos alevines.
- *L. saliens* mostró una marcada segregación espacial, en función de la talla, durante el verano de 2002. Así, durante esta campaña la mayor parte de los individuos de la cohorte 1 (alevines) se capturaron en los sectores más próximos a Las Encañizadas (Cubeta Norte y Cubeta Central), debido al uso mayoritario de esta comunicación natural, por parte de los alevines de esta especie, en su entrada hacia la laguna.

D. Sobre la relación longitud-peso y la evolución de la condición somática (temporal y espacial) de la comunidad de alevines y juveniles de la Familia Mugilidae en las zonas someras de la laguna del Mar Menor.

- Se observó como, durante la campaña de verano de 2002, los estados alevines de *L. saliens* presentaron un crecimiento mayor en peso que en longitud en comparación con los individuos juveniles. Estas diferencias podrían estar reflejando cambios morfológicos relacionados con las diferentes etapas de desarrollo del individuo (transición del estado alevín al estado juvenil).
- Los alevines de *L. ramado* presentaron, durante la campaña de invierno, un crecimiento mayor en longitud que en peso. Esta diferencia con respecto a los individuos alevines de las especies anteriores podría estar condicionada por su reciente incorporación a la laguna, por lo que todavía no se observa un aumento considerable del peso de los individuos.
- Tanto *L. aurata* como *L. saliens* presentaron una condición somática superior durante la campaña de verano que durante la campaña de invierno. Esta situación estaría relacionada con el papel decisivo que juega la laguna como zona de alimentación para los alevines y juveniles de mugílidos, beneficiándose éstos de condiciones favorables e incrementando así su condición somática.
- Con respecto al análisis espacial, se confirma de nuevo el papel beneficioso que ejerce la laguna sobre la condición somática de los alevines y juveniles de mugílidos. Así, durante el invierno se observó que la condición somática de los individuos de *L. aurata* y *L. ramado* fue mayor cuanto más alejados se encontraban de Las Encañizadas y menor cuanto más próximos. *L. saliens* mostró una relación negativa de la condición somática con la temperatura del agua, situación que se podría explicar por presentar esta especie una mayor sensibilidad a las bajas temperaturas del agua que el resto de especies estudiadas.

5. BIBLIOGRAFÍA.

1. Almeida P.R. 2003. Feeding ecology of *Liza ramada* (Risso, 1810) (Pisces, Mugilidae) in a south-western estuary of Portugal. *Est. Coast. Shelf Sci.* 57: 313-323.
2. Almeida P.R., Moreira F.M., Domingos I.M., Costa J.L., Assis C.A. y Costa M.J. 1995. Age and growth of *Liza ramada* (Risso, 1826) in the River Tagus, Portugal. *Sci. Mar.* 59 (2): 143-147.
3. Andreu-Soler A., Oliva-Paterna F.J. y Torralva M. 2003a. Estrategia de crecimiento de *Atherina boyeri* Risso, 1810 (Pisces, Atherinidae) en la Laguna costera del Mar Menor (SE Península Ibérica). *Munibe* 54: 95-112.
4. Andreu-Soler A., Oliva-Paterna F.J., Fernández-Delgado C. y Torralva M. 2003b. Age and growth of the sand smelt, *Atherina boyeri* (Risso 1810), in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula). *J. Appl. Ichthyol.* 19 (4): 202-208.
5. Arias A.M. 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. Cádiz. 163 pp.
6. Attrill M.J. y Power M. 2004. Partitioning of temperature resources amongst estuarine fish assemblage. *Est. Coast. Shelf Sci.* 61: 725-738.
7. Bagenal T. 1978. Methods for assesment of fish production in freshwaters. Blackwell Scientific Publications. London. 365 pp.
8. Bain M.B. 1999. Substrate. En: Aquatic habitat assesment: common methods. M.B. Bain y N.J. Stevenson (Eds.): 95-100. American Fisheries Society, Maryland.
9. 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.

10. Barcala E. 1992. Biología y ecología de *Pomatoschistus microps* (Kroyer, 1838) (Pisces: Gobiidae) en el Mar Menor (Murcia, SE España). Tesis de Licenciatura. Universidad de Murcia.
11. Barcala E. 1999. Estudio ecológico de la ictiofauna bentónica del Mar Menor. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
12. Bas-Pereid C. 2002. El Mar Mediterráneo: recursos vivos y explotación. Ariel Ciencia. Barcelona. 518 pp.
13. Bauchot M.L. 1987. Poissons osseux. En: Fiches FAO d'identification pour les besoins de la pêche (Rev. 1). Méditerranée et mer Noire. Zone de pêche 37. Vol. II. Fischer W., Bauchot M.L. y Schneider M. (Eds.): 891-1421. Commission des Communautés Européennes and FAO. Roma.
14. Ben-Tuvia A. 1986. Mugilidae. En: Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean, Vol. 3. Whitehead P.J.P., Bauchot M.L., Hureau J.C., Nielsen J., Tortonese E. (Eds): 1096-1112. UNESCO. Paris.
15. Brusle J. y Cambrony M. 1992. Mediterranean lagoons: favorable nurseries and/or dangerous traps for juvenile euryhaline fish? Critical analysis of the growth of grey mullet populations (1st year of life) from several brackish water lagoons in the Languedoc-Roussillon. *Vie et Milieu* 42 (2): 193-205.
16. Caley M.J., Carr M.H., Hixon M.A., Ugues. P., Jones G.P. y Menge B.A. 1996. Recruitment and the local dynamics of open marine populations. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 27: 477-500.
17. Cambrony M. 1984. Identification and recruitment periodicity of grey mullet fry in the mediterraneans lagoons. *Vie et Milieu* 34(4): 221-227.
18. Cardona L. 1999. Age and growth of leaping grey mullet (*Liza saliens* (Risso, 1810)) in Minorca (Balearic Islands). *Sci. Mar.* 63 (2): 93-99.
19. Cardona L. 2000. Effects of salinity on the habitat selection and growth performance of Mediterranean flathead grey mullet *Mugil cephalus* (Osteichthyes, Mugilidae). *Est. Coast. Shelf Sci.* 50: 727-737.

20. Cardona L. 2001. Non-competitive coexistence between Mediterranean grey mullet: evidence from seasonal changes in food availability, niche breadth and trophic overlap. *J. Fish Biol.* 59: 729-744.
21. Catalán I.A., Olivar M.P., Palomera I. y Berdalet I. 2006. Link between environmental anomalies, growth and condition of pilchard *Sardina pilchardus* larvae in the northwestern Mediterranean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 307: 219-231.
22. Cavero L. 1998. El Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua (Ed.). Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. 125 pp.
23. Drake P. y Arias A.M. 1997. The effect of aquaculture practices on the benthic macroinvertebrate community of a lagoon system in the Bay of Cádiz (Southwestern Spain). *Estuaries* 20(4): 677-688.
24. Drake P., Arias A.M. y Gállego L. 1984. Biología de los Mugílidos (Osteichthyes, Mugilidae) en los esteros de las salinas de San Fernando (Cádiz). III. Hábitos alimentarios y su relación con la morfometría del aparato digestivo. *Investigaciones Pesqueras* 48 (2): 337-367.
25. Fernández C., Drake P., Arias A.M. y García D. 2000. Peces de Doñana y su entorno. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 272 pp.
26. Ferrari I. y Chierigato A.R. 1981. Feeding habits of juvenile stages of *Sparus auratus* L., *Dicentrarchus labrax* L. and Mugilidae in a brackish embayment of the Po River delta. *Aquaculture* 25: 243-257.
27. 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.
28. Froese R. 2006. Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *J. Appl. Ichthyol.* 22: 241-253.
29. Froese R. y Pauly D. 2006. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (05/2006).

30. 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.
31. García-Carrascosa A. M. 1982. Contribución al conocimiento del bentos del Mar Menor: poblamientos bentónicos de las islas Perdiguera, Redonda y del Sujeto. Estudio descriptivo y cartografía bionómica. *Actas I Simp. Iber. de Estudios del Bentos Marino*, 795-812.
32. Gaston K. J. 2003. *The structure and dynamics of geographic ranges*. Oxford University Press (Ed.). London. 266 pp.
33. Gisbert E., Cardona L. y Castelló F. 1996. Resource partitioning among planktivorous fish larvae and fry in a Mediterranean coastal lagoon. *Est. Coast. Shelf Sci.* 43: 723-735.
34. Granado-Lorencio, C. 1996. *Ecología de peces*. Secretariado de Publicaciones. Universidad de Sevilla. Sevilla. 353 pp.
35. Hoey A.S. y McCormick M.I. 2004. Selective predation for low body condition at the larval-juvenile transition of a coral reef fish. *Oecologia* 139: 23-29.
36. Hotos G.N. y Vlahos N. 1998. Salinity tolerance of *Mugil cephalus* and *Chelon labrosus* (Pisces: Mugilidae) fry in experimental conditions. *Aquaculture* 167: 329-338.
37. Hotos G.N., Avramidou D. y Ondrias I. 2000. Reproduction biology of *Liza aurata* (Risso, 1810), (Pisces, Mugilidae) in the lagoon of Klisova (Messolonghi, W. Greece). *Fish. Res.* 47: 57-67.
38. Jakob E.M., Marshall S.D. y Uetz G.W. 1996. Estimating fitness: a comparison of body condition indices. *Oikos* 77: 61-67.
39. Katselis G., Koutsikopoulos C., Rogdakis Y., Lachanas T., Dimitriou E. y Vidalis K. 2005. A model to estimate the annual production of roes (*avgotaracho*) of flathead mullet (*Mugil cephalus*) based on the spawning migration of species. *Fish. Res.* 65: 138-148.
40. Koutrakis E.T. 2004. Temporal occurrence and size distribution of grey mullet juveniles (Pisces, Mugilidae) in the estuarine systems of the Strymonikos Gulf (Greece). *J. Appl. Ichthyol.* 20: 76-78.

41. Koutrakis E.T., Kokkinakis A.K., Eleftheriadis E.A., Argyropoulou D. 2000. Seasonal changes in distribution and abundance of the fish fauna in the two estuarine systems of Strymonikos gulf (Macedonia, Greece). Belg. J. Zool. 130: 41-48.
42. Koutrakis E.T., Tsikliras A.C. y Sinis A.I. 2005. Temporal variability of the ichthyofauna in a Northern Aegean coastal lagoon (Greece). Influence of environmental factors. Hydrobiologia 543: 245-257.
43. Laffaille P., Feunteun P., Lefebvre C., Radreau A., Sagan G. y Lefeuvre J.C. 2002. Can thin-lipped mullet directly exploit the primary and detritic production of european macrotidal salt marshes? Est. Coast. Shelf Sci. 54: 729-736.
44. Laserre G. 1989. Biologie halieutique des lagunes. Ann. Biol. 28 (3): 161-186.
45. Lefeuvre J.C., Laffaille P. y Feunteun E. 1999. Do fish communities function as biotic vectors of organic matter between salt marshes and marine coastal waters? Aquatic Ecology 33(3): 293-299.
46. 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
47. Lloret J., Galzin R., Gil de Sola L., Souplet A. y Demestre M. 2005. Habitat related differences in lipid reserves of some exploited fish species in the north-western Mediterranean continental shelf. J. Fish Biol. 67: 51-65.
48. Lloret J., Marín A., Marín-Guirao L., 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 .
49. Lozano-Cabo F. 1954. Una campaña de prospección pesquera en el Mar Menor (Murcia). Bol. Inst. Esp. Oceanog. 66.
50. Lozano-Cabo F. 1969. La fauna ictiológica del Mar Menor. Generalidades y claves de determinación de las especies. Bol. Inst. Esp. Oceanog. 138: 3-47.
51. Lozano-Cabo F. 1979. Ictiología del Mar Menor (Murcia). Los Fisóstomos. Secretariado de Publicaciones. Universidad de Murcia. Murcia.

52. Lozano-Rey L. 1960. Peces Fisoclistos (3ª Parte): subserie Torácicos (órdenes Equeneiformes y Gobiformes), Pediculados y Asimétricos. Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Madrid.
53. Malavasi S., Fiorin R., Franco A., Franzoi P., Granzotto A., Riccato F. y Mainardi D. 2004. Fish assemblages of Venice lagoon shallow waters: an analysis based on species, families and functional guilds. *J. Mar. Syst.* 51: 19-31.
54. Marín-Guirao L., Cesar A., Marín A., Lloret J., Vita R. 2005. Establishing the ecological quality status of soft-bottom mining-impacted coastal water bodies in the scope of the Water Framework Directive. *Mar. Poll. Bull.* 50, 374-387.
55. Martínez J. y Esteve M.A. 2000. Estimación de la entrada de nutrientes de origen agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico. *Mediterranea* 17: 19-26.
56. Martínez J., Esteve M.A., Robledano F., Pardo M.T., Carreño M.F. 2005. Aquatic birds as bioindicators of trophic changes and ecosystem deterioration in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Hydrobiologia* 550: 221-235.
57. Mas J. 1994. El Mar Menor. Relaciones, diferencias y afinidades entre la laguna y el Mar Mediterráneo. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
58. Morgan M.J. 2004. The relationship between fish condition and the probability of being mature in American plaice (*Hippoglossoides platessoides*). *ICES J. Mar. Sci.* 61: 64-70
59. Nakamura Y. y Sano M. 2004. Overlaps in habitat use of fishes between a seagrass bed and adjacent coral and sand areas at Amitori Bay, Iriomote Island, Japan: Importance of the seagrass bed as juvenile habitat. *Fish. Sci.* 70: 788-803.
60. Nelson J.S. 1994. *Fishes of the world*. 3ª edición. John Wiley & Sons, Inc. New York. 600 pp.
61. Nordlie F.G. 2003. Fish communities of estuarine salt marshes of eastern North America, and comparisons with temperate estuaries of other continents. *Rev. Fish Biol. Fish.* 13: 281-325.
62. Oliva-Paterna F.J., Torralva M. y Fernández-Delgado C. 2002. Age, growth and reproduction of *Cobitis paludica* in a seasonal stream. *J. Fish Biol.* 60: 389-404.

63. Oliva-Paterna F.J., 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.
64. Oliva-Paterna F.J., Andreu-Soler A., Miñano P.A., Verdiell-Cubedo D., Egea A., De Maya J.A, Ruiz-Navarro A. y Torralva M. 2004. Caracterización de Comunidades Ictiológicas de Importancia Trófica. En: Estudio de la Fauna del Mar Menor y Directrices para su manejo y Conservación. (Dirección: Torralva M. y Vargas J.M.) Volumen IV-B. Documento Técnico. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. 121 pp. + Anexos.
65. Oliva-Paterna F.J., Andreu A., Miñano P.A., Verdiell D., Egea A., de Maya J.A., Ruiz-Navarro A., García-Alonso J., Fernández-Delgado C. y Torralva M. 2006. Y-O-Y fish species richness in the littoral shallows of the meso-saline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean coast of the Iberian Peninsula). *J. Appl. Ichthyol.* 22: 235-237.
66. Pagés F. 2001. Past and present anthropogenic factors promoting the invasion, colonization and dominance by jellyfish of a Spanish coastal lagoon. En: Gelatinous Zooplankton Outbreaks: Theory and Practice. CIESM Workshop Series, nº 12. Mónaco. 112 pp.
67. Paterson A.W. y Whitfield A.K. 2000. The ichthyofauna associated with an intertidal creek and adjacent eelgrass beds in the Kariega estuary, South Africa. *Environ. Biol. Fish.* 58: 145-156.
68. Peck M.A., Clemmesen C. y Herrmann J.P. 2005. Ontogenic changes in the allometric scaling of the mass and length relationship in *Sprattus sprattus*. *J. Fish Biol.* 66: 882-887.
69. Pérez-Ruzafa A. 1989. Estudio ecológico y bionómico de los poblamientos bentónicos del Mar Menor (Murcia, SE de España). Tesis Doctoral. Universidad de Murcia. 751 pp.
70. Pérez-Ruzafa A., Marcos C., y Ros J.D. 1991. Environmental and biological changes related to recent human activities in the Mar Menor (SE of Spain). *Mar. Poll. Bull.* 23: 747-751.
71. Pérez-Ruzafa A., Navarro S., Barba A., Marcos C., Cámara M.A., Salas F. y Gutiérrez J.M. 2000. Presence of pesticides throughout trophic compartments of the food web in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Mar. Poll. Bull.* 40: 140-151.

72. Pérez-Ruzafa A., Gilabert J., Gutiérrez J.M., Fernández A.I., Marcos C. y Sabah S. 2002. Evidence of a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Hydrobiologia* 475/476, 359-369.
73. Pérez-Ruzafa A. y Marcos-Diego C. 2003. El Mar Menor. En: Los recursos naturales de la Región de Murcia. Un análisis interdisciplinar. Esteve M.A., Lloréns M. y Martínez C. (Eds.): 404-411. Universidad de Murcia. Murcia.
74. Pérez-Ruzafa A., Quispe-Becerra J.I., García-Charton J.A. y Marcos C. 2004. Composition, structure and distribution of the ichthyoplankton in a Mediterranean coastal lagoon. *J. Fish Biol.* 64: 202-218.
75. 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: Coastal lagoons. Ecosystems processes and modeling for sustainable use and development. Gönenç I.Z. & Wolflin J.P. (Eds.): 392-422. CRC Press. Boca raton.
76. Pérez-Ruzafa A., García-Charton J.A., 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.
77. Planelles M. 1997. Gestión de hábitats litorales: Su importancia en la conservación de la ictiofauna. El caso del Samaruc (*Valencia hispanica*) en la Comunidad Valenciana. En: Conservación, Recuperación y Gestión de la Ictiofauna Continental Ibérica. Granado-Lorencio C. (Ed.): 169-187. Publicaciones de la Estación Central de Ecología Acuática. EMASESA. Sevilla.
78. Pollock J.F. 2006. Detecting population declines over large areas with presence-absence, time-to-encounter, and count survey methods. *Conservation Biology* 20(3): 882-892.
79. 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.
80. Rätz H.J. 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.

81. Ribeiro F., Crain P.K. y Moyle P.B. 2004. Variation in condition factor and growth in young-of-year fishes in floodplain and riverine habitats of the Cosumnes River, California. *Hydrobiologia* 527: 77-84.
82. Ricker W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Board Can.* 191. Ottawa. 382 pp.
83. Romo S., Villena M.J., Sahuquillo M., Soria J.M., Jiménez M., Alfonso T., Vicente E. y Miracle M.R. 2005. Response of a shallow Mediterranean lake to nutrient diversion: does it follow similar patterns as in northern shallow lakes? *Freshw. Biol.* 50: 1706-1717.
84. Schreck C.B. y Moyle P.B. 1990. *Methods for fish biology*. American Fishery Society. Maryland. 684 pp.
85. Simier M., Blanc L., Aliaume C., Diouf P.S. y Albaret J.J. 2004. Spatial and temporal structure of fish assemblages in an “inverse estuary”, the Sine Saloum system (Senegal). *Est. Coast. Shelf Sci.* 59: 69-86.
86. Sobrino I., Baldó F., García-González D., Cuesta J.A., Silva-García A., Fernández-Delgado C., Arias A.M., Rodríguez A. y Drake P. 2005. The effect of estuarine fisheries on juvenile fish observed within the Guadalquivir Estuary (SW Spain). *Fish. Res.* 76: 229-242.
87. Sokal R.R. y Rohlf F.J. 1981. *Biometry*. Freeman W.H. & Company (Eds.). New York. 859 pp.
88. Sostoa A. 1983. *Las Comunidades de Peces del Delta del Ebro*. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.
89. Spencer P.D. y Collie J.S. 1997. Patterns of population variability in marine fish stocks. *Fish. Oceanogr.* 6(3): 188-204.
90. Strydom N.A. 2003. Occurrence of larval and early juveniles fishes in the surf zone adjacent to two intermittently open estuaries, South Africa. *Environ. Biol. Fish.* 66: 349-359.
91. Sutton S.G., Bult T.P. y Haedrich R.L. 2000. Relationships among fat weight, body weight, water weight and condition factors in wild salmon parr. *Trans. Am. Fish. Soc.* 129: 527-538.

92. Torralva M., Oliva-Paterna F.J., García-Mellado A., Miñano P.A., Andreu A., Cardozo V., García-Alonso J. y Fernández-Delgado C. 2001. Distribución y estado de conservación del Fartet, *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846), en la Región de Murcia (S.E. de la Península Ibérica). Establecimiento de grupos poblacionales operativos. *Anales de Biología* 23: 63-84.
93. Verdiell-Cubedo D., Oliva-Paterna F.J. 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. *Sci. Mar.* 70(2): 303-310.
94. Vilizzi L. 1998. Age, growth and cohort composition of 0+ carp in the River Murray, Australia. *J. Fish Biol.* 52: 997-1013.
95. Visauta-Vinacua B. 1997. Análisis estadístico con SPSS para Windows. McGraw-Hill. Madrid. 358 pp.
96. Weatherley A.H. y Gill H.S. 1987. *The Biology of Fish Growth*. Academic Press, Inc. London. 443 pp.
97. Wootton R.J. 1998. *Ecology of Teleost Fishes*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. 386 pp.
98. Yáñez-Arancibia A. y Sánchez-Gil P. 1988. *Ecología de los recursos demersales marinos (fundamentos en costas tropicales)*. AGT Editores. México, D.F. 228 pp.
99. Yáñez-Arancibia A., Lara A.L. y Pauly D. 1994. Coastal lagoons and fish habits. En: *Coastal Lagoons Processes*. Kjerfve B. (Ed.): 363-376. Elsevier. Amsterdam.
100. Zetina-Rejón M.J., Arreguín-Sánchez F. y Chávez E.A. 2003. Trophic structure and flows of energy in the Huizache-Caimanero lagoon complex on the Pacific coast of Mexico. *Est. Coast. Shelf Sci.* 57: 803-815.

Tabla 2.5.3.1. Valores promedio, mínimo y máximo obtenidos, durante la campaña de verano de 2002, para las variables ambientales en cada sector establecido en las áreas someras de la laguna costera del Mar Menor. G. S. = Granulometría del sustrato (1 = limos, 2 = arenas, 3 = gravas, 4 = cantos, 5 = guijarros), valor promedio para cada sector; H. S. = Heterogeneidad del sustrato, valor de la desviación estándar para cada sector.

Sector	Temperatura (°C)			Salinidad (‰)			Recubrimiento vegetación subacuática (%)			Volumen vegetación subacuática			Profundidad (cm)			G. S.			H. S.		
	media	min.	máx.	media	min.	máx.	media	min.	máx.	media	min.	máx.	media	min.	máx.	media	min.	máx.	media	min.	máx.
1	21,1	19,7	27,2	40,2	40,1	40,8	31	0	70	2,0	0,0	4,0	52	40	60	2,05	2,05	2,05	0,22	0,22	0,22
2	22,8	21,0	24,6	41,8	41,5	42,1	6	0	15	0,8	0,0	1,0	65	53	75	2,24	2,10	2,40	0,61	0,31	0,88
3	23,5	22,7	24,1	42,1	42,0	42,2	14	5	35	1,3	1,0	2,0	42	37	48	2,31	2,10	2,65	0,73	0,31	1,23
4	22,7	20,6	25,0	42,0	41,9	42,2	5	0	10	0,8	0,0	1,0	30	23	35	2,54	2,00	3,15	0,87	0,55	1,08
5	24,1	21,4	26,6	41,6	41,5	41,8	32	10	55	2,0	1,0	3,0	46	23	60	2,40	2,10	2,75	0,71	0,31	0,89
6	26,4	24,8	28,2	42,0	41,5	42,5	3	0	5	0,7	0,0	1,0	60	37	76	2,42	1,95	3,00	0,60	0,39	0,97
7	25,0	24,1	25,8	41,6	41,3	41,9	6	5	10	1,0	1,0	1,0	58	37	75	2,23	2,05	2,50	0,44	0,22	0,68
8	25,7	25,1	26,4	43,2	43,1	43,3	27	5	50	2,2	1,0	3,0	32	18	45	2,00	1,90	2,10	0,36	0,22	0,45
9	27,2	25,9	29,2	39,5	36,1	42,9	32	5	65	2,3	1,0	4,0	29	17	43	1,98	1,50	2,20	0,47	0,22	0,69
10	24,4	23,1	26,2	36,1	31,7	39,3	14	0	30	1,5	0,0	3,0	24	20	33	1,78	1,60	1,90	0,69	0,50	1,07
11	32,1	30,4	33,0	42,0	41,7	42,2	79	70	95	3,1	3,0	4,0	31	30	32	2,20	1,60	3,25	0,67	0,55	0,79
12	28,1	26,5	29,7	39,1	36,3	43,2	17	5	30	1,7	1,0	3,0	37	17	58	1,73	1,40	2,15	0,56	0,32	0,68
13	28,1	26,6	29,5	40,6	37,3	42,0	25	15	35	1,3	1,0	2,0	27	20	40	1,80	1,60	2,30	0,78	0,68	0,92
14	29,6	28,5	31,4	34,4	11,4	41,7	55	20	90	2,8	2,0	4,0	36	30	48	2,36	2,00	2,45	1,13	0,79	1,27
15	26,2	25,4	27,2	40,6	39,6	41,2	6	0	25	0,7	0,0	2,0	34	30	38	1,97	1,80	2,05	0,28	0,22	0,41
16	27,8	25,6	30,3	41,2	40,4	41,8	44	15	85	2,3	2,0	3,0	36	18	68	2,07	1,70	2,50	0,60	0,32	0,99

Tabla 2.5.3.2. Valores promedio, mínimo y máximo obtenidos, durante la campaña de invierno de 2003, para las variables ambientales en cada sector establecido en las áreas someras de la laguna costera del Mar Menor. G. S. = Granulometría del sustrato (1 = limos, 2 = arenas, 3 = gravas, 4 = cantos, 5 = guijarros), valor promedio para cada sector; H. S. = Heterogeneidad del sustrato, valor de la desviación estándar para cada sector.

Sector	Temperatura (°C)			Salinidad (‰)			Recubrimiento vegetación subacuática (%)			Volumen vegetación subacuática			Profundidad (cm)			G. S.			H. S.		
	media	min.	máx.	media	min.	máx.	media	min.	máx.	media	min.	máx.	media	min.	máx.	media	min.	máx.	media	min.	máx.
1	12,5	11,9	13,4	42,2	41,4	43,8	26	5	87	1,5	1,0	3,5	39	27	47	2,13	1,90	2,30	0,52	0,32	0,59
2	11,9	10,8	13,6	42,5	40,2	43,4	6	3	15	1,1	1,0	1,5	49	43	55	2,26	2,05	2,45	0,50	0,22	0,69
3	11,3	11,0	11,6	42,6	42,0	43,1	5	3	10	1,1	1,0	1,5	34	18	47	2,18	2,10	2,25	0,47	0,37	0,55
4	13,1	11,7	14,9	42,7	42,1	42,9	9	3	20	1,1	1,0	1,5	26	19	29	2,23	2,00	2,65	0,53	0,32	0,82
5	12,1	10,1	14,1	42,6	42,2	42,9	14	3	30	1,4	1,0	2,5	49	35	67	2,05	1,90	2,10	0,47	0,22	0,72
6	9,6	9,4	9,9	42,9	42,5	43,3	5	3	5	1,0	1,0	1,0	49	35	58	2,40	2,10	3,40	0,51	0,31	1,14
7	9,9	9,3	10,6	43,0	40,9	43,5	4	3	10	1,0	1,0	1,0	43	33	63	2,34	2,15	2,50	0,63	0,37	0,88
8	8,1	7,7	8,5	43,6	43,4	43,9	58	30	90	2,5	1,5	3,5	31	21	38	1,89	1,80	1,95	0,50	0,39	0,60
9	11,9	11,3	12,9	42,9	39,6	43,4	8	3	30	1,3	1,0	2,5	34	29	40	1,99	1,80	2,10	0,41	0,31	0,52
10	10,2	9,4	10,9	42,0	38,8	43,4	10	3	25	1,2	1,0	1,5	28	15	42	1,65	1,40	1,90	0,62	0,50	0,89
11	11,9	10,6	14,5	43,3	42,0	44,4	13	5	22,5	1,3	1,0	1,5	38	30	43	2,36	2,05	3,05	1,22	1,07	1,39
12	11,9	10,9	13,1	43,1	40,4	43,6	15	3	35	1,3	1,0	2,5	48	36	71	1,94	1,90	1,95	0,39	0,22	0,51
13	8,6	7,3	9,4	42,8	42,2	43,4	24	15	35	2,0	1,5	2,5	33	18	48	1,56	1,45	1,70	0,75	0,51	1,08
14	13,2	12,8	13,7	41,8	41,1	42,5	58	30	85	2,8	1,5	4,5	42	32	48	2,41	2,10	2,80	1,13	0,89	1,54
15	9,9	8,9	10,8	43,3	42,1	43,7	11	3	50	1,3	1,0	2,5	37	25	49	2,01	1,90	2,10	0,39	0,22	0,64
16	9,4	7,6	11,4	43,5	40,1	44,1	59	10	90	2,6	1,0	3,5	46	18	65	2,45	1,85	2,85	0,95	0,49	1,30

Tabla 2.5.3.3. Valores promedio, mínimo y máximo obtenidos, durante la campaña de verano de 2003, para las variables ambientales en cada sector establecido en las áreas someras de la laguna costera del Mar Menor. G. S. = Granulometría del sustrato (1 = limos, 2 = arenas, 3 = gravas, 4 = cantos, 5 = guijarros), valor promedio para cada sector; H. S. = Heterogeneidad del sustrato, valor de la desviación estándar para cada sector.

Sector	Temperatura (°C)			Salinidad (‰)			Recubrimiento vegetación subacuática (%)			Volumen vegetación subacuática			Profundidad (cm)			G. S.			H. S.		
	media	min.	máx.	media	min.	máx.	media	min.	máx.	media	min.	máx.	media	min.	máx.	media	min.	máx.	media	min.	máx.
1	28,0	27,1	28,4	43,4	43,1	43,6	41	0	90	2,1	0,0	4,5	65	47	80	2,09	2,00	2,15	0,39	0,31	0,49
2	26,9	26,6	27,4	44,0	43,5	44,3	27	0	55	1,6	0,0	4,5	68	52	77	2,39	2,15	2,95	0,69	0,37	1,28
3	27,3	25,8	29,1	44,5	43,6	44,8	20	0	55	1,3	0,0	2,5	54	45	58	2,36	2,15	2,65	0,71	0,41	1,39
4	28,4	27,0	29,9	44,2	43,8	44,7	36	10	65	1,8	1,0	2,5	43	22	53	2,22	2,05	2,65	0,81	0,45	1,50
5	30,5	29,4	32,8	43,9	43,3	44,2	18	0	45	1,2	0,0	2,5	60	30	77	2,18	1,95	2,60	0,64	0,31	1,23
6	29,4	27,5	32,3	44,3	43,9	44,5	27	0	85	1,8	0,0	4,0	72	47	93	2,54	1,95	3,10	0,75	0,22	1,39
7	28,8	27,8	29,9	44,6	44,2	44,8	34	0	90	1,8	0,0	4,5	62	37	83	2,11	1,20	2,85	0,58	0,31	0,99
8	28,1	25,5	29,7	44,8	44,3	45,4	43	15	65	2,3	1,0	3,5	34	22	52	1,69	1,45	1,85	0,63	0,55	0,70
9	27,6	27,2	28,4	44,7	42,9	45,9	52	0	95	2,8	0,0	4,5	41	27	55	1,83	1,15	2,20	0,63	0,31	1,01
10	-	-	-	-	-	-	45	45	45	3,5	3,5	3,5	32	32	32	2,00	2,00	2,00	0,79	0,79	0,79
11	30,8	29,4	33,2	43,7	43,1	44,5	66	35	90	3,6	2,0	4,5	46	40	52	1,75	1,20	2,20	0,79	0,41	1,10
12	28,4	27,7	29,1	42,8	40,5	44,1	49	0	90	2,4	0,0	5,0	44	27	57	1,65	1,10	2,05	0,46	0,22	1,05
13	32,0	30,4	33,3	42,5	41,8	43,0	53	50	55	2,6	2,5	3,0	44	32	52	1,44	1,30	1,65	0,73	0,66	0,88
14	28,2	26,0	31,0	44,1	43,7	44,4	78	45	90	3,8	2,5	5,0	53	42	58	1,70	1,00	2,10	0,58	0,00	0,79
15	29,1	28,1	30,1	43,6	43,0	44,3	31	0	80	1,9	0,0	3,5	62	57	65	1,95	1,85	2,05	0,38	0,22	0,49
16	26,9	25,0	28,2	43,9	43,4	44,3	63	35	85	3,2	2,0	4,0	61	40	85	2,16	1,80	2,85	0,78	0,55	1,18

Tabla 2.5.3.4. Valores de las distancias (m) obtenidas desde los sectores establecidos en el presente estudio, hasta las comunicaciones de la Laguna con el Mar Mediterráneo. N = distancia por la línea de orilla y por el Norte, S = distancia por la línea de orilla y por el Sur, R = distancia en línea recta, C = distancia menor por la orilla.

Sector	Las Encañizadas (N)	Las Encañizadas (S)	Las Encañizadas (R)	Las Encañizadas (C)	Tomás Maestre (N)	Tomás Maestre (S)	Tomás Maestre (R)	Tomás Maestre (C)	Marchamalo (N)	Marchamalo (S)	Marchamalo (R)	Marchamalo (C)
1	57449	3439	2700	3439	1894	58994	1700	1894	17361	43527	12650	17361
2	52567	8321	7150	8321	57900	2988	2850	2988	12479	48409	8250	12479
3	47691	13197	11300	13197	53024	7864	7067	7864	7603	53285	4100	7603
4	40411	20477	15067	20477	45744	15144	10833	15144	20619	40269	800	20619
5	36574	24314	16933	24314	41907	18981	12667	18981	57374	3514	2533	3514
6	33539	27349	15833	27349	38872	22016	11700	22016	54339	6549	3800	6549
7	31205	29683	15300	29683	36538	24350	11467	24350	52005	8883	5667	8883
8	28565	32323	14533	28565	33898	26990	11100	26990	49365	11523	7900	11523
9	25540	35348	13300	25540	30873	30015	10467	30015	46340	14548	10333	14548
10	22314	38575	12300	22314	27647	33242	10450	27647	43114	17775	12950	17775
11	19899	40989	11325	19899	25232	35656	10200	25232	40699	20189	14425	20189
12	15368	45520	7900	15368	20701	40187	7900	20701	36168	24720	15067	24720
13	13412	47476	6200	13412	18745	42143	6700	18745	34212	26676	15150	26676
14	11358	49530	4650	11358	16691	44197	6325	16691	32158	28730	15875	28730
15	6638	54250	4433	6638	11971	48917	8133	11971	27438	33450	18833	27438
16	3084	57804	2633	3084	8417	52471	6800	8417	23884	37004	17767	23884

Tabla 2.5.3.5. Valores de las distancias (m) obtenidas desde los sectores establecidos en el presente estudio, hasta las desembocaduras de las ramblas que desaguan en la Laguna. N = distancia por la línea de orilla y por el Norte, S = distancia por la línea de orilla y por el Sur, R = distancia en línea recta, C = distancia menor por la orilla.

Sector	Rbla. Albuñón (N)	Rbla. Albuñón (S)	Rbla. Albuñón (R)	Rbla. Albuñón (C)	Rbla. Ponce (N)	Rbla. Ponce (S)	Rbla. Ponce (R)	Rbla. Ponce (C)	Rbla. Carrasquilla (N)	Rbla. Carrasquilla (S)	Rbla. Carrasquilla (R)	Rbla. Carrasquilla (C)
1	24529	36359	11250	24529	33467	27421	12750	27421	35821	25067	12900	25067
2	29411	31477	10500	29411	38349	22539	9025	22539	40703	20185	8700	20185
3	34287	26601	11300	26601	43225	17663	6433	17663	45579	15309	5200	15309
4	41567	19321	13767	19321	50505	10383	6467	10383	52859	8029	4367	8029
5	45404	15484	13867	15484	54342	6546	5567	6546	56696	4192	3433	4192
6	48439	12449	11600	12449	57377	3511	3233	3511	59731	1157	1067	1157
7	50773	10115	9667	10115	59711	1177	1167	1177	1177	59711	1167	1177
8	53413	7475	7233	7475	1463	59425	1533	1463	3817	57071	3633	3817
9	56438	4450	4367	4450	4488	56400	4367	4488	6842	54046	6433	6842
10	59665	1224	1350	1224	7715	53174	7500	7715	10069	50820	9500	10069
11	1191	59697	1125	1191	10129	50759	9375	10129	12483	48405	11200	12483
12	5722	55166	4800	5722	14660	46228	11400	14660	17014	43874	12733	17014
13	7678	53210	6500	7678	16616	44272	12250	16616	18970	41918	13300	18970
14	9732	51156	8425	9732	18670	42218	13725	18670	21024	39864	14600	21024
15	14452	46436	12267	14452	23390	37498	16533	23390	25744	35144	18133	25744
16	18006	42882	13000	18006	26944	33944	17033	26944	29298	31590	17500	29298

Tabla 2.5.3.6. Valores de las distancias (m) obtenidas desde los sectores establecidos en el presente estudio, hasta los humedales costeros que circundan la Laguna. N = distancia por la línea de orilla y por el Norte, S = distancia por la línea de orilla y por el Sur, R = distancia en línea recta, C = distancia menor por la orilla.

Sector	Lo Poyo (N)	Lo Poyo (S)	Lo Poyo (R)	Lo Poyo (C)	La Hita (N)	La Hita (S)	La Hita (R)	La Hita (C)	El Carmolí (N)	El Carmolí (S)	El Carmolí (R)	El Carmolí (C)
1	31564	29324	12350	29324	16850	44038	6350	16850	26582	34306	11100	26582
2	36446	24442	9075	24442	21732	39156	8225	21732	31464	29424	9550	29424
3	41322	19566	7200	19566	26608	34280	11300	26608	36340	24548	9700	24548
4	48602	12286	8000	12286	33888	27000	14933	27000	43620	17268	11900	17268
5	52439	8449	7400	8449	37725	23163	16033	23163	47457	13431	11900	13431
6	55474	5414	5067	5414	40760	20128	14133	20128	50492	10396	9567	10396
7	57808	3080	3033	3080	43094	17794	12933	17794	52826	8062	7700	8062
8	40152	20736	667	20736	45734	15154	11233	15154	55466	5422	5267	5422
9	2585	58303	2533	2585	48759	12129	9000	12129	58491	2397	2367	2397
10	5812	55077	5700	5812	51986	8903	7000	8903	830	60059	950	830
11	8226	52662	7600	8226	54400	6488	5525	6488	3244	57644	2900	3244
12	12757	48131	9933	12757	58931	1957	1833	1957	7775	53113	5967	7775
13	14713	46175	10950	14713	30443	30445	300	30443	9731	51157	7400	9731
14	16767	44121	12500	16767	2053	58835	2050	2053	11785	49103	9300	11785
15	21487	39401	16367	21487	6773	54115	5900	6773	16505	44383	13200	16505
16	25041	35847	16233	25041	10327	50561	6567	10327	20059	40829	13667	20059