

Capítulo 4.

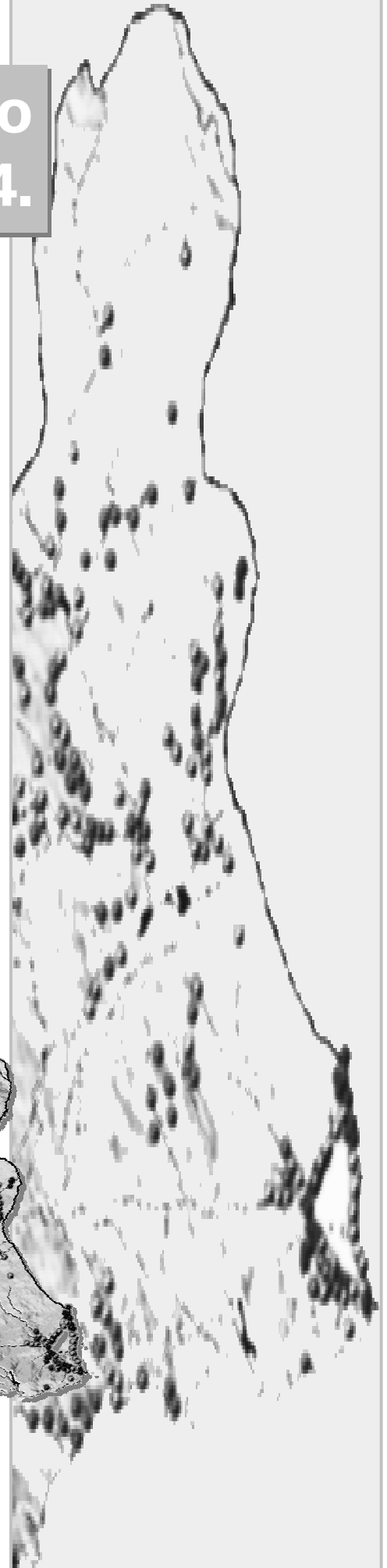
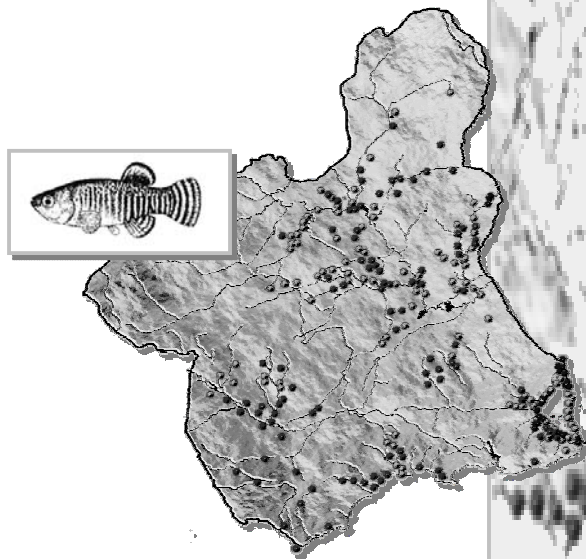


Distribución de *Aphanius iberus* en Murcia: Unidades Ecogeográficas y Hábitat potencial.

En nuestro país se encuentra en las aguas dulces, salobres y marinas de nuestra región levantina, frecuentemente en canales de poca corriente o en aguas estancadas ricas en vegetación, sobre todo en la huerta de Valencia y Murcia.

*Hemos pescado esta especie en El Palmar, localidad de la Albufera de Valencia, en un amplio canal rico en vegetación; en la huerta de Murcia, en un cauce de agua estancada, donde se había desarrollado una densa vegetación, en la que pululaban muy variados animalillos acuáticos, entre los que había jovencitos *Atherina* y de *Leuciscus*; en Mar Menor, en la playa del poblado de la Ribera, donde los pescamos abundantísimos, con una red de copo, en unión de numerosos *Gobius Níger*, *Mugil* y otras especies marinas propias de la fauna de aquella laguna litoral, y, finalmente, en la entrada de los canales que conducen el agua del Mar Menor a las salinas de San Pedro de Pinatar, en un lugar donde las aguas de esa laguna tienen una salinidad muy superior a la normal..*

LUIS LOZANO REY 1947



1. Rango de Distribución y <i>Biología de la Conservación</i>	71
2. Distribución histórica de <i>Aphanius iberus</i> en Murcia	72
3. Distribución Actual de <i>Aphanius iberus</i> en Murcia	75
3.1. Búsqueda sistemática de la especie en la Región (Periodo 1997-1998)	76
3.1.1. Material y Metodología de Campo	76
3.1.2. Resultados y Discusión	85
3.1.3. Conclusiones	90
3.2. Determinación de Localidades con la especie en la <i>Unidad Paisajística</i> del Mar Menor y su entorno (Periodo 2002-2004)	91
3.2.1. Diseño de Muestreo, Material y Metodología de Campo	91
3.2.2. Resultados y Discusión	99
3.2.3. Conclusiones	107
3.3. Determinación de Localidades con la especie en la <i>Unidad Paisajística</i> del Río Chícamo y Subcuencas adyacentes (Periodo 2003-2004)	108
3.3.1. Diseño de Muestreo, Material y Metodología de Campo	108
3.3.2. Resultados y Discusión	112
3.3.3. Estrategia de Reproducción	116
4. Inventario de Hábitats susceptibles de albergar poblaciones	117
5. Rango de Distribución Actual y Potencial de <i>Aphanius iberus</i> en la Región de Murcia	118
6. Establecimiento de <i>Unidades Ecogeográficas</i> (UEs) y <i>Unidades de Hábitat Potencial</i> (HPs) para la gestión de <i>Aphanius iberus</i> en la Región de Murcia	125
<i>Referencias bibliográficas</i>	127



Biología y Conservación de *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846)
en la Región de Murcia

1. Rango de Distribución y *Biología de la Conservación*.

En relación con la variabilidad de factores que pueden influenciar la vulnerabilidad o riesgo de extinción de una especie (estrategia de vida, tamaños poblacionales, variabilidad genética, etc.), los relacionados con su distribución espacial se encuentran entre los más importantes (Gaston 1994). En función de su riesgo de extinción, la distribución espacial de una especie suele caracterizarse con tres componentes esenciales (Fagan et al. 2005): tamaño del rango de distribución, número de localidades con su presencia (= presencias de la especie) y seguimiento temporal de sus presencias.

La realización de *inventarios*, entendidos como el número de individuos, localidades o poblaciones de una especie amenazada, son de los métodos más utilizados en el contexto conservacionista (Primack 1998). La repetición temporal de inventarios puede ser de gran utilidad a la hora de solventar cuestiones como la estabilidad, declive o aumento de las poblaciones objetivo (Morrison 2002).

En las últimas décadas, determinados avances en *Biología de la Conservación* han sido obtenidos gracias a la aplicación de métodos y principios biogeográficos (Whittaker et al. 2005). El papel de la biogeografía ha resultado básico en aspectos como el establecimiento de unidades de gestión (ej. *Unidades Ecogeográficas*), que se presentan como una herramienta de gran utilidad en la gestión de especies amenazadas (Manel et al. 2003).

En *Biología de la Conservación* resulta básico reconocer la diferenciación entre varios conceptos relativos al rango de distribución de las especies amenazadas y en peligro de extinción (Morrison 2002, Gaston 2003).

El *Rango de distribución propia o nativa* (*native o potential range*) de una especie debe entenderse como el área donde históricamente y de forma natural estaba presente, al mismo tiempo que todas aquellas zonas de características similares conectadas de forma natural con dichas áreas, o ubicadas en la misma región, y que la especie razonablemente habría habitado (Hedrickson & Brooks 1991). Minckley (1995) lo define de forma muy similar con la incorporación al concepto de la no intervención humana, es decir, el área geográfica previa a cualquier efecto antrópico.

Native range is where species historically and naturally occurred, plus the interconnected waters in which it could reasonably have occurred... We prefer this deviation for describing stocking because historic range may not always equate to true native range... Historic range may be changed through human actions, but native range remains unchanged except by natural dispersal.

Hendrickson & Brooks (1991)

Native range refers to the geographic area occupied by an entity before human intervention, including interconnecting waters where it reasonably occurred.

Minckley (1995)

The potential range is the area over which a species would be found were all limitations to its dispersal to be overcome.

Gaston (2003)

En el caso de eliminar de la definición los términos *históricamente* y *de forma natural*, el concepto es invariable respecto al descrito como *Rango de distribución histórica* (*historic range*) en las *Guías para la Introducción de Peces*

Amenazados o En Peligro de la American Fisheries Society (AFS; Guidelines for Introductions of Threatened and Endangered Fishes; Williams et al. 1988).

La finalidad que tienen los *Planes de Recuperación* de especies amenazadas es rehabilitar a las mismas como componentes, viables por sí mismas, en sus ecosistemas (*sensu U.S. Fish & Wildlife Service; USFWS*). Dicho de otro modo, permitir que la especie pueda perpetuarse sin la ayuda de la gestión humana (Machado 1989). Para conseguir este fin último, es necesario gestionar las especies en su rango de distribución nativo o propio (Hedrickson & Brooks 1991, Minckley et al. 1991, Minckley 1995). Resulta complicado cuantificar los trabajos (Simons et al. 1989, Pittenger & Springer 1999, Varela-Romero et al. 2003, entre otros) y planes de recuperación de especies, muchos de ellos con Ciprinodóntidos o especies afines, que trabajan con el concepto de rango nativo desde los años ochenta [*Cyprinodon elegans* (USFWS 1980), *Cyprinodon diabolis* (USFWS 1990), *Cyprinodon macularius* (USFWS 1993), *Poecilopsis occidentalis* (USFWS 1994 y 1998), entre otros]. En muchos de estos trabajos se asocia el rango nativo de una especie a la totalidad de la Cuenca Hidrológica donde existen citas históricas de la especie. En definitiva, la aplicación de este concepto al contexto de gestión para la recuperación de una especie es lógica y, a su vez, imperativa.

En muchos casos se trabaja con el *Rango de distribución histórico* de una especie, entendido como el rango de distribución descrito por las citas referenciadas sobre la especie (Hendrickson & Brooks 1991). No obstante, cuando se trabaja con componentes faunísticos poco estudiados, la distribución histórica obtenida a partir de referencias bibliográficas suele estar infravalorada y, consecuentemente, no refleja correctamente la distribución nativa de la especie. A su vez, muchas especies son capaces de colonizar ambientes producto de la acción antrópica [ejemplos: infraestructuras hidráulicas en Minckley et al. (1991); revisión para especies invasoras en Europa en Leppäkoski et al. (2002), Alcaraz et al. (2005) y García-Berthou et al. (2005)], consecuentemente, éstas pueden presentar distribuciones referenciadas bibliográficamente distintas a sus distribuciones nativas. Es decir, el rango de distribución histórico de una especie puede verse modificado por la acción antrópica, por el contrario el rango nativo de una especie únicamente puede haber variado por la propia acción de dispersión de la especie.

2. Distribución histórica de *Aphanius iberus* en Murcia.

El concepto de *distribución histórica* es básico para determinar el rango de distribución potencial para gestionar una especie en peligro de extinción (Hendrickson & Brooks 1991, Morrison 2002).

Actualmente, *Aphanius iberus* es considerado un endemismo de la Península Ibérica en su área mediterránea (Planelles 1999, Doadrio 2002). La especie está



considerada como extinta en Francia (Changeoux & Pont 1995), ya que no existen citas recientes de la misma. Además, se ha revelado una posición taxonómica incierta para las poblaciones citadas por Pellegrin (1921) en las altiplanicies de Orán (Argelia); en función de la gran variabilidad que presenta el grupo, posiblemente pertenecían a otro taxón diferente (Villwock & Scholl 1982, Blanco et al. 2006). Finalmente, se ha constatado como las poblaciones atlánticas corresponden a una nueva especie de Ciprinodóntido de reciente descripción, *Aphanius baeticus* (Doadrio et al. 2002).

En la Región de Murcia, la distribución histórica del fartet incluía dos núcleos poblacionales, uno interior ubicado en la propia Huerta Murciana dentro de la Cuenca Hidrográfica del río Segura (De Buen 1930 y 1935, Lozano Rey 1935, revisión en Mas 1986) (Fig. 4.1) y otro litoral, ubicado en la laguna costera del Mar Menor y los humedales de su entorno (De Buen 1935, Lozano Rey 1935, Lozano Cabo 1954, 1958, 1960 y 1979, Ludovicus 1966, Mas 1981, Ramírez et al. 1989, Mas et al. 1994) (Fig. 4.2). Fuera de estas dos zonas no existen datos bibliográficos sobre la presencia de la especie, si bien, la ausencia y/o escasez de muestreos hasta fechas recientes en prácticamente la totalidad del territorio murciano, apoya la posibilidad de un rango de distribución nativo de la especie mayor. Esta hipótesis viene justificada, entre otros aspectos, por las citas de la especie en diversas localidades del sur de la provincia de Alicante (Mas 1981 y 1986).

El conjunto de citas históricas y localidades en las que se ha constatado la presencia de la especie en la Región de Murcia se presenta en la Tabla 4.1.



Figura 4.1. Localidades con citas históricas de *Aphanius iberus* en la Región de Murcia. Texto original de las mismas: (A) Canal de las Salinas del Mar Menor. Pescando *Aphanius iberus*; (B) Canal de desagüe o azarbe de la huerta murciana, cerca de Santomera. Hay allí anguilas y cachos (*Leuciscus c. pyrenaicus*), ciprinodóntidos (*Valencia hispanica*) y *Aphanius iberus*. [Fotografías originales en Lozano Rey (1935)]

Figura 4.2. Distribución histórica de *Aphanius iberus* en la Región de Murcia. La especie fue detectada en diversas localidades dentro de dos núcleos poblacionales: Huerta de Murcia y Mar Menor.

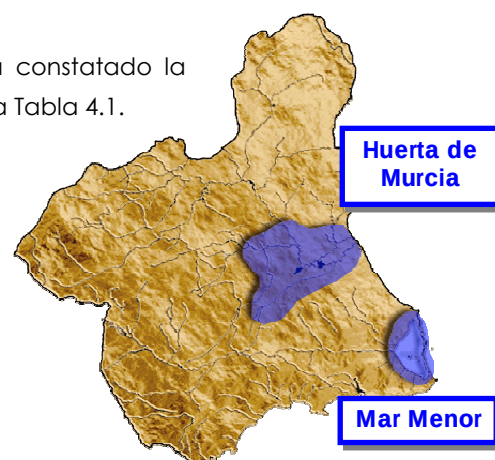


Tabla 4.1. Listado de localidades con referencias bibliográficas de la presencia de poblaciones históricas de *Aphanius iberus* en la Región de Murcia.

Zona	Citas Históricas	Localidades
Vega media del Río Segura	De Buen (1930 y 1935); Lozano Rey (1935); Mas (1986)	De Buen (1930) no precisa localización exacta en el entorno de la Huerta de Murcia; Azarbe en Santomera (Lozano Rey 1935); Alcantarilla, reflejada por Mas (1986) en su revisión bibliográfica (1930-1952)
Áreas someras de la ribera del Mar Menor	De Buen (1935); Lozano Rey (1935); Lozano Cabo (1954, 1958, 1960, 1979); Ludovicus (1966); Ramírez et al. (1989); Doadrio et al. (1996)	La Encañizada Orillas adyacentes a las Salinas de San Pedro del Pinatar Playa de la Hita Playa de los Narejos Punta Lengua de Vaca
Salinas de San Pedro del Pinatar	Lozano Rey (1935); Lozano Cabo (1954, 1958, 1960) Anónimo (1952); Mas (1981); Flores Bernal (1983); Gómez et al. (1986); Ramírez et al. (1989) Mas et al. (1994); Cortés (<i>com pers.</i> 1995); Doadrio et al. (1996)	Canales y balsas de la propia salina
Salinas de Marchamalo	Flores Bernal (1983) ; Ramírez et al. (1989); Cortés (<i>com pers.</i> 1995); Doadrio et al. (1996)	Canales y balsas de la propia salina
Salinas del Rasall	Flores Bernal (1983); Ramírez et al. (1989)	Canales y balsas de la propia salina
Charcas y canales en salinas abandonadas (Mar Menor)	Mas (1981); Mas et al. (1994); Ramírez et al. (1989); Doadrio et al. (1996)	Punta Galera Marinas del Carmolí Saladar de Lo Poyo

3. Distribución actual de *Aphanius iberus* en Murcia.

El establecimiento de la distribución actual de *Aphanius iberus* en la Región de Murcia se ha realizado en dos fases jerárquicas de trabajo: (1) Búsqueda sistemática de la especie en, prácticamente, la totalidad del territorio regional y (2) Localización detallada en las áreas geográficas surgidas de la primera fase. El presente epígrafe de la memoria queda estructurado en función de las mismas.

Los objetivos principales para afrontar el establecimiento de la distribución actualizada de la especie en el ámbito de estudio fueron:

- (1) Establecer, de forma descriptiva, la localización geográfica de la totalidad de localidades con presencia de la especie en las distintas áreas geográficas presentes en la Región.
- (2) Confeccionar un listado (inventario abierto) de localidades susceptibles de albergar poblaciones de la especie (=Localidades potenciales).
- (3) Realizar una aproximación a la diversidad de macrohábitats y tipologías de los sistemas acuáticos que ocupa la especie en la Región.
- (4) Determinar el rango de distribución actual de la especie y cuantificarlo en los términos establecidos por la UICN (2001 y 2003): *Extensión de Presencia (Extent of occurrence)* y Área de Ocupación (*Area of occupancy*).
- (5) Establecimiento de las *Unidades Ecogeográficas (UEs)* para la gestión de la especie que, de acuerdo con Burel & Baudry (2002), son entendidas como unidades operacionales territoriales de carácter extenso y ambientalmente homogéneas.
- (6) Establecimiento de las *Unidades de Hábitat potencial (UHs)* para albergar poblaciones de la especie en su rango de distribución nativo (*sensu* Hendrickson & Brooks 1991).

3.1. Búsqueda sistemática de la especie en la Región (Periodo 1997-1998).

En la primera de las fases jerárquicas de trabajo, el subobjetivo principal de trabajo fue realizar una primera aproximación a la localización de la especie en la totalidad del territorio regional. El análisis de la distribución histórica de la especie (Epígrafe 2) resultó de gran valía a la hora de confeccionar un catálogo de las zonas *a priori* interesantes. Para la realización de esta primera aproximación sobre la presencia de la especie, se elaboró un programa compuesto por diversas Fases de Muestreo que, con excepción del noroeste de la provincia, abarcaba la totalidad de la superficie de la Región de Murcia.

Área total de
Muestreo:
8940 Km²



Figura 4.3. Comarcas muestreadas (gris) en la Región de Murcia dentro de la Localización sistemática de la especie y hábitats potenciales.

3.1.1. Material y Metodología de Campo.

El periodo de trabajo de campo para la localización sistemática de la especie fue desde diciembre de 1997 hasta diciembre de 1998. Se estudiaron un total de 266 localidades, integrando la totalidad de zonas húmedas litorales e interiores con interés potencial para la especie en la Región. La superficie de trabajo abarcó un total aproximado de 8940 Km² (79 % de los 11320 Km² que presenta la Región de Murcia) cubriendo la totalidad de comarcas de la Región, con la excepción de la Comarca del Noroeste (Fig. 4.3).

En la localidad o punto concreto, el método y protocolo para la captura era determinado *in situ* dependiendo del análisis detallado de las características del cuerpo de agua (Bain & Stevenson 1999). Previo a la pesca, se tomaban datos del hábitat y de las amenazas potenciales y/o reales de la zona (Factores de amenaza en Tabla 3.2, Capítulo 3) (Fig. 4.4). A su vez, también se llevaba a cabo un reportaje fotográfico para analizar con posterioridad otros detalles ambientales.



Figura 4.4. Toma de datos en una de las localidades de muestreo, Charcas del Carmolí.
(Foto: F.J. Oliva)

En función de la masa de agua a muestrear, se utilizaron métodos de pesca activos y/o pasivos (Tabla 4.2) (Cuadros 4.1– 4.6). Aspectos relativos a la eficacia de, prácticamente la totalidad de métodos utilizados en el presente trabajo, pueden obtenerse en la revisión de Lucas & Baras (2000) y en Clavero et al. (2006). La efectividad de captura para *Aphanius iberus* y especies afines, ha sido comprobada en otras regiones de la Península (Fernández-Delgado & Prenda 1996, Gutiérrez-Estrada et al. 1998), siendo una metodología de uso común con especies de Ciprinodóntidos (Varela-Romero et al. 2003, entre otros).

Tabla 4.2. Métodos de pesca activos y/o pasivos (Lucas & Baras 2000) empleados en las campañas de localización de *Aphanius iberus* en la Región de Murcia.

Métodos de Pesca		Tiempo/Esfuerzo de Pesca	Ambientes óptimos de Pesca
Activos:	Caraterísticas		
Salabre o Cedazo Cuadro (4.1)	Mangos: 1,5-2 m Sacadera: 40x40 cm Luz de malla ≤ 5 mm	10-20 min.	Profundidad < 60 cm Vegetación acuática abundante
Red de Arrastre mediana Cuadro (4.2)	Paño: 10x1,5 m Sin copo Luz de malla ≤ 5 mm	Arrastres de 20-25 m	Profundidad < 100 cm Vegetación acuática escasa Fondos arenosos o limosos
Pesca Eléctrica Cuadro (4.3)	Equipo portátil modelo: DEKA 3000 Voltaje: 250-600 V. Intensidad: 2-7,6 A. Potencia: 72 Ws.	25-30 min.	Arroyos de pequeño calibre con salinidad prácticamente nula
Métodos de Pesca Pasivos:			
<i>Minnow-Traps</i> (Harrison et al. 1986) Cuadro (4.4)	Trampas tipo nasa de malla metálica de doble muerte, recubiertas con malla Luz de malla ≤ 3 y 5 mm	18-24 h.	Profundidad: 20 - 120 cm Escasa corriente
Nasas Cuadro (4.5)	Con 1 o 2 muertes Paño: 1 – 2 m Luz de malla ≤ 3 y 5 mm	18-24 h.	Profundidad: 40 - 150 cm Escasa corriente Vegetación acuática moderada
Nasas de Polietileno Cuadro (4.6)	Trampas tipo botella con 1 muerte	18-24 h.	Profundidad: 10 - 50 cm Escasa corriente

En cada punto de muestreo, también se rellenó una ficha de campo que recogía las características físicas, químicas y bióticas más notables, así como la metodología utilizada en el mismo. Cuando en el punto se detectaba la presencia de *Aphanius iberus*, se completaba una tabla con los parámetros utilizados en la confección de un *Índice de Calidad (IC)* de la población detectada (Tabla 4.3). Este índice de valoración rápida del estatus poblacional, es una adaptación del desarrollado en 1995 por los doctores Gary K. Meffe (Editor de *Conservation Biology*, revista científica de la SCB, Society for Conservation Biology) y Carlos Fernández Delgado (Director del Grupo *Aphanius* de Investigación en Peces, Universidad de Córdoba) (Fernández-Delgado & Álvarez-Ramos 1995). Este índice fue aplicado también sobre las poblaciones de la especie detectadas en Andalucía (Fernández-Delgado et al. 1998).

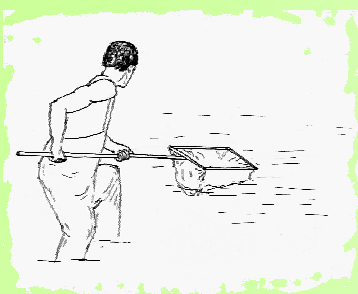
La diversidad de ambientes muestreados fue notable, desde aquéllos con un grado de naturalidad alta (ramblas, arroyos, etc.) a otros totalmente artificiales (acequias, canales cementados, embalses, etc.).

Tabla 4.3. Parámetros utilizados en la confección del *Índice de Calidad (IC)* aplicado a poblaciones de *Aphanius iberus* detectadas durante la fase de búsqueda sistemática de la especie en el conjunto de la Región.

Parámetro	Descripción	Puntuación
Categoría del cuerpo de agua	Permanente	10
	Semipermanente	5
	Temporal	0
Presencia/ausencia de especies exóticas	Ausentes	10
	Con Cangrejo Americano (<i>Procambarus clarkii</i>)	3
	Con Gambusia (<i>Gambusia holbrooki</i>)	1
	Con Gambusia y Cangrejo Americano	0
Salinidad	≤ 80 ‰	5
	80-130 ‰	4
	131-149 ‰	3
	≥ 150 ‰	0
Paisaje contiguo	Natural	3
	Agrícola	2
	Pequeña urbanización	1
	Gran urbanización	0
Calidad del hábitat		
(I) Vegetación acuática	Abundante	2
	Escasa	1
	Nula	0
(II) Diversidad del hábitat	Heterogénea	1
	Homogénea	0
(III) Fauna asociada (acuática y terrestre)	Diversa	2
	Moderada	1
	Escasa	0
(IV) Zona de ribera	Bien desarrollada	2
	Moderada	1
	Ninguna	0
(V) Grado de naturalidad	Totalmente natural, sin control humano	2
	Ligeramente modificado y controlado	1
	Totalmente artificial	0
Riesgos	Sin riesgos humanos conocidos	5
	Sustraer puntos por riesgos observados (extracción de agua, facilidad de acceso, cercanía a carreteras, caminos, presencia de ganado, extracción de sal, vertidos, etc.)	
Características de la población detectada		
(I) Tamaño	Grande	1
	Pequeño	0
(II) Estructura	Adultos + juveniles	3
	Mayoría de juveniles	2
	Mayoría de adultos	1
(III) Salud	Buena	1
	Con enfermedades, parásitos, etc.	0
Otros (subjetivo)	Valoración inicial	0
	Añadir hasta 3 puntos por aspectos positivos no considerados anteriormente. Explicar en observaciones.	3
Valor poblacional	Total:	Σ



Cuadro 4.1



Salabre o Cedazo

Mangos de 1,5 – 2,0 m y sacadera de 40x40cm. Luz de malla ≤ 5 mm.

Metodología efectiva en ambientes someros con abundante vegetación acuática.

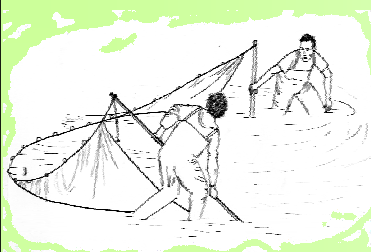
Puntos de Muestreo: Utilización seleccionada *in situ* en función de las características del cuerpo de agua.



Utilización del Salabre en diversos puntos de muestreo (A y B); detalle de salabre cuadrangular (40x40cm) (C); recogida de ejemplares capturados (D y E).

Fotografías: F.J. Oliva; Ilustración: A. I. Torres
Fotografías (A, D y E): A. Andreu

Cuadro 4.2



Red de arrastre

Paño de 10 x 1,5 m (Largo x Alto) sin copo.

Luz de malla $\leq 5\text{mm}$. Óptimo para ambientes someros con escasa vegetación acuática y sustrato fino.

Puntos de Muestreo: Utilización seleccionada *in situ* en función de las características del cuerpo de agua. Arrastre mínimo de 10 m de longitud de orilla.



(A)



(B)



(C)



(D)



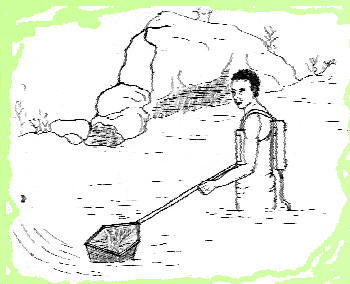
(E)

Realización del muestreo con la Red de arrastre manual (A y B); recogida y conteo de ejemplares capturados (C); detalle de capturas obtenidas mostrando la alta eficacia del método en ambientes óptimos (D y E).

Fotografías: F.J. Oliva; Ilustración: A. I. Torres

Fotografía (B): J.L. Echevarrias; Fotografía (C): A. Andreu.

Cuadro 4.3



Pesca Eléctrica

Equipo portátil modelo DEKA (3000). Óptimo en ambientes someros lénticos o lóticos de agua dulce y escasa profundidad.

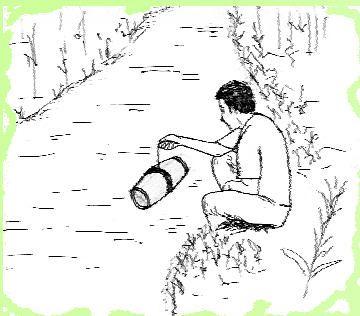
Puntos de Muestreo: Utilización seleccionada *in situ* en función de las características del cuerpo de agua. Esfuerzo aproximado de 30 minutos por localidad.



Utilización del equipo de pesca portátil en diferentes ambientes (A, B y C); partes que conforman un equipo de pesca portátil (D) y red de cierre utilizada en determinados ambientes para la pesca eléctrica (E).

Fotografías: F.J. Oliva; Ilustración: A. I. Torres
Fotografía (B): Grupo Aphanus de Investigación en Peces
Fotografía (C): A. Andreu

Cuadro 4.4



Minnow-Traps

Trampas de malla metálica de doble embudo, especiales para la captura de pequeños ciprínidos (Harrison et al 1986) modificadas para la captura de especímenes de pequeño tamaño.

Luz de malla 3 y 5 mm.

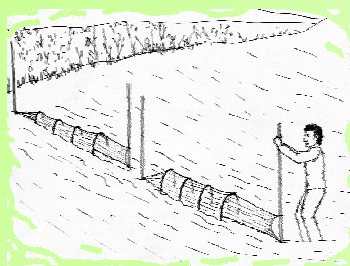
Puntos de Muestreo: Se seleccionó *in situ* el número de *Minnow-Traps* en función de las características del cuerpo de agua a muestrear.



Detalles de *Minnow-traps* (Nasas rígidas) utilizadas (A, B, y C); visión dorsal de la trampa abierta con las capturas (B); colocación en un canal poco profundo (D); recogida de ejemplares capturados (E).

Fotografías: F.J. Oliva; Ilustración: A. I. Torres

Cuadro 4.5



Nasas

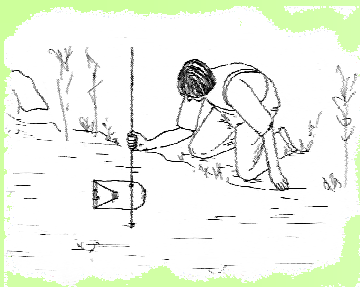
Nasas camaroneras flexibles con 2 muertes y entre 1-2 m de paño, con una Luz de malla ≤ 3 y 5 mm.

Puntos de Muestreo: Se seleccionó *in situ* el número de Nasas en función de las características del cuerpo de agua a muestrear. La ubicación se realizó de forma individualizada o en series.



Nasas ubicadas en diferentes puntos de muestreo (A , B y C); detalle de nasas utilizadas (D y E)
Fotografías: F.J. Oliva; Ilustración: A. I. Torres
Fotografía (D): A. Andreu

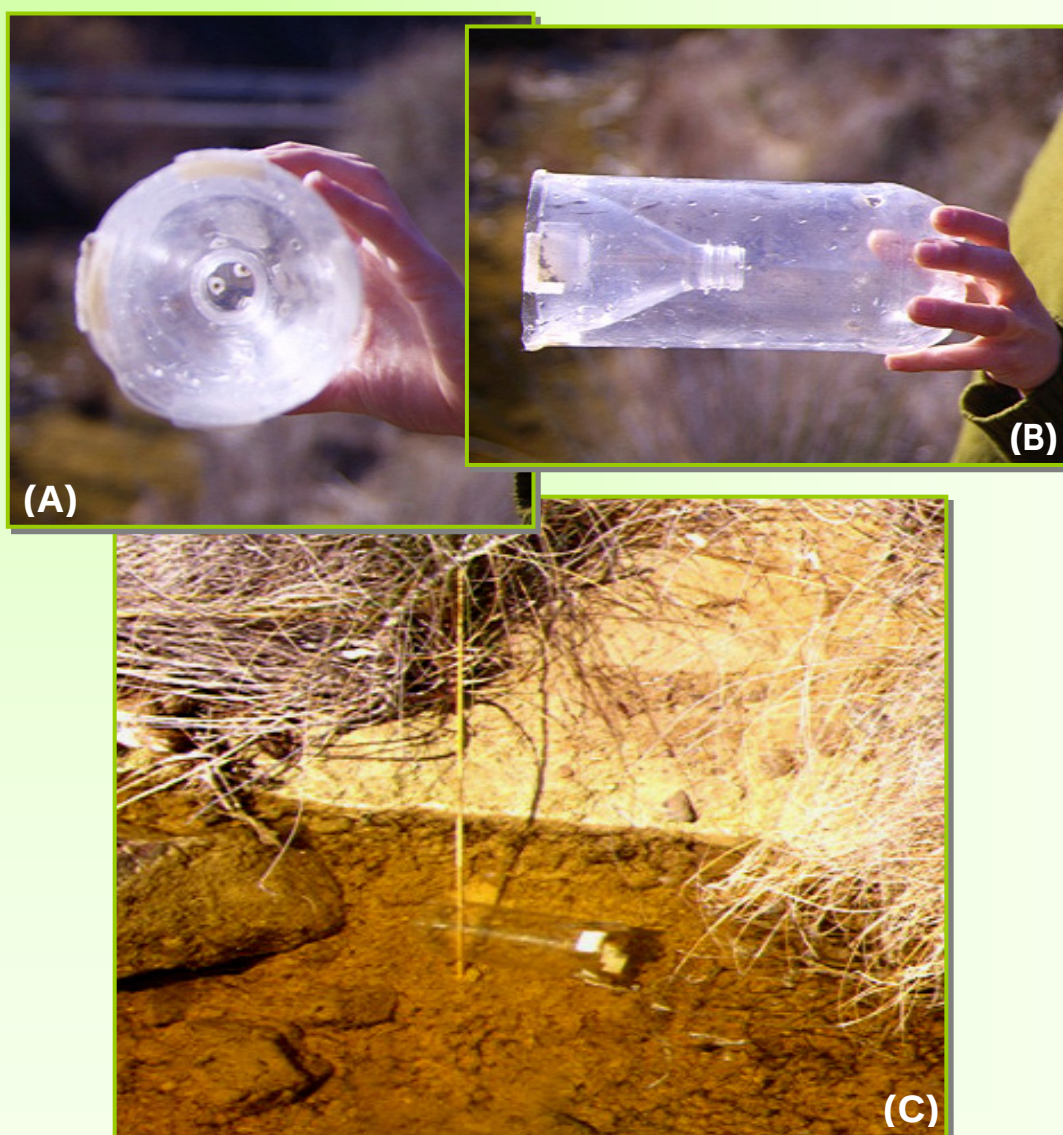
Cuadro 4.6



Nasas de polietileno

Trampas tipo nasa construidas con botellas de plástico (capacidad de 2 l) con una muerte, viables para la captura de especímenes de pequeño tamaño y alevines y/o juveniles de especies de gran porte. Esta metodología permite el muestreo en ambientes extremadamente someros.

Puntos de Muestreo: Se seleccionó *in situ* en función de las características del cuerpo de agua a muestrear.



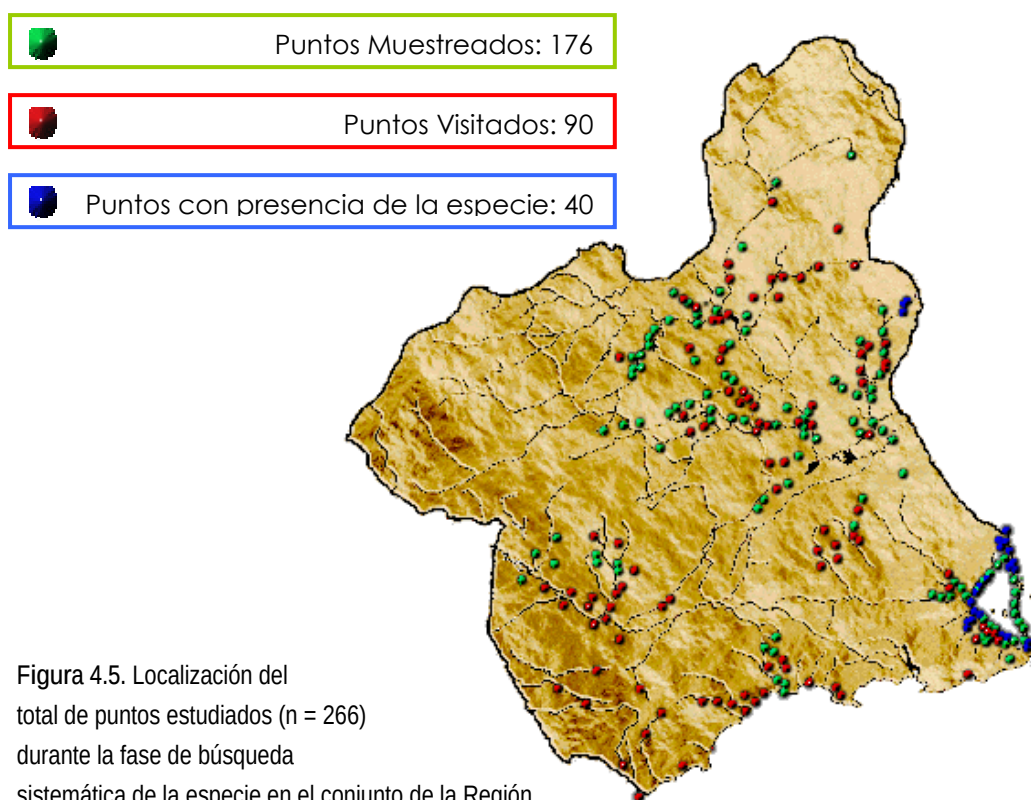
Detalles de las nasas de polietileno (A y B), detalle de una nasa ubicada en el ambiente (C).

Fotografías: F.J. Oliva; Ilustración: A. I. Torres

3.1.2. Resultados y Discusión.

En la Figura 4.5 se presenta el total de localidades muestreadas ($n = 266$) diferenciadas en tres tipos de puntos: *Puntos muestreados* (cuerpos de agua donde se realizaron muestreos con uno o varios de los métodos de pesca), *Puntos visitados* (zonas secas, o bien el nivel de agua era muy escaso, o de muy baja calidad del agua) y, finalmente, *Puntos con presencia de la especie* (*Puntos muestreados* en los que se ha detectado la presencia de *Aphanius iberus*).

La presencia de la especie se constató en 40 puntos (15,04 % de las localidades muestreadas) distribuidos en dos áreas geográficas diferentes y aisladas: Mar Menor y su entorno y Río Chícamo. Esta presencia corresponde con el 4,5 % ($n = 15$) del total de cuadrículas de 25 Km² que abarcó el área total de muestreo.



Destaca el hallazgo de una nueva población de *Aphanius iberus* localizada en el Río Chícamo (Tabla 4.4). Se trata de una población aislada con una abundancia escasa de ejemplares, ubicada en un tramo dulceacuícola con una longitud aproximada de 2 Km (salinidad < 10 ‰) en la cabecera de este arroyo.

Además, se obtuvieron un total de 9 nuevas citas de la especie en la ribera del Mar Menor y su entorno (Tabla 4.4): Punta Lengua de Vaca, Camping Cartagonovo, Playa de Palo, Playa Casablanca, Club Náutico Mar Menor, Los Alcázares, Rambla del Albuñón-desembocadura, Rambla de Ponce y Canal de Miranda. No obstante, estas localidades, de forma aislada, no deben ser consideradas como poblaciones estables, debido al carácter semipermanente o temporal que presentan algunas de las mismas.

La situación actual en la Región de Murcia refleja la profunda regresión de la especie en toda su área de distribución (Elvira 1990 y 1995, Moreno-Amich et al. 1999, Doadrio 2002). Con excepción del río Chícamo, no se ha localizado ninguna población del que debió ser el núcleo interior. Por otro lado, la población litoral ha mostrado una distribución fragmentada en pequeños núcleos con diferente grado de conservación. De esta forma, en la actualidad, *Aphanius iberus* en la Región puede ser detectado con seguridad únicamente en dos áreas geográficas o unidades territoriales: (1) Mar Menor y entorno, y (2) Río Chícamo (Fig. 4.6).



Figura 4.6. Distribución actual de *Aphanius iberus* en la Región de Murcia. La especie puede detectarse en localidades aisladas dentro de dos áreas geográficas: Río Chícamo y Mar Menor.

El IC de valoración rápida del estado de conservación de las localidades con presencia de la especie (Tabla 4.4), muestra a la población del Río Chícamo con una calidad media baja. No obstante, algunas de las localidades presentes en la propia laguna del Mar Menor, muestran IC inferiores. Podemos observar como las localidades con un IC mayor son aquellas ubicadas en humedales con salinas y otros humedales del entorno del Mar Menor, como es el caso de La Encañizada.

La variabilidad de hábitats con presencia de la especie resultó elevada (Tabla 4.4). Si bien, la descripción de los tipos de sistemas acuáticos en los que se presentan poblaciones de la especie, será presentada en próximos epígrafes de la memoria.

Tabla 4.4. Relación de localidades con presencia de *Aphanius iberus* detectada durante las campañas de localización sistemática de la especie en la Región de Murcia.

Localidad de Muestreo	Puntos de Muestreo	Hábitat	IC
MAR MENOR Y ENTORNO:			
Salinas de San Pedro (Zona Norte)	30SXG963901	VII	41 (3)
	30SXG963903	VII	
	30SXG966900	VII	
	30SXG957899	VII	
	30SXG958893	VII	
Salinas de San Pedro (Balsa del Coterillo)	30SXG973888	VII	43(1)
Salinas de San Pedro (Molino de Quintín)	30SXG958884	VI	38(5)
	30SXG961884	VII	
Salinas de San Pedro (Molino de la Calcetera)	30SXG975860	VII	43(1)
	30SXG973861	VII	
La Encañizada	30SXG973852	I	42(2)
	30SXG978838	I	
El Mojón	30SXG969910	VI	28(12)
La Hita-1	30SXG921819	VI	31(11)
La Hita-2	30SXG924823	II	36(7)
	30SXG925825	II	
Playa de Palo*	30SXG933833	I	41 (3)
Playa de Casablanca*	30SXG938841	I	33(10)
Los Alcázares*	30SXG895789	III	
Camping Cartagonovo (Los Alcázares)*	30SXG887772	I	40(4)
Rambla del Albuñón*	30SXG886767	IV	27(13)
El Carmolí-1	30SXG893760	II	38(5)
	30SXG896755	II	
El Carmolí-2	30SXG888753	V	34(9)
Canal de Miranda*	30SXG878743	VI	34(9)
	30SXG885749	VI	
	30SXG876741	VI	
	30SXG918723	III	
Náutico Mar Menor (Los Urrutias)*	30SXG919723	I	37(6)
Los Urrutias*	30SXG944701	IV	31(11)
Rambla de Ponce*	30SXG965693	I	41 (3)
Punta Lengua de Vaca*	30SYG012687	VI	35(8)
	30SYG013684	VI	
	30SYG015679	VII	
Salinas de Marchamalo	30SYG011671	VII	41 (3)
	30SYG009677	VII	
RÍO CHÍCAMO:			
Río Chícamo (nacimiento)*	30SXH749368	VIII	34(9)
	30SXH748366	VIII	
Río Chícamo (La Umbría)*	30SXH749356	VIII	34(9)
	30SXH749358	VIII	

(*) Nuevas citas de *Aphanius iberus* en la Región de Murcia. Hábitat: Diversidad de ambientes con su presencia: (I) Playas y zonas someras propias del Mar Menor; (II) Charcas en comunicación, continua o esporádica, con el Mar Menor; (III) Embarcaderos; (IV) Desembocadura de ramblas; (V) Saladares o marinas próximas al Mar Menor; (VI) Canales en comunicación con el Mar Menor o salinas de su entorno; (VII) Balsas y canales de salinas en explotación y (VIII) Arroyos de agua dulce. IC: Índice de calidad aplicado a cada una de las localidades con presencia de *Aphanius iberus* (Valor relativo entre paréntesis).

La especie no ha sido detectada en zonas con citas históricas como la Huerta de Murcia, Salinas abandonadas de Punta Galera, Salinas abandonadas de Lo Poyo y Salinas del Rasall (Tabla 4.1). En las dos primeras zonas la extinción local ha sido debida a una pérdida irrecuperable del hábitat que albergaba la especie. Los sistemas acuáticos de la Huerta de Murcia han sufrido procesos de contaminación o modificación irreversibles (Mas 1986, Ballester 2003) y las Salinas de Punta Galera han sido desecadas y urbanizadas a lo largo de la última década. Por otro lado, las Salinas de Lo Poyo también han sufrido un importante proceso de desecación, por ello la especie no se ha localizado en su interior, pero presentan posibilidades de rehabilitación del hábitat (Torralva et al. 1999). La extinción en las Salinas del Rasall fue provocada por un cese en la explotación salinera que produjo una desecación completa de las mismas; actualmente la explotación salinera ha mostrado periodos de actividad variables, pero no se ha detectado la presencia de la especie.

Unidades paisajísticas con presencia de la especie en la Región

La definición y establecimiento de unidades paisajísticas o geográficas nos acerca al problema de la escala de estudio, una de las principales controversias en la reflexión ecológica (Burel & Baudry 2002). No obstante, en el contexto de estudios enfocados a la gestión de especies amenazadas, los aspectos relativos a las escalas del rango de su distribución son, únicamente, uno de los parámetros en la determinación de su estatus de conservación (May 1994). De acuerdo con Rabinowitz et al. (1986), la escala espacial de trabajo es una más entre las dimensiones o causas que provocan la rareza de una especie. Es decir, la rareza está basada en un espectro multivariante de factores causales.

En el presente trabajo, han sido localizadas poblaciones de *Aphanius iberus* en dos *Unidades geográficas* o *paisajísticas*: (1) Mar Menor y su entorno y (2) Río Chícamo (Fig. 4.7). Estas unidades, de acuerdo con la definición de paisaje descrita por Burel & Baudry (2002), pueden ser entendidas como unidades operacionales territoriales de carácter extenso ambientalmente homogéneas.

Excluidos los embalses, el Mar Menor y su entorno representan más del 80% de la superficie de humedales existentes en la Región de Murcia (Ballester 2003). El Mar Menor es, a su vez, una de las lagunas costeras de mayor extensión e importancia de la cuenca mediterránea, con una superficie aproximada de 135 km² (Mas 1994, Pérez-Ruzafa et al. 2005a). Presenta un rango de salinidad que oscila entre los 39 y 45 ‰, aunque en su entorno podemos encontrar diversos cuerpos acuáticos con salinidades superiores a los 100 ‰ (descripción detallada en Pérez-Ruzafa et al. 2005b). Tanto por su componente ornitológico, como por los hábitats que alberga, esta unidad satisface diversos criterios establecidos por normativas de protección de la biodiversidad (Baraza 1999). Si bien, a pesar de los valores ecológicos de la zona (Pérez-Ruzafa & Marcos 2003), durante las últimas décadas está sufriendo un aumento de las actividades turísticas



impactantes y un aumento en la contaminación orgánica e inorgánica (Mas 1994, Pérez-Ruzafa et al. 2000, 2002 y 2005a, Martínez & Esteve 2000, Martínez et al 2005, Oliva-Paterna et al. 2005).

El Río Chícamo, en su cabecera, es un tramo fluvial de caudal permanente (< 2 Km de longitud) con sistemas de ramblas típicas de cuencas margosas. Su nacimiento corresponde con la salida natural del Sistema Quíbas, acuífero libre de, aproximadamente, 300 km² de superficie (Vidal-Abarca et al. 2001). La Cuenca Hidrográfica se caracteriza por la presencia de calizas y dolomías en la zona alta, y margas con depósitos del cuaternario en las zonas bajas (Martínez-Mena et al. 1998 y 2001). La precipitación media anual no supera los 250 mm (Vidal-Abarca et al. 2004).



Figura 4.7. Unidades paisajísticas con presencia de *Aphanius iberus* en la Región de Murcia. Detalle cartográfico en ortofotos (Año 1999) e imágenes mostrando algunos aspectos de la diversidad de hábitats que albergan.
(Fotografías: F.J. Oliva; Fotografía aérea Laguna: Depósito Legal B. 27675-2000)

3.1.3. Conclusiones.

Las conclusiones que pueden ser extraídas de esta primera aproximación a la localización de la especie en la Región de Murcia son las siguientes:

- (1) La detección de *Aphanius iberus* en la Región de Murcia ha resultado muy baja, estando presente en el 15,0 % de localidades muestreadas (4,5 % de cuadrículas 5 x 5 Km prospectadas).
- (2) Destaca el descubrimiento de una nueva población de *Aphanius iberus* localizada en el nacimiento y cabecera del Río Chícamo. Se trata de una población poco abundante ubicada en un tramo con menos de 2 Km de longitud de la cabecera de este pequeño arroyo.
- (3) Se establecen un total de 9 nuevas citas de la presencia de la especie en la ribera del Mar Menor y su entorno: Punta Lengua de Vaca, Camping Cartagonovo, Playa de Palo, Playa Casablanca, Club Náutico Mar Menor, Los Alcázares, Rambla del Albuñón (desembocadura), Rambla de Ponce (desembocadura) y Canal de Miranda.
- (4) Se constata la extinción de la especie en varias zonas con presencia histórica de la misma: Huerta de Murcia, Salinas abandonadas de Punta Galera, Salinas abandonadas de Lo Poyo y Salinas del Rasall.
- (5) Se corrobora la presencia de la especie en el resto de zonas con citas históricas: Mar Menor, Salinas de San Pedro del Pinatar, Salinas de Marchamalo, Playa de la Hita y Marina del Carmolí.
- (6) El rango de distribución actual de *Aphanius iberus* en la Región de Murcia queda restringido a dos áreas geográficas diferentes y aisladas, *Unidades paisajísticas o geográficas*: (1) Mar Menor y su entorno y (2) Río Chícamo.
- (7) Las localidades con presencia de individuos establecidas en humedales con salinas en explotación se constituyen como las de mayor calidad en el entorno del Mar Menor. La localidad del río Chícamo muestra valores bajos de calidad.
- (8) Aunque la especie se encuentra únicamente en dos unidades geográficas, destacan las notables diferencias ecológicas existentes entre ellas. A su vez, la especie ha sido detectada en una alta variedad de hábitats que muestran la alta plasticidad ecológica de la misma.



3.2. Determinación de Localidades con la especie en la Unidad paisajística del Mar Menor y su entorno (Periodo 2002-2004).

El término localidad puede ser definido como el área geográfica o ecológica distintiva en la que un único acontecimiento amenazante puede afectar rápidamente a la totalidad de individuos del taxón presente (Gaston 2003). En relación a su riesgo de extinción o desaparición local, el tamaño de una localidad depende del área cubierta por la amenaza y, por tanto, puede incluir parte de una o muchas subpoblaciones del taxón (UICN 2001).

El número de localidades con presencia de una especie amenazada en un área geográfica concreta, así como la dinámica temporal de sus presencias, son componentes necesarios para caracterizar su distribución espacial (Fagan et al. 2005) y, consecuentemente, imprescindibles para valorar su riesgo de extinción en dicha área.

En función de los resultados obtenidos en la primera fase de estudios para determinar la distribución actual de *Aphanius iberus* en Murcia (Búsqueda sistemática de la especie en la Región, Epígrafe 3.1), el Mar Menor y su entorno se ha mostrado como la *Unidad paisajística* de mayor importancia en términos de presencia de la especie.

De este modo, en el ámbito de estudio del Mar Menor y su entorno, los subobjetivos planteados para la segunda fase de búsqueda de la especie fueron: (1) El establecimiento detallado de las localidades que albergan a la especie en esta unidad, así como realizar una aproximación descriptiva a la dinámica temporal de su *Presencia – Ausencia* en dichas localidades; y (2) La caracterización descriptiva de las tipologías de sistemas acuáticos que ocupa la especie en el Mar Menor y su entorno.

3.2.1. Diseño de Muestreo, Material y Metodología de Campo.

Los muestreos de campo fueron diseñados de forma sectorizada (Bain & Stevenson 1999), realizando una subdivisión de los principales ambientes en la propia laguna y su perímetro: (A) Áreas someras de la propia laguna, (B) Humedales adyacentes, (C) Áreas someras de Islas interiores a la laguna.

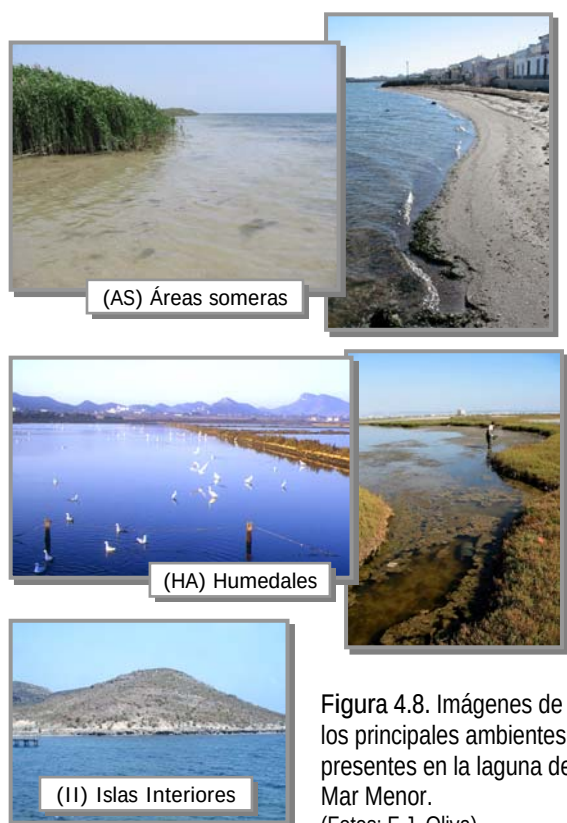


Figura 4.8. Imágenes de los principales ambientes presentes en la laguna del Mar Menor.
(Fotos: F.J. Oliva)

(A) Áreas someras: AS00-AS17

Áreas someras de la propia laguna (Figs. 4.8 y 4.9). Se trabajó en 18 sectores (Tabla 4.5) establecidos en función de la estructura de la orilla y los grados de influencia antrópica (Gergel et al. 2002, Pérez-Ruzafa et al. 2005c).

(B) Humedales: HA00-HA07

Humedales adyacentes a la laguna del Mar Menor (tipologías modificadas de Esteve et al. 1995) (Figs. 4.8 y 4.9): Marismas pseudomareales (La Encañizada), Criptohumedales (Saladar de Lo Poyo, Marina del Carmolí), Salinas Costeras (Salinas de San Pedro del Pinatar, Salinas de Marchamalo) y Desembocaduras de Ramblas (Punta Lengua de Vaca, Carrizal de los Alcázares, Carrizal de la Playa de la Hita) (Tabla 4.5).

(C) Islas Interiores: II00-II02

Islas Interiores de la laguna del Mar Menor (Figs. 4.8 y 4.9): Isla Mayor o del Barón, Isla Perdiguera e Isla Redonda (Tabla 4.5).

Tabla 4.5. Relación y denominación de los Puntos de muestreo en el área del Mar Menor.

Áreas someras de la Laguna	Denominación y Localización
Encañizada (AS00)	Encañizada (Orilla Mar Menor)
La Manga (AS01)	La Chanta - Pº Tomás Maestre (Exterior Norte Mar Menor)
La Manga (AS02)	Pº Tomás Maestre (Exterior Sur Mar Menor) - El Pedrucho
La Manga (AS03)	El Casino - Los Alíseos
La Manga (AS04)	Isla del Ciervo (Orilla exterior Pº) - El Vivero (Exterior Mar Menor)
Playas Sur (AS05)	Playa Paraíso - Playa del Arsenal
Mar de Cristal (AS06)	Punta de la Lomas / Punta del Plome - Islas Menores
Los Nietos (AS07)	Los Nietos Sur - Los Nietos Norte
Lo Poyo (AS08)	Lo Poyo Sur - Lo Poyo Norte
Los Urrutias (AS09)	Estrella del Mar - Punta Brava
El Carmolí (AS10)	Carmolí Sur - Carmolí Norte
Albujón-Carrizal Alcázares (AS11)	Cartagonovo - Los Alcázares Militar
Los Alcázares (AS12)	Los Palmeras - Punta Galera
Carrizal de la Hita (AS13)	Playa de la Hita
A.G.A. (AS14)	Playa las Tres Marías - A.G.A. El Puerto
Santiago de la Ribera-Lo Pagán (AS15)	Santiago de la Ribera - Villa Nanitos
Salinas San Pedro Exterior (AS16)	Salinas S. Pedro Norte (Mar Menor) - Molino La Calcetera (Mar Menor)
Punta Lengua de Vaca (AS17)	Punta Lengua de Vaca (Orilla Mar Menor)
Humedales adyacentes	Denominación y Localización
Encañizada (HA00)	Encañizada (Zona Sur Interior / Exterior) - (Zona Norte Interior-Exterior)
Salinas de San Pedro del Pinatar (HA01)	Complejo salinero (Balsones, Charcas naturalizadas y Canales)
Salinas de Marchamalo (HA02)	Complejo salinero (Balsones, Charcas naturalizadas y Canales)
Lengua de Vaca (HA03)	Lengua de Vaca (Zona somera desembocadura rambla)
Lo Poyo (HA04)	Canales y Marina del Humedal de Lo Poyo
Marinas del Carmolí (HA05)	Canal de Miranda (Interior) y Charcas Carmolí (Playa)
Los Alcázares (HA06)	Área de Carrizal aneja a la Laguna
La Hita (HA07)	Charcas y Área de Carrizal anejas a la Laguna
Salinas del Rasall (HA08)	Complejo salinero (Balsones, Charcas naturalizadas y Canales)
Islas interiores	Denominación y Localización
Isla Mayor o del Barón (II00)	Barón-1 y Barón-2 (Embarcadero) + Barón-3 (Perímetro)
Isla Perdiguera (II01)	Perdiguera-1 y Perdiguera-2 (Perímetro)
Isla Redonda (II02)	Redonda (Perímetro)



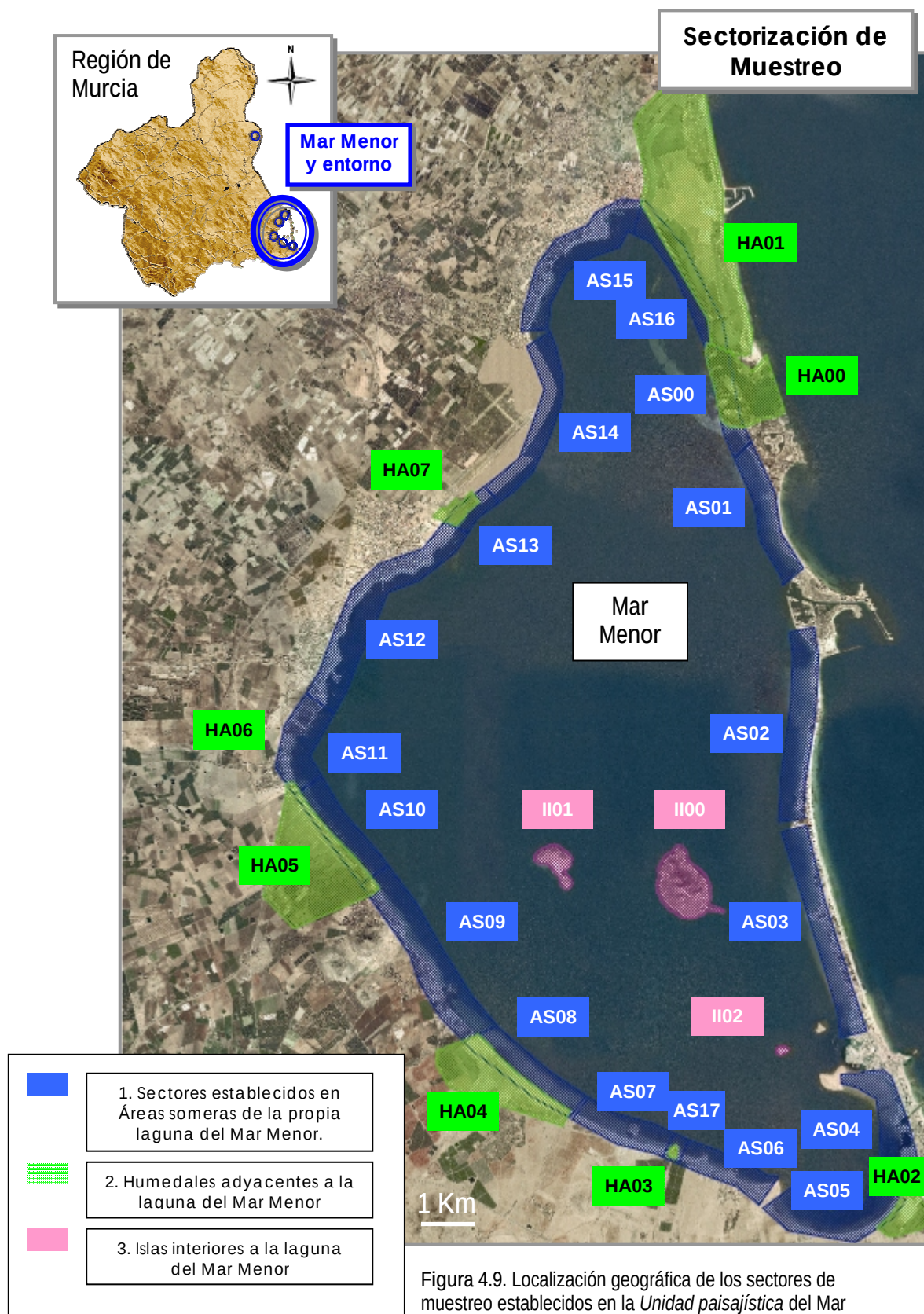


Figura 4.9. Localización geográfica de los sectores de muestreo establecidos en la *Unidad paisajística* del Mar Menor y su entorno.



Figura 4.10. Las diferencias en las tipologías de las playas, como el número de pequeñas escolleras, ha sido uno de los criterios para establecer la sectorización de los muestreos.

(Fotografía: F.J. Oliva)

Sectorización y localización de Puntos de muestreo:

Áreas Someras (AS)

Para el establecimiento de los sectores de muestreo se realizó un análisis integral del perímetro completo de la laguna (Sutherland 2000). Cuatro han sido los criterios principales para la selección de los sectores de muestreo, todos ellos directamente relacionados con el grado de influencia antrópica (Gergel et al. 2002, Pérez-Ruzafa et al. 2005c):

- Localización geográfica en el contexto integral de la laguna.
- Áreas puntuales de diferenciación y/o desconexión entre playas (ejemplos: Puerto deportivo de Tomás Maestre, Isla del Ciervo, Gola de Marchamalo, etc.).
- Variaciones genéricas en la tipología de playa (ejemplos: número de escolleras presentes, número de embarcaderos, etc...) (Fig.4.10).
- Variación en la presión urbanística (cercanía de edificaciones, presión por tareas de limpieza de playas, presión de baño, presión náutica, etc.).



En cada sector de muestreo fueron establecidos 3 puntos de muestreo (Fig. 4.11). Para ello aplicamos el *Criterio de representatividad* (Kingsford & Battershill 1998, Bain & Stevenson 1999) o de área (= Punto de muestreo) representativa de las características genéricas del sector en el que quedan ubicados.

Figura 4.11. Ejemplo de localización de puntos de muestreo en Áreas someras (AH) (P08-P10: Áreas rectangulares en rojo) en un sector (AS03 La Manga: Área rectangular en azul) establecido en áreas del perímetro lagunar. (Ortofotografías vuelo 1999; Fte: CARM)

Humedales Adyacentes (HA)

La totalidad de humedales adyacentes a la laguna del Mar Menor han sido incluidos en el estudio (Figs. 4.9 y 4.12). Dentro de cada humedal, el criterio principal para el establecimiento de puntos fue muestrear la totalidad de los ambientes presentes (Fig. 4.12).



Figura 4.12. (Continúa en la siguiente página) Localización de los puntos de muestreo en la totalidad de Humedales adyacentes (HA) (PH01-PH19: Áreas rectangulares en rojo). Se presenta sobre Ortofotografías aéreas de los humedales. (Ortofotografías vuelo 1999; Fte: CARM)

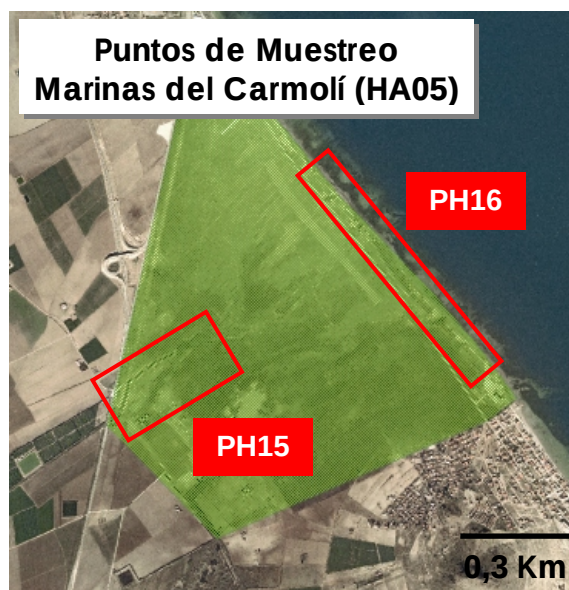
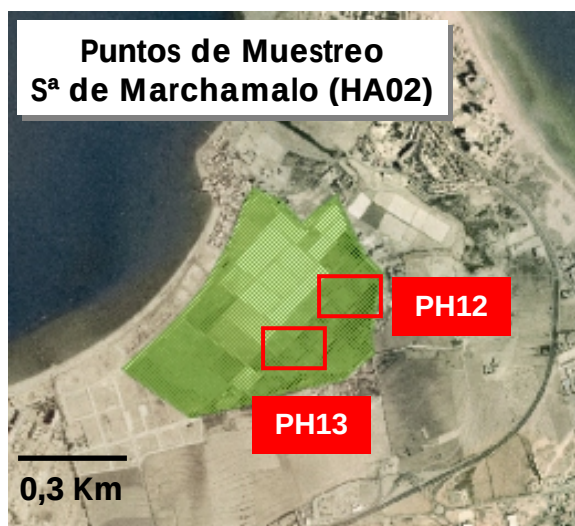


Figura 4.12. (Continuación). Localización de los puntos de muestreo en la totalidad de Humedales adyacentes (HA) (PH01-PH17: Áreas rectangulares en rojo). Se presenta sobre Ortofotografías aéreas de los humedales. (Ortofotografías vuelo 1999; Fte: CARM)

Islas Interiores (II)

Las Islas Interiores principales de la laguna fueron incluidas en el estudio, Isla Mayor o del Barón e Isla Perdiguera (Figs. 4.9 y 4.13). También se ha trabajado en uno de los pequeños islotes presentes, Isla Redonda. En cada isla, el criterio principal para el establecimiento de puntos fue muestrear la totalidad de los ambientes presentes (Fig. 4.13).

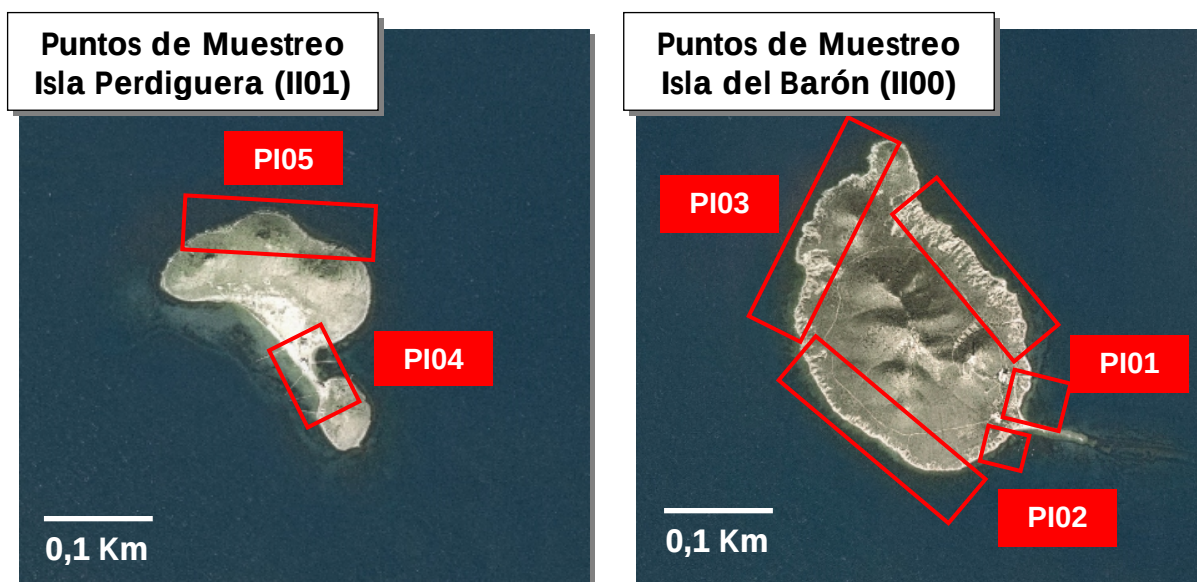


Figura 4.13. Localización de los puntos de muestreo en las Islas Interiores (II) (PI01-PI05: Áreas rectangulares en rojo). Se presenta sobre Ortofotografías aéreas de las islas. (Ortofotografías vuelo 1999; Fte: CARM)

Esfuerzo y Periodo de Muestreo

Dada la finalidad y optimización del esfuerzo, se optó por realizar muestreos con periodos amplios entre los mismos con un alto esfuerzo espacial en cada Campaña (= elevado número de puntos de muestreo por periodo).

El periodo de muestreo objeto de este estudio abarcó desde julio de 2002 hasta abril de 2004. Los muestreos se realizaron en 6 Campañas:

VERANO 2002 (Julio-Agosto)	INVIERNO 2003 (Enero-Febrero)
VERANO 2003 (Junio-Agosto)	OTOÑO 2003 (Noviembre)
INVIERNO 2004 (Febrero)	PRIMAVERA 2004 (Abril)

Durante las primeras campañas, en las Áreas Someras (AS) se trabajó en un mínimo de 2 localidades (=Puntos de muestreo) por sector establecido, conformando un mínimo de 36 puntos por campaña. En los Humedales adyacentes (HA) e Islas Interiores (II) el número de localidades establecido ha estado condicionado por la tipología de cada uno de los sectores de trabajo. En la Tabla 4.6 se presenta el esfuerzo total en función del número de puntos muestreados en cada campaña y de las metodologías de captura utilizadas.

Tabla 4.6. Esfuerzo de muestreo realizado en función del número de puntos y de las metodologías utilizadas en el Mar Menor y su entorno.

Verano 2002	Invierno 2003	Verano 2003
Puntos de Muestreo Áreas someras = 35 Humedales Adyacentes = 7	Puntos de Muestreo Áreas someras = 37 Humedales Adyacentes = 19	Puntos de Muestreo Áreas someras = 38 Humedales Adyacentes = 17 Islas Interiores = 10
Muestreos cualitativos <u>Áreas someras</u> nº de arrastres = 134 nº de Minnow-traps = 22 <u>Humedales Adyacentes</u> nº de arrastres = 9 nº de Minnow-traps = 52	Muestreos cualitativos <u>Áreas someras</u> nº de arrastres = 142 nº de Minnow-traps = 35 <u>Humedales Adyacentes</u> nº de arrastres = 23 nº de Minnow-traps = 182	Muestreos cualitativos <u>Áreas someras</u> nº de arrastres = 140 nº de Minnow-traps = 33 <u>Humedales Adyacentes</u> nº de arrastres = 20 nº de Minnow-traps = 180 <u>Islas Interiores</u> nº de arrastres = 10 nº de Minnow-traps = 94
Otoño 2003	Invierno 2004	Primavera 2004
Puntos de Muestreo Áreas someras = 28 Humedales Adyacentes = 17	Puntos de Muestreo Áreas someras = 29 Humedales Adyacentes = 17 Islas Interiores = 4	Puntos de Muestreo Áreas someras = 28 Humedales Adyacentes = 17
Muestreos semicuantitativos <u>Áreas someras</u> nº de arrastres = 94 nº de Minnow-traps = 15 <u>Humedales Adyacentes</u> nº de arrastres = 15 nº de Minnow-traps = 76	Muestreos semicuantitativos <u>Áreas someras</u> nº de arrastres = 96 nº de Minnow-traps = 20 <u>Humedales Adyacentes</u> nº de arrastres = 28 nº de Minnow-traps = 74 <u>Islas Interiores</u> nº de arrastres = 4 nº de Minnow-traps = 52	Muestreos semicuantitativos <u>Áreas someras</u> nº de arrastres = 105 nº de Minnow-traps = 20 <u>Humedales Adyacentes</u> nº de arrastres = 31 nº de Minnow-traps = 122

Metodología de Muestreo

La Metodología de Muestreo desarrollada estuvo condicionada por las sectorizaciones ambientales expuestas en los epígrafes anteriores. La estructura espacial de los puntos de muestreo (= superficie de muestreo), fue la siguiente:

- **Punto Muestreo** ÁREAS SOMERAS (Fig. 4.11):

Franja de orilla = 200-300 m de longitud de orilla x 20-25 m de anchura

- **Punto Muestreo** HUMEDALES ADYACENTES (Fig. 4.12):

Áreas representativas (Superficie mínima = 50 x 20 m)

- **Localidad Muestreo** ISLAS INTERIORES (Fig. 4.13):

Franja de orilla = 100-200 m de longitud de orilla x 20-25 m de anchura

Áreas Perimetrales de 300-400 m de longitud de orilla x 5-10 m de franja de orilla

En el contexto exclusivo del presente estudio, las tareas de campo realizadas en cada una de las localidades de muestreo consistieron en la determinación de la presencia de *Aphanius iberus* en la comunidad ictiológica existente (=Muestreos cualitativos).



Muestreo cualitativo

Metodología: Red de arrastre manual, Salabres o Cedazos y *Minnow-Traps* (Trampas tipo nasa, Harrison et al. 1986).

Esfuerzo de Muestreo: Variable según metodología, pero estandarizado para cada localidad en función del ambiente de muestreo [Red: mínimo 3 arrastres por localidad, 80 m² de superficie mínima de arrastre (Fig. 4.14); Salabres: Esfuerzo de 10-15 min. por localidad en AS; Esfuerzo de 15-20 min. por localidad en II; *Minnow-traps*: 18 h tiempo mínimo de captura por trampa y localidad].

Parámetro de medida: *Presencia-Ausencia* de *Aphanius iberus*.



Figura 4.14. Unidad de esfuerzo de muestreo mínima con red de arrastre (80 m²) en las localidades de Áreas someras perimetrales (AS) de la laguna del Mar Menor.

La descripción de los métodos de captura utilizados se presenta en el Epígrafe 3.1.1 del presente Capítulo (Cuadros 4.1 – 4.6).

3.2.2. Resultados y Discusión.

Inventario de Sectores y Localidades con presencia de la especie.

En la Tabla 4.7 se presenta el listado de los sectores con presencia de la especie en la totalidad de campañas desarrolladas agrupados en función de los principales ambientes de trabajo: Áreas someras (AS), Humedales adyacentes (HA) e Islas interiores (II). En el conjunto de ambientes, la especie ha sido detectada en un total de 56 localidades diferentes a lo largo de las 6 campañas de muestreo (Tabla 4.7):

- 36 localidades de Áreas someras propias de la Laguna (AS) (72 % de puntos de muestreo establecidos en AS).
- 19 localidades de Humedales Adyacentes (HA) (100 % de puntos de muestreo establecidos en HA).
- 1 localidad en las Islas Interiores (II) (16,7 % de puntos de muestreo establecidos en II).

En comparación con los resultados obtenidos en la primera fase de búsqueda de la especie (Epígrafe 3.1), esta determinación exhaustiva de localidades nos ha permitido establecer con exactitud la distribución de la especie en la unidad del Mar Menor. Se confirma la presencia de la especie en 36 localidades de la propia marina de la Laguna, el 55,5 % (20 localidades) pueden considerarse como nuevas citas de la presencia de la especie (Tabla 4.7).

Tabla 4.7. Relación de localidades con presencia constatada de *Aphanius iberus* en alguna de las campañas de búsqueda sistemática de la especie en la *Unidad paisajística* del Mar Menor y humedales de su entorno.

Sector de Muestreo	Puntos de Muestreo	Tipología
Áreas someras de la Laguna		
Encañizada (AS00)	Encañizada orilla (P01) 30SXG977839	I
La Manga (AS01)	*La Chanta (P02) 30SXG984826	I
	*Tomás Maestre orilla (P03) 30SXG990812	I
La Manga (AS02)	*Punta Seca (P05) 30SXG993784	I
La Manga (AS04)	*Isla del Ciervo puerto (P11) 30SYG008706	I
	*Playa Gola de Marchamalo (P12) 30SYG009698	I
	El Vivero (P13) 30SYG011687	I
Playas Sur (AS05)	*Playa Paraíso (P14) 30SYG004677	I
	*Playa del Arsenal (P16) 30SXG986680	I
Mar de Cristal (AS06)	*Punta de Las Lomas (P17) 30SXG980686	I
	*Islas Menores (P19) 30SXG968692	I
Los Nietos (AS07)	*Los Nietos Sur (P20) 30SXG960694	I
	*Los Nietos Centro (P21) 30SXG953696	I
	Los Nietos Norte (P22) 30SXG944701	I
Lo Poyo (AS08)	*Lo Poyo Sur (P23) 30SXG940703	I
	*Playa El Arenal (P24) 30SXG931710	I
	Lo Poyo Norte (P25) 30SXG925716	I
Los Urrutias (AS09)	Estrella del Mar (P26) 30SXG920720	I
	Los Urrutias (P27) 30SXG919723	I
	*Punta Brava (P28) 30SXG899740	I
El Carmolí (AS10)	Carmolí norte (P30) 30SXG890763	I
Albujón-Carrizal Alcázares (AS11)	Cartagonovo (P31) 30SXG887772	I
	*Los Alcázares militar (P32) 30SXG890777	I
Los Alcázares (AS12)	Punta de las Olas (P34) 30SXG910810	I
	Punta Galera (P35) 30SXG916815	I
Carrizal de La hita (AS13)	Hita Sur (P51) 30SXG922820	I
	Hita Norte (P52) 30SXG926825	I
A.G.A. (AS14)	Playa de Palo (P36) 30SXG933833	I
	*Playa de las Tres Marías (P37) 30SXG935834	I
	Playa de Casablanca (P38) 30SXG938841	I
Santiago de la Ribera (AS-15)	*Santiago de la Ribera (P39) 30SXG936860	I
	*La Puntica (P40) 30SXG948877	I
	*Villa Nanitos (P41) 30SXG955883	I
S ^a de San Pedro exterior (AS16)	Zona Norte (P42) 30SXG919723	I
	Molino La Calcetera (P44) 30SXG972860	I
Punta Lengua de Vaca (AS17)	Playa exterior (P53) 30SXG965694	I
Humedales Adyacentes		
Encañizada (HA00)	Zona Sur Interior (PH01) 30SXG980842	II
	Zona Sur Exterior (PH02) 30SXG986843	II
	Zona Norte Interior (PH03) 30SXG974853	II
	Zona Norte Exterior (PH04) 30SXG983852	II
S ^a de San Pedro del Pinatar (HA01)	Charca del Coterillo (PH05) 30SXG973888	IV
	Charcas naturalizadas (PH06) 30SXG976871	IV
	Canal Molino Calcetera (PH07) 30SXG974861	IV
	Balzones La Llana (PH08) 30SXG980855	IV
	Balzones Sur (PH09) 30SXG980855	IV
	Canal Molino Quintín (PH10) 30SXG961884	IV
	Balzones y Canales Norte (PH11) 30SXG965905	IV
	Balzones externos (PH12) 30SYG015679	IV
S ^a de Marchamalo (HA02)	Balzones internos (PH13) 30SYG009677	IV
	Desembocadura Rambla (PH14) 30SXG965694	V
Lengua de Vaca (HA03)	Canales y Charcas (PH18) 30SXG923717	IV
Marinas del Carmolí (HA05)	Canal de Miranda (PH15) 30SXG884748	IV
	Charcas de la Marina (PH16) 30SXG896755	IV
Los Alcázares (HA06)	Carrizal Los Alcázares (PH19) 30SXG888777	VI
La Hita (HA07)	Charcas (PH17) 30SXG922823	IV
Islas Interiores		
Isla Perdiguera (II01)	*Zona Sur (PI04) 30SXH942748	VI

(*) Nuevas citas (a nivel de localidad) de *Aphanius iberus* en la Región de Murcia. Tipología de Hábitats (modificado de Esteve et al. 1995): (I) Playas y zonas someras propias de la Laguna; (II) Marismas pseudomareales; (III) Criptohumedales con lámina de agua superficial; (IV) Salinas costeras; (V) Humedales en desembocaduras de Ramblas; (VI) Islas interiores a la Laguna.



En la Tabla 4.8 y Figura 4.15 se presenta de forma descriptiva la dinámica temporal de *Presencia - Ausencia* de la especie en la totalidad de sectores de muestreo en función de la campaña.

En comparación con la distribución expuesta por Mas (1981) para el Mar Menor, el inventario de sectores y localidades con presencia de la especie realizado en nuestro trabajo, muestra una presencia importante de la especie en las áreas someras de la periferia de la laguna (AS).

No obstante, la presencia de la especie en AS ha resultado irregular en el tiempo (Tabla 4.8). Únicamente los sectores establecidos en el margen occidental han mostrado una presencia regular (Fig. 4.15), tres de estos corresponden con las playas o marinas de humedales adyacentes a la laguna [AS08: Playa de Lo Poyo (HA04); AS11: Playa del Carrizal de Los Alcázares (HA06); AS13: Playa de la Hita (HA07)]; por tanto, muestran un grado de naturalidad superior al de otras áreas de la laguna (Pérez-Ruzafa et al. 2005b y 2005c). A su vez, la presencia de desembocaduras de ramblas y otros pequeños cursos de agua dulce es exclusiva de este margen de la laguna, aspecto que se correlaciona con un mayor aporte de nutrientes (Mas 1994, Martínez & Esteve 2000, Pérez-Ruzafa et al. 2005a).

Desde 1986, la creación de playas artificiales ha conllevado modificaciones drásticas en zonas someras del perímetro lagunar, provocando cambios sobre el hábitat y las comunidades de peces (Barcala 1999, Pérez-Ruzafa et al. 2005c). Estas actuaciones han resultado mayoritarias en el margen oriental de la laguna, por tanto, es probable que la menor presencia de *Aphanius iberus* detectada en los sectores perimetrales de esta zona (Tabla 4.8 y Fig. 4.15), este correlacionada con éstas. Otro factor que puede haber provocado la diferencia espacial en la presencia de la especie es la mayor influencia mediterránea que, en términos por ejemplo de inclusión de fauna, sufre el margen oriental de la laguna (Mas 1994).

La presencia de *Aphanius iberus* en los HA es permanente a lo largo del periodo de estudio, en el 100% de los muestreos realizados en HA se ha detectado la especie (Tabla 4.8 y Fig. 4.15). Este aspecto refleja la importancia de los humedales adyacentes a la laguna en la dinámica de la especie y, consecuentemente, la importancia de estos sistemas acuáticos en relación a la gestión y conservación de la especie en el área de estudio (Ramírez et al. 1989, Robledano et al. 1993, Mas et al. 1994, Torralva et al. 1999a).

Finalmente, la presencia de la especie en las II constituye una nueva cita y, si bien ha sido confirmada únicamente en una única localidad (PI04 = Isla Perdiguera, II01), es un dato a resaltar pues arroja información destacable sobre la capacidad de desplazamiento que puede estar presentando. Los hábitats predominantes en las zonas someras de la periferia de las islas no son, *a priori*, los

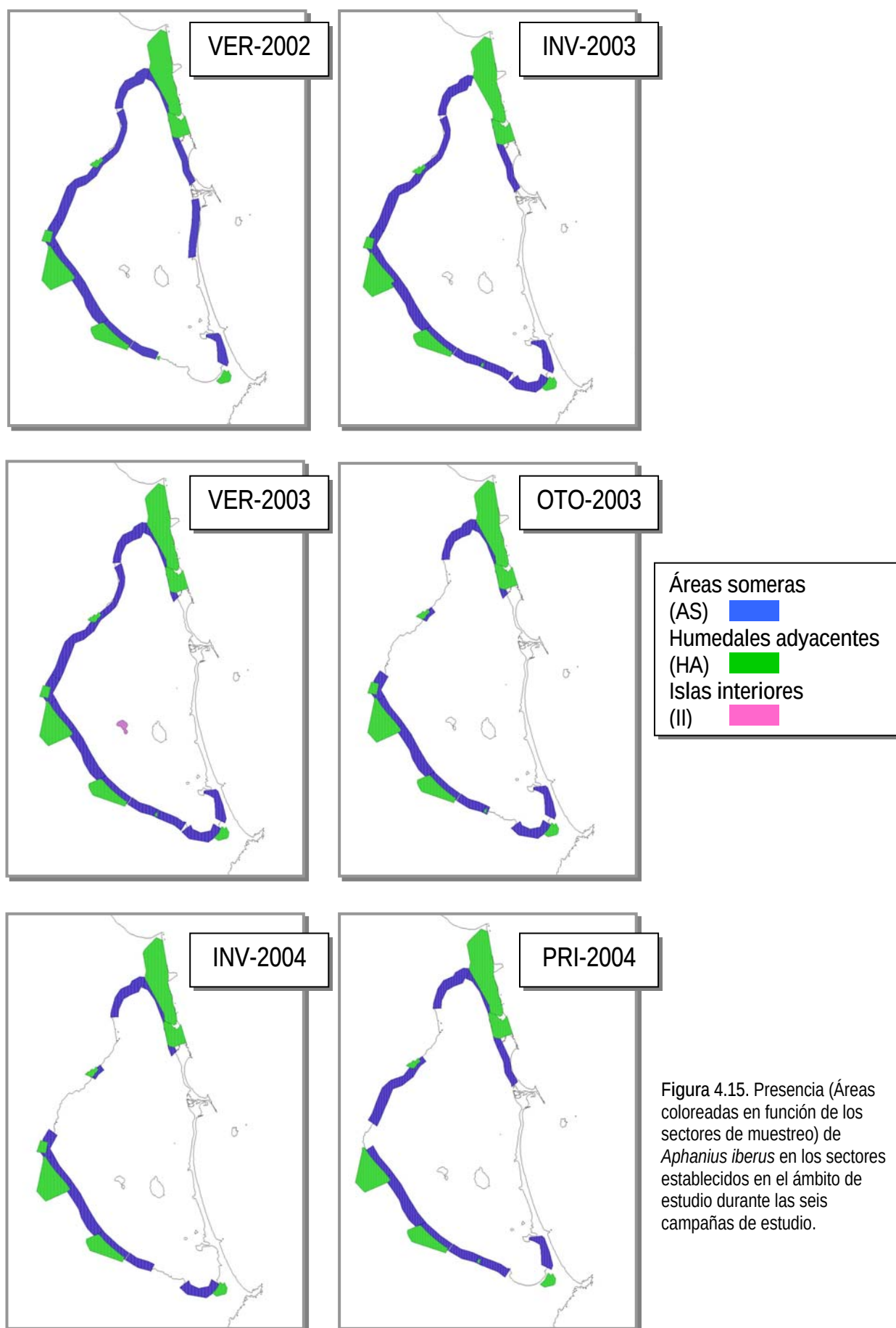
que la especie puede estar seleccionando, aspecto que puede ser causa de la escasa presencia de la misma.

Tabla 4.8. Presencia-Ausencia (++) de *Aphanius iberus* en cada una de las campañas y sectores establecidos en las Áreas someras de la laguna (AS), Humedales adyacentes (HA) e Islas interiores (II) del Mar Menor.

Áreas someras			Campañas			
Sector	Ver-2002	Inv-2002/03	Ver-2003	Oto-2003	Inv-2003/04	Prim-2004
AS00	++	++	++	++	++	++
AS01	++	++	--	--	--	++
AS02	++	--	--	--	--	--
AS03	--	--	--	--	--	--
AS04	++	++	++	++	--	++
AS05	--	++	++	++	++	--
AS06	--	++	++	--	--	++
AS07	++	++	++	++	++	++
AS08	++	++	++	++	++	++
AS09	++	++	++	++	++	++
AS10	++	++	++	++	--	++
AS11	++	++	++	++	++	--
AS12	++	++	++	--	--	++
AS13	++	++	++	++	++	++
AS14	++	++	++	*	*	*
AS15	++	++	++	++	++	++
AS16	++	--	++	++	++	++
AS17	*	++	--	*	*	*
Humedales adyacentes			Campañas			
Sector	Ver-2002	Inv-2002/03	Ver-2003	Oto-2003	Inv-2003/04	Prim-2004
HA00	++	++	++	++	++	++
HA01	++	++	++	++	++	++
HA02	++	++	++	++	++	++
HA03	*	*	++	++	*	++
HA04	++	++	++	++	++	++
HA05	++	++	++	++	++	++
HA06	++	++	++	++	++	*
HA07	++	++	++	++	++	++
Islas interiores			Campañas			
Sector	Ver-2002	Inv-2002/03	Ver-2003	Oto-2003	Inv-2003/04	Prim-2004
II00	*	*	--	*	--	*
II01	*	*	++	*	--	*
II02	*	*	--	*	*	*

(*) Ausencia de muestreo.





Tipología de Sistemas Acuáticos con presencia de la especie en el Mar Menor y su entorno

El Mar Menor y su entorno albergan una amplia variedad de sistemas acuáticos naturales, seminaturales e incluso artificiales (Mas 1994). La totalidad de los

mismos pueden perfectamente ajustarse a la definición de *Humedal* como cualquier anomalía hídrica positiva en el paisaje (González- Bernáldez 1989, Casado & Montes 1995).

El presente estudio ha mostrado la presencia de *Aphanius iberus* en localidades del Mar Menor y su entorno con diferentes tipologías de hábitats acuáticos. En función de la clasificación propuesta por Esteve et al. (1995) y adaptada en el Inventario Regional de Humedales 2000 (Ballester 2003), los tipos de humedales en los que se ha detectado la especie han sido:

Un Humedal es cualquier anomalía hídrica positiva en el paisaje, de origen natural o artificial, que no es ni un río ni un lago, y que se caracteriza por presentar comunidades biológicas o usos característicos que la diferencian del entorno.

González-Bernáldez (1989)

Laguna Costera (Mar Menor)	Humedal costero originado a partir del cierre de una cubeta preexistente por procesos litorales de depósito de arenas sobre casamientos rocosos, conformando una barra arenosa.
Criptohumedales	Humedales en los que la lámina de agua superficial no existe o presenta una extensión muy reducida y/o puede ser temporal. No obstante, el nivel freático siempre está próximo a la superficie permitiendo el desarrollo de comunidades de plantas freatófilas. En el caso de los criptohumedales del entorno del Mar Menor se ha detectado la presencia de áreas con aguas superficiales permanentes.
Marismas Pseudomareales (La Encañizada)	Zona de comunicación natural entre el Mar Menor y el Mediterráneo estabilizada por infraestructuras pesqueras tradicionales (Encañizadas). Presenta un importante dinamismo reflejado en procesos de sedimentación, colonización vegetal y alternancia de inundación – desecación.
Humedales con Salinas Costeras	Explotaciones salineras en funcionamiento, lo que provoca la presencia de un gradiente espacial de salinidad que se traduce en una amplia heterogeneidad espacial.

Laguna Costera (Mar Menor)

La especie ha sido detectada en un elevado número de localidades ubicadas en las propias marinas o playas de la Laguna caracterizadas por presentar escaso hidrodinamismo y abundante vegetación acuática (Fig. 4.16). A su vez, su presencia se ha mostrado continua en la mayoría de sectores localizados en el margen occidental de la Laguna, así como en sectores de orillas o playas pertenecientes a humedales adyacentes al perímetro lagunar. Por el contrario, la menor presencia de la especie se detecta en la zona oriental de la Laguna, coincidente con el área urbana de La Manga.



Figura 4.16. Localidades con presencia de *Aphanius iberus* en la propia laguna del Mar Menor.
(Fotografías F.J. Oliva)

Criptohumedales

Los criptohumedales de estudio, Saladar de Lo Poyo y Saladar del Carmolí, se caracterizan por presentar pequeños ambientes con lámina de agua permanente (Fig. 4.17). En esta tipología de humedal quedan incorporados aquellos ambientes localizados en desembocaduras de ramblas y caracterizados por el desarrollo notable de carrizales y cúmulos importantes de vegetación acuática (Fig. 4.17). La presencia de *Aphanius iberus* es continua en la totalidad de estos humedales, aunque en áreas concretas de los mismos, la presencia no pudo constatare en las campañas invernales.

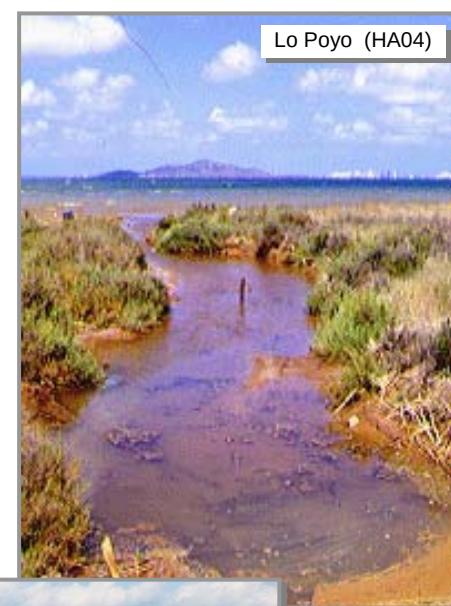
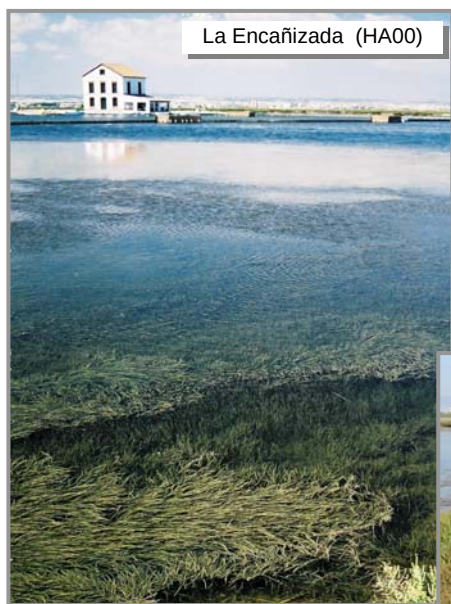


Figura 4.17. Localidades con presencia de *Aphanius iberus* en Criptohumedales y desembocaduras de ramblas en el entorno del Mar Menor.
(Fotografías F.J. Oliva)



Marismas Pseudomareales (La Encañizada)

La especie ha sido detectada, de forma continua en el tiempo, en los cuatro puntos de muestreo ubicados en Las Encañizadas. Esta tipología de humedal es exclusiva en el área de estudio y se caracteriza por la abundante presencia de zonas someras con un recubrimiento denso de vegetación acuática (Fig. 4.18).



Figura 4.18. Localidades con presencia de *Aphanius iberus* en la Marisma pseudomareal de La Encañizada (Mar Menor). (Fotografía superior: A. Perán; Fotografía derecha: F.J. Oliva)



Humedales con Salinas Costeras

Aphanius iberus ha sido detectado en la totalidad de puntos de muestreo y en todas las campañas realizadas en las Salinas de San Pedro del Pinatar y las Salinas de Marchamalo (Fig. 4.19). Gran parte de la heterogeneidad de ambientes característicos de sistemas salineros en explotación quedan conformados básicamente por el gradiente de salinidad existente, la mayoría de estos son óptimos para la presencia de la especie.



Figura 4.19. Localidades con presencia de *Aphanius iberus* en Humedales con salinas en explotación del entorno del Mar Menor. (Fotografías F.J. Oliva)

3.2.3. Conclusiones.

Las conclusiones que pueden ser extraídas de la determinación de localidades con la especie en la *Unidad paisajística* del Mar Menor y su entorno son las siguientes:

(1) La distribución actual de *Aphanius iberus* en la laguna del Mar Menor y su entorno es amplia, la especie puede localizarse en: Zonas someras de la propia laguna, incluidas áreas de sus Islas interiores, y Humedales adyacentes de diferente tipología (Marismas pseudomareales, Criptohumedales, Desembocaduras de ramblas y Salinas en explotación).

(2) Resalta la amplia distribución detectada en las Áreas someras de la propia laguna. A lo largo de las seis campañas de muestreo se ha constatado la presencia de la especie en 36 localidades establecidas en estas marinas o playas de la laguna.

(3) *Aphanius iberus* ha estado presente en la totalidad de localidades establecidas en los Humedales adyacentes, este aspecto denota la importancia o prioridad de estos sistemas acuáticos para la conservación de la especie.

(4) Se ha confirmado la presencia de la especie en zonas someras de las Islas interiores a la laguna. Esta presencia en áreas centrales de la misma, puede resultar de notable interés para valorar el potencial de dispersión de la especie a través de este sistema acuático.

(5) Se establece un total de 20 nuevas citas de la presencia de la especie en la ribera del Mar Menor incluyendo sus Islas interiores: La Chanta, Tomás Maestre (Playas externas), Punta Seca, Isla del Ciervo (Playas anexas), Gola de Marchamalo (Playas anexas), Playa Paraíso, Playa del Arsenal, Punta de las Lomas, Islas Menores, Los Nietos (Playas sur), Los Nietos (Playas centro), Lo Poyo (Playas sur), Playa El Arenal, Punta Brava, Los Alcázares (Playas zona militar), Playa de las Tres Marías, Santiago de la Ribera (Puerto deportivo), La Puntica, Villa Nanitos e Isla Perdiguera.

(6) Se confirma la presencia continua a lo largo del tiempo de *Aphanius iberus* en la totalidad de los Humedales del entorno del Mar Menor. Este aspecto afianza la importancia de estos sistemas en la dinámica de la especie y, consecuentemente, su prioridad para la gestión de la misma.

(7) Temporalmente, las Áreas someras del margen occidental de la laguna muestran una presencia mayor de la especie, en comparación con las Áreas someras del margen oriental. A su vez, las playas y marinas adyacentes a los Humedales han mostrado una presencia de ejemplares continua en el tiempo.

(8) Se constata la presencia continua de la especie en, al menos, 5 tipologías diferentes de humedales: (1) Laguna del Mar Menor; (2) Marismas Pseudomareales (La Encañizada); (3) Criptohumedales con lámina de agua superficial permanente (El Carmolí, Lo Poyo, Carrizal de La Hita); (4) Criptohumedales o pequeños humedales establecidos en desembocaduras de Ramblas (Punta Lengua de Vaca, Carrizal de Los Alcázares); y (5) Humedales con Salinas en explotación (Salinas de San Pedro del Pinatar y Salinas de Marchamalo).

3.3. Determinación de Localidades con la especie en la Unidad paisajística del Río Chícamo y Subcuencas adyacentes (Periodo 2003 - 2004).

En función de los resultados obtenidos en la primera fase de búsqueda sistemática de la especie en la Región (Epígrafe 3.1), el Río Chícamo y las subcuencas contiguas deben conformar una *Unidad paisajística* para la gestión de la especie. En términos de localidades con presencia y abundancia de individuos, esta unidad presenta menor importancia que la unidad del Mar Menor y su entorno. Si bien, su aislamiento geográfico provoca que sea una unidad de gestión independiente (Fagan et al. 2005). Además, la escasa extensión en la que ha sido detectada la especie, *a priori*, podría estar indicando un riesgo de extinción elevado (Gaston 2003).

En este contexto, en el ámbito del río Chícamo y subcuencas del entorno, los subobjetivos planteados para la segunda fase de búsqueda fueron: (1) El establecimiento detallado del rango de presencia en el propio río Chícamo, así como realizar una aproximación descriptiva a la dinámica temporal de su *Presencia – Ausencia*; (2) aumentar el esfuerzo de búsqueda en los sistemas de la red fluvial natural de las subcuencas contiguas y en sistemas artificiales del entorno; y (3) la caracterización descriptiva de las tipologías de sistemas acuáticos que ocupa la especie en esta unidad paisajística.

3.3.1. Diseño de Muestreo, Material y Metodología de Campo.

Los muestreos de campo fueron diseñados de forma sectorizada (Bain & Stevenson 1999). Se realizó una subdivisión de los sistemas acuáticos principales: (A) Red fluvial natural de las subcuencas del Río Chícamo, Ajauque y Rambla



Salada de Fortuna; (B) Balsas de riego del área de influencia de las subcuencas del Río Chícamo, Humedal de Ajauque y Rambla Salada de Fortuna; y (C) Zonas someras de las riberas del Embalse de Santomera.

El objetivo principal en cada uno de los sistemas fue muestrear el mayor número de puntos posibles con la finalidad de prospectar la totalidad de hábitats integrados en cada uno.

(A) Red fluvial natural de las subcuencas del Río Chícamo, Ajauque y Rambla Salada de Fortuna.

(A1) Río Chícamo: (RCh)

Sectores establecidos en la red fluvial del Río Chícamo (subcuenca hidrológica del Río Segura). Se ha trabajado en 3 sectores ambientales establecidos en función de variables de macrohábitat e hidrología (Figs. 4.20 y 4.21): (A11) Aguas permanentes desde el nacimiento del Río Chícamo hasta La Umbría; (A12) Tramo de caudal intermitente desde La Umbría hasta inicio del Canal de Abanilla; (A13) Canal de Abanilla, canalización de sustrato artificial con caudal intermitente.



(A2) Ajauque y Rambla Salada: (RS)

Sectores establecidos en la red fluvial del Humedal de Ajauque y Rambla Salada de Fortuna (subcuenca hidrológica del Río Segura). Se ha trabajado en 3 sectores establecidos en función de variables de macrohábitat e hidrología de la subcuenca (Figs. 4.20 y 4.21): (A21) Sector de aguas permanentes de Rambla Salada de Fortuna; (A22) Sector de caudal intermitente en Ajauque; (A23) Sector desde la confluencia de Rambla Salada y Ajauque hasta el Embalse de Santomera.



(B) Balsas de riego del área de influencia de las subcuencas del Río Chícamo, Humedal de Ajauque y Rambla Salada de Fortuna (Balsas de riego: BR).

Las Balsas de riego establecidas en las subcuencas de estudio se establecieron como sector independiente de muestreo. Dentro de las mismas se ha trabajado en balsas naturalizadas (Figs. 4.20 y 4.21), producto del abandono de las mismas, y balsas artificiales caracterizadas por presentar sustratos de plásticos y menor grado de naturalidad.

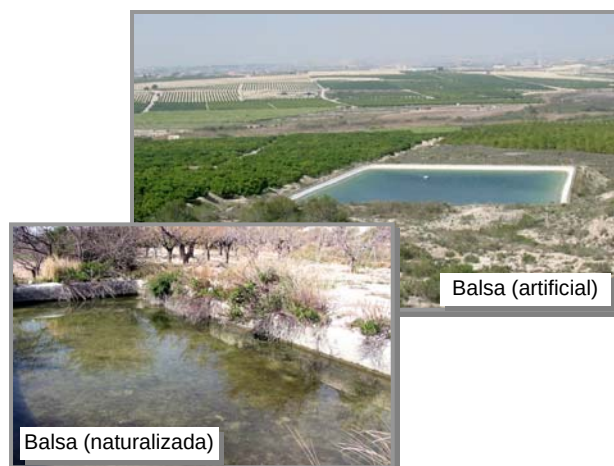


Figura 4.20. Imágenes de los principales ambientes presentes en el Río Chícamo y subcuencas contiguas. (Fotografías: F.J. Oliva)

Figura 4.20.
(Continuación) Imágenes
de los principales
ambientes presentes en el
Río Chícamo y
subcuencas contiguas.
(Foto: F.J. Oliva)



(C) Zonas someras de las riberas del Embalse de Santomera (Embalse de Santomera: ES).

Embalse de antigua construcción (año de finalización 1967). Producto del elevado nivel de colmatación, presenta una lámina amplia de agua muy somera, lo que facilita altas densidades de macrófitos emergentes y sumergidos (Figs. 4.20 y 4.21). En sus riberas se desarrollan importantes biotopos palustres, principalmente carrizales y tarayales.

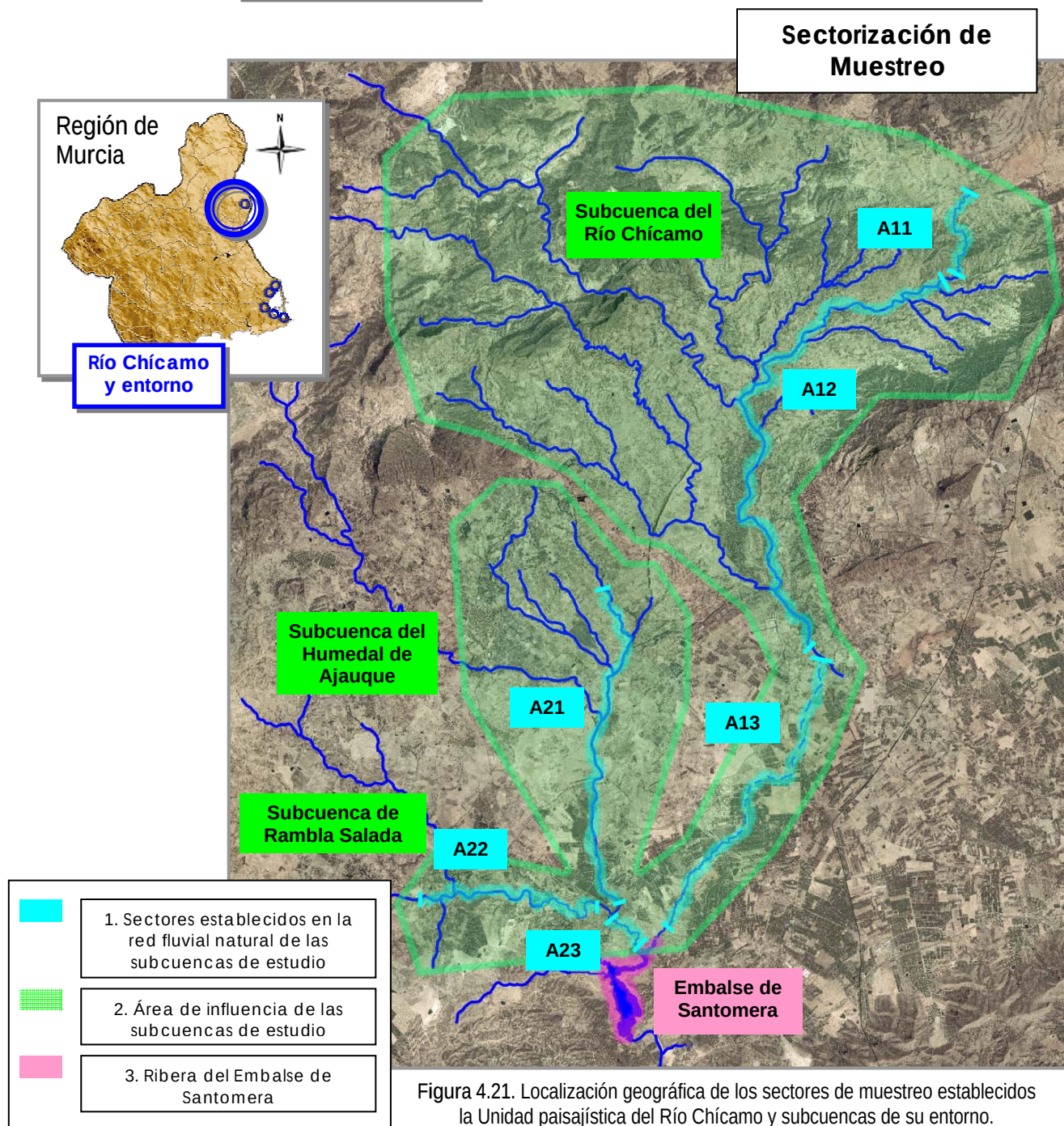


Figura 4.21. Localización geográfica de los sectores de muestreo establecidos la Unidad paisajística del Río Chícamo y subcuencas de su entorno.



Esfuerzo y Periodo muestreo

El criterio principal consistió en prospectar el máximo número de localidades por ambiente y realizar, al menos, 2 muestreos en cada una de las localidades separados por un mínimo de 4 meses. El periodo completo de trabajo abarcó desde enero de 2003 hasta diciembre de 2004.

En este estudio no se ha realizado un seguimiento temporal sistemático, con la excepción de las localidades ubicadas en el sector de aguas permanentes del Río Chícamo (Sector A11), donde se llevó a cabo un seguimiento estacional de la presencia de la especie desde Invierno de 2003 hasta Otoño de 2004.

Metodología de Muestreo

La Metodología de Muestreo desarrollada estuvo condicionada por la sectorización. Los puntos de muestreo (= Localidad de Muestreo) fueron establecidos con el criterio de representatividad como prioritario (Bain & Stevenson 1999). En este sentido, la estructura espacial de los puntos (= superficie de muestreo), fue la siguiente:

- Localidad Muestreo RED FLUVIAL NATURAL

Tramo de 100-150 m de longitud del curso fluvial

- Localidad Muestreo BALSAS DE RIEGO

Totalidad de la balsa o Áreas mínimas de muestreo representativas (Superficie mínima = 50 x 10 m)

- Localidad Muestreo EMBALSE DE SANTOMERA

Franja de orilla 100-150 m de longitud de orilla x 5 m de anchura

Las tareas de campo realizadas en cada una de las localidades de muestreo consistieron en la determinación de la presencia de *Aphanius iberus* en la comunidad ictiológica existente (=Muestreos cualitativos).

Muestreo cualitativo

Metodología: Salabres o Cedazos, *Minnow-Traps* (Trampas tipo nasa, Harrison et al. 1986) y Nasas.

Esfuerzo de Muestreo: Variable según metodología, pero estandarizado para cada localidad en función del ambiente de muestreo (Salabres: Esfuerzo de 10-15 min. por localidad en AS; *Minnow-traps*: 18 h tiempo mínimo de captura por trampa y localidad).

Parámetro de medida: *Presencia-Ausencia* de *Aphanius iberus*.

La descripción de los métodos de captura utilizados se presenta en el Epígrafe 3.1.1 del presente Capítulo (Cuadros 4.1 – 4.6).

3.3.2. Resultados y Discusión.

Inventario de Sectores y Localidades con Presencia de la especie.

En el periodo comprendido entre enero de 2003 y diciembre de 2004 se han estudiado un total de 112 puntos. En la Figura 4.22 se presenta el total de localidades muestreadas. Sobre los sectores ambientales establecidos se presentan tres tipos de puntos: *Puntos Muestreados* (cuerpos de agua en los que se realizaron, al menos, dos muestreos a lo largo del periodo de estudio con uno o varios de los métodos de pesca), *Puntos visitados* (zonas secas, o bien el nivel de agua era muy escaso o de muy baja calidad del agua) y, finalmente, *Puntos con presencia de la especie* (*Puntos muestreados* en los que se ha detectado la presencia de *Aphanius iberus*).

Únicamente se ha constatado la presencia de la especie en 2 puntos de muestreo localizados en el curso fluvial permanente de la cabecera del río Chícamo (Sector A11) (1,75 % de los Puntos estudiados; 2,74 % de los Puntos muestreados; 33,33 % de los Puntos muestreados en el sector A11). A pesar del elevado esfuerzo de muestreo desarrollado en el resto de la red fluvial de las subcuencas de estudio (58,8 % del total de *Puntos Muestreados*), la especie no ha sido detectada en localidades externas al sector A11.

La cabecera del río Chícamo (sector A11) fue prospectada de forma estacional desde Invierno de 2003 hasta Otoño de 2004. En la Tabla 4.9 se presenta la dinámica temporal de *Presencia - Ausencia* detectada para la especie.

Tabla 4.9. Presencia-Ausencia (++)/--) de *Aphanius iberus* detectada en cada una de las campañas y localidades establecidas en el tramo de aguas permanentes del Río Chícamo (Sector A11; Puntos de Muestreo: RCh00 – RCh05).

Punto	Inv-2003	Pri-2003	Ver-2003	Oto-2003	Inv-2004	Pri-2004	Ver-2004	Oto-2004
RCh00	--	--	--	--	--	--	--	--
RCh01	++	++	++	++	++	++	++	++
RCh02	--	--	--	--	--	--	--	--
RCh03	--	--	--	--	--	--	--	--
RCh04	--	--	--	--	--	--	--	--
RCh05	--	--	++	--	--	--	--	--

La presencia continua de la especie únicamente se ha detectado en una de las localidades de muestreo (RCh01) establecidas en el sector (Fig. 4.23). Este tramo del arroyo se caracteriza por la presencia de charcas someras, con abundante vegetación acuática y escasa corriente que, *a priori*, pueden conformar un mesohábitat adecuado para la especie. Este tipo de mesohábitats se ha mostrado como óptimo para poblaciones de *Aphanius baeticus* de pequeños sistemas fluviales (Fernández-Delgado et al. 1999, Clavero et al. 2005). A su vez,



la localidad RCh05 con presencia puntual de la especie (Tabla 4.9; Fig. 4.23), es la única que alberga dichos mesohábitats para la totalidad del sector A11. El resto de localidades de muestreo establecidas del sector A11, están conformadas en su mayoría por tramos de arroyo con escasa profundidad y corriente elevada.

A pesar del esfuerzo de muestreo desarrollado (28,1% de los *Puntos estudiados*), la especie no ha sido detectada en balsas de riego del área de influencia de las subcuencas del Río Chícamo, Humedal de Ajauque y Rambla Salada de Fortuna. No obstante, el alto número de balsas de riego existentes en la zona, junto con el hecho de que varias de las mismas nutren sus niveles de la propia red fluvial (principalmente en la subcuenca del Río Chícamo), nos hace ser cautelosos a la hora de afirmar de forma rotunda la ausencia de la especie.



Figura 4.23. Localidades de muestreo en el Río Chícamo con la presencia de charcas someras con vegetación acuática y escasa corriente.
(Fotografías: F.J. Oliva)

La especie tampoco ha sido localizada en las zonas someras de la ribera del Embalse de Santomera (12,3% de los *Puntos muestreados*). Si bien, se detectó de forma constante la presencia (con altas densidades) de *Gambusia holbrooki*, especie exótica que compite con la especie objeto del estudio (Rincón et al. 2002, Caiola & De Sostoa 2005). Este aspecto podría explicar la ausencia de *Aphanius iberus* en este embalse.

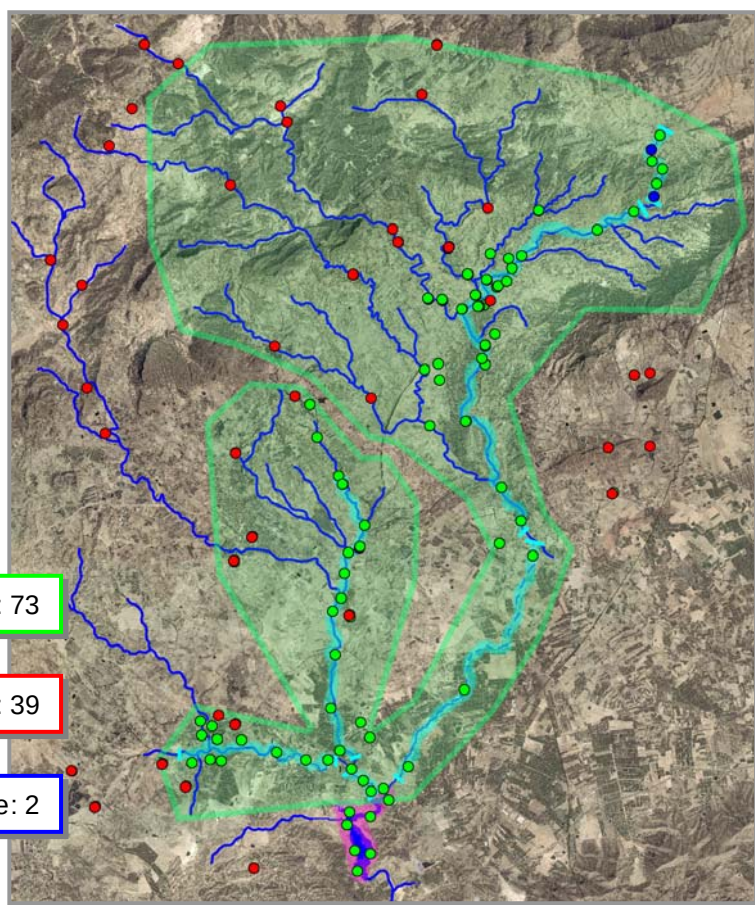
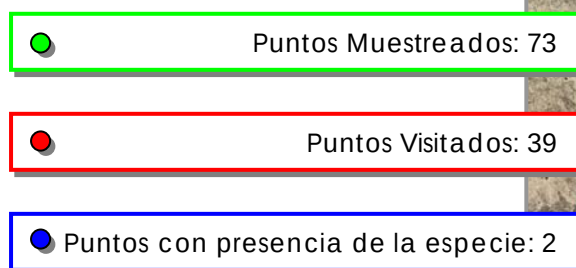


Figura 4.22. Localización de los puntos estudiados (n = 114) durante la búsqueda sistemática de la especie en las subcuencas del Río Chícamo, Humedal de Ajauque y Rambla Salada de Fortuna.
(Ortofotografía vuelo año 1999; Fte: CARM).

Tipología de los Sistemas Acuáticos con presencia de la especie en las subcuencas del Río Chícamo, Humedal de Ajauque y Rambla Salada de Fortuna

Las subcuencas del Río Chícamo, Humedal de Ajauque y Rambla Salada de Fortuna conforman uno de los sectores ecológicos, denominado *Zona árida de Fortuna-Abanilla*, establecidos para la Cuenca del Río Segura por Vidal-Abarca et al. (1990). Localizada en la zona este de la Cuenca, con una superficie aproximada de 682 Km², corresponde con el área más árida de la misma, no superando las precipitaciones medias anuales los 280 mm. La cubierta vegetal degradada está conformada por matorrales y eriales sobre un sustrato predominantemente margoso salpicado por materiales del Keuper (Aguilar & Gallardo 1989, Martínez-Mena et al. 2001), que aportan sales a los cursos de agua presentes (Moreno et al. 1995).

La composición físico-química de las aguas superficiales se caracteriza por un nivel notable de eutrofia y elevada mineralización (Vidal-Abarca et al. 1990). A su vez, el funcionamiento hidrológico de la cuenca, caracterizado por una alta variación temporal y espacial (Vidal-Abarca et al. 1992), puede ser similar al de una cuenca endorreica, dado que los principales cauces que la componen están regulados por el Embalse de Santomera o por canales de derivación.

Este sector de la cuenca alberga una amplia variedad de sistemas acuáticos naturales, seminaturales e incluso artificiales. Varios de los mismos pueden perfectamente ajustarse a la definición de Humedal como cualquier anomalía hídrica positiva en el paisaje (González- Bernáldez 1989, Casado & Montes 1995). No obstante, los sistemas acuáticos predominantes son las *Ramblas*, bajo esta denominación se engloban una gran variedad de sistemas de drenaje de tipología variada (Vidal-Abarca 1990, Moreno et al. 1995) (Fig. 4.24). Según la definición de Mateu (1989), las *Ramblas* son cauces anchos, de sustrato

pedregoso, que sólo transportan agua durante unos pocos días al año producto de intensas precipitaciones. Si bien, el aspecto referente a la permanencia de agua de la definición ha conllevado múltiples modificaciones (González-Bernáldez 1992, Suárez & Vidal-Abarca 1993). En relación a la ictiofauna, los sistemas de interés son los Arroyos asociados a las ramblas (Moreno et al. 2001), entendidos como tramos de aguas superficiales que pueden alcanzar varios kilómetros de longitud y con una permanencia dependiente del tamaño del acuífero.



Figura 4.24. Sector del Río Chícamo con una estructura de *Rambla* tipo, cauce ancho y sustrato pedregoso de carácter margoso en el área de estudio. (Foto: F.J. Oliva)

El presente estudio ha mostrado la presencia de *Aphanius iberus* únicamente en el sector de aguas permanentes del nacimiento del río Chícamo. A pesar de la complejidad que caracteriza a la dinámica hidrológica superficial de este río, especialmente en su tramo intermitente (Vidal-

Abarca et al. 2000), el sector de aguas permanentes presenta características similares a la zona de cabecera de un pequeño arroyo, con un cauce estrecho y elevada pendiente (Fig. 4.25). La vegetación de ribera que debe destacarse en este sector son los tarayales (*Tamarix boveana* y *Tamarix canariensis*), pequeños núcleos de *Phragmites australis* y algunas especies de juncos (*Juncus sp.* y *Scirpus sp.*, principalmente) (Baraza 1999). En las escasas charcas someras presentes en este sector, la vegetación acuática predominante está compuesta por representantes de *Chara sp.*, *Cladophora sp.* y *Enteromorpha sp.* (Vidal-Abarca et al. 2000, Datos propios).

La población localizada está acantonada en este pequeño tramo fluvial (< 2 Km), muy vulnerable a la sequía y contaminación agrícola. Aunque la zona ha sido incorporada a la Lista de Lugares de Importancia Comunitaria (LICs) de la Región de Murcia (Baraza 1999), posibles amenazas puntuales pueden conducir a la pérdida de esta población.

La especie cohabita en dicho tramo con una especie nativa, *Barbus sclateri*, y con dos especies exóticas invasoras, *Gambusia holbrooki* y *Procambarus clarkii*. Estas últimas pueden presentar una interacción competitiva directa o indirecta con *Aphanius iberus* (Rincón et al. 2002, Caiola & De Sostoa 2005).



Figura 4.25. Sector de aguas permanentes del Río Chícamo con características similares a las zonas de cabecera de pequeños arroyos, cauce estrecho y elevada pendiente.
(Fotografías: F.J. Oliva)

3.3.3. Conclusiones.

Las conclusiones que pueden ser extraídas de la determinación de localidades con la especie en la *Unidad paisajística* de las subcuencas del Río Chícamo, Humedal de Ajauque y Rambla Salada de Fortuna son las siguientes:

- (1) La distribución actual de *Aphanius iberus* en el área de estudio es extremadamente escasa. La especie únicamente puede localizarse en el tramo de aguas permanentes del nacimiento del río Chícamo.
- (2) Además, la densidad de la población localizada es muy baja, tanto a nivel espacial como temporal. La presencia de individuos se ha constatado en el 33,3 % de las localidades establecidas en dicho tramo y, únicamente, en el 16,6 % de éstas, la presencia fue continua en el tiempo.
- (3) La presencia de la especie está, *a priori*, correlacionada con la existencia de charcas someras con escasa corriente y abundante vegetación acuática. Este tipo de mesohábitat resulta escaso incluso en las localidades con presencia continua de la especie, lo que puede ser indicativo del peligro de desaparición de la misma.
- (4) La especie cohabita con dos especies exóticas: *Gambusia holbrooki* y *Procambarus clarkii*. Ambas pueden tener una notable importancia en la disminución de la viabilidad de la población.
- (5) A pesar del elevado esfuerzo de muestreo desarrollado en las balsas de riego del área de influencia, no se ha detectado la presencia de la especie. No obstante, el elevado número de balsas de riego existentes, así como la gestión de las mismas, dificultan la extracción de conclusiones taxativas al respecto.
- (6) En las zonas someras de la ribera del Embalse de Santomera no se ha detectado la presencia de la especie. Las elevadas densidades de *Gambusia holbrooki* detectadas, inducen a ser pesimistas sobre la presencia de *Aphanius iberus* en este Embalse.



4. Inventario de Hábitats susceptibles de albergar poblaciones.

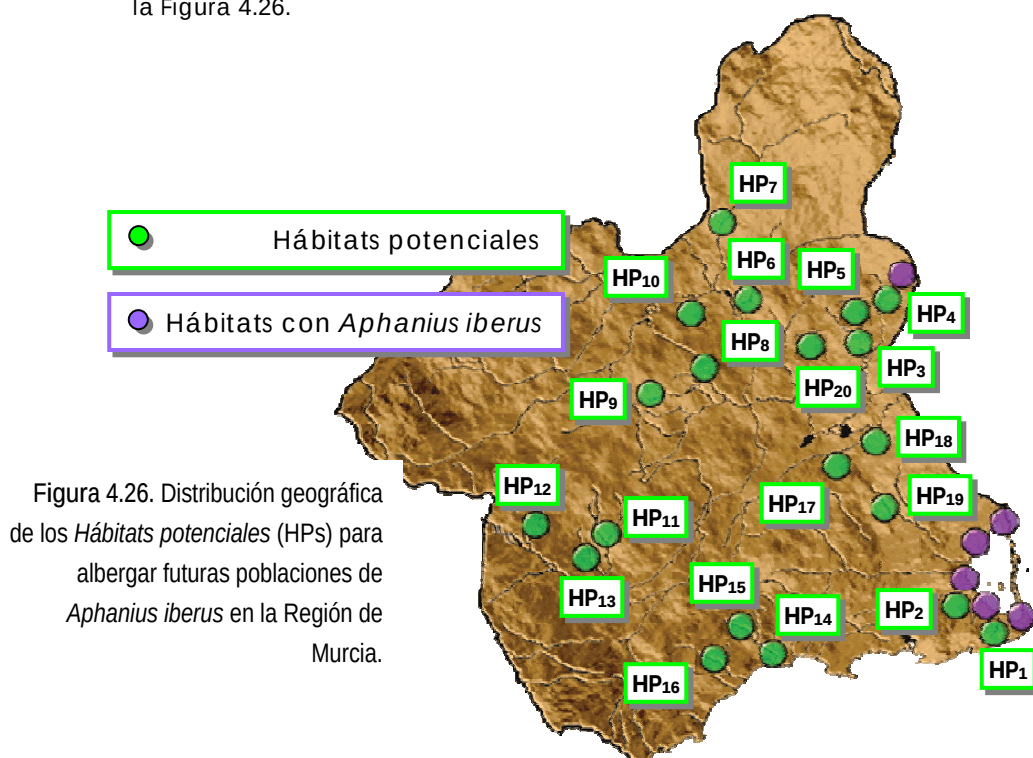
De forma paralela a la búsqueda de la especie y como primera aproximación para el establecimiento de una red *Hábitats potenciales* para la misma, se confeccionó un listado o inventario abierto con lugares de características, en principio, aceptables para albergar nuevas poblaciones.

Los criterios para la determinación y selección de estos *Hábitats potenciales* (HPs) fueron los siguientes: (1) Ausencia de *Gambusia holbrooki* o presencia de microhábitats sin esta especie (Simons et al. 1989); (2) Estado de calidad del hábitat; (3) Aislamiento del área en cuestión (Simons et al. 1989); y (4) Grado de permanencia de las aguas. No obstante, antes de llevar a cabo una posible reintroducción en cualquiera de los hábitats potenciales establecidos, debería realizarse un estudio en profundidad de cada uno de los mismos.

Este primer inventario está conformado por los siguientes 20 *Hábitats potenciales* (HPs):

	Tipología de Sistema Acuático
HP1. Salinas del Rasall	Humedal con Salinas costeras
HP2. Área de influencia del Mar Menor	Balsas de riego naturalizadas
HP3. Rambla Salada de Fortuna	Rambla de Cuenca Margosa
HP4. Río Chicamo (Tramo intermitente)	Rambla de Cuenca Margosa
HP5. Subcuenca Río Chicamo	Balsas de riego naturalizadas
HP6. Rambla del Moro (Emb. del Moro)	Rambla de Cuenca Margosa
	Presa contención de avenidas
HP7. Rambla del Judío (Fuentes del Judío-Emb. del judío)	Rambla y Presa contención de avenidas en Cuenca Margosa
HP8. Fuente y Rambla de Caputa	Manantial en Cuenca Margosa
HP9. Río Mula (Nacimiento-Término de Mula)	Tributario en Cuenca Margosa
HP10. Rambla de la Murta-Emb. del Cárcabo	Rambla y Presa contención de avenidas en Cuenca Margosa
HP11. Rambla de Torrealvilla	Rambla de Cuenca Margosa
HP12. Río Turrilla (Nacimiento-Río Luchena)	Tributario en Cuenca Margosa
HP13. Rambla de Caravaca o del Estrecho	Rambla de Cuenca Margosa
HP14. Rambla del Canal (Mazarrón)	Rambla de Cuenca Margosa
HP15. Rambla del Reventón (Mazarrón)	Rambla de Cuenca Margosa
HP16. Rambla de Amir	Rambla de Cuenca Metamórfica
HP17. Rambla del Puerto de la Cadena (Murcia)	Rambla de Cuenca Caliza
HP18. Rambla del Garruchal	Rambla de Cuenca Margosa
HP19. Rambla de los Jurados (Corvera)	Rambla de Cuenca Margosa
HP20. Salinas de Molina	Complejo salinero de interior

La distribución geográfica de los hábitats potenciales establecidos se refleja en la Figura 4.26.



Estos ambientes potenciales (HPs) se localizan mayoritariamente en espacios naturales que deberían ser gestionados por la Administración Pública para asegurar una viabilidad a largo plazo (Minckley 1995). A su vez, este listado podría incrementarse con nuevas localidades, incluso ambientes no naturales como balsas de riego, pequeños embalses e incluso estanques artificiales, que podrían jugar un importante papel en la recuperación de la especie en una región con un nivel de aridez tan elevado (Hendrickson & Brooks 1991). No obstante, determinar el éxito que estos hábitats puedan presentar en procesos de reconstitución de poblaciones de la especie objeto, resulta altamente complicado (Minckley & Deacon 1991).

5. Rango de Distribución Actual y Potencial de *Aphanius iberus* en la Región de Murcia.

Extensión de Presencia y Área de Ocupación

De acuerdo con Gaston (1991 y 1994), el tamaño del rango de distribución de una especie suele cuantificarse bien en términos del área que contenga los límites geográficos de las presencias detectadas (= *Extensión de presencia*), bien en términos del número estimado de celdas geográficas (unidades de muestreo) en las que la especie ha sido citada dentro de un mapa cuadrulado que abarque la región de la especie (= *Área de ocupación*). Producto del análisis de estas definiciones, es fácil detectar la notable

dependencia de la escala de trabajo que ambas van a presentar (He & Gaston 2000, Hartley & Kunin 2003, entre otros). El *Área de ocupación* suele ser siempre mucho menor; las especies no ocupan la totalidad de áreas o hábitats existentes en los límites geográficos donde están presentes (Gaston 2003). Es lógico pensar que este aspecto se magnifique en peces epicontinentales.

La *Extensión de presencia* en una especie suele tener mayor importancia en un contexto de análisis biogeográfico (Brown et al. 1996, Whittaker et al. 2005), también en estudios de escala macroecológica en los que, en ausencia de una información detallada, asumen distribuciones continuas dentro de los límites geográficos establecidos (Gaston 2003). Por otro lado, el *Área de ocupación* resulta más relevante como medida del rango geográfico en contextos ecológicos, evolutivos y aplicados a menor escala, donde lo que se precisa es una estima del área en la que una especie se distribuye actualmente, o el grado de fragmentación existente entre sus poblaciones, etc.

La abundancia de una especie y el tamaño de su rango de distribución suelen estar relacionados. De este modo, cuando una especie presenta un claro declive en sus abundancias, esto suele correlacionarse con una disminución en el tamaño de su rango de distribución, y viceversa (Brown et al. 1996, Gaston et al. 2000). No obstante, los patrones intraespecíficos en la relación abundancia-rango de distribución suelen presentar cambios en la pendiente producidos por procesos relativos a interacciones biológicas. En este sentido, muchas especies han experimentado declives en sus abundancias que no se han reflejado en disminuciones en sus rangos de distribución (Brown et al. 1996, Morrison 2002).

A la hora de cuantificar el riesgo de extinción de una especie amenazada, la IUCN utiliza medidas cuantitativas de rareza, tasas de declinación y fragmentación de poblaciones (IUCN 2001) (Cuadro 4.7). La mayoría de estas medidas cuantitativas son sensibles a la escala de estudio, ya que se basan en umbrales de *Extensión de presencia* y/o *Área de ocupación*. A modo de ejemplo, el *Área de Ocupación* puede satisfacer criterios de una u otra categoría de amenaza, en función de que haya sido calculada con una rejilla de escala cartográfica suficientemente fina (alta resolución) (Hartley & Kunin 2003). Las recomendaciones para solucionar estos problemas incluyen la selección de una escala estándar de medida, la utilización de múltiples escalas o el desarrollo de índices que combinen información de diferentes escalas. Los análisis multiescala muestran una alta importancia práctica ya que medidas a distinta escala pueden ser relevantes para diferentes procesos de extinción. Así por ejemplo, aproximaciones a gran escala, o *grano grueso* (*coarse-scale*), son apropiadas para evaluar amenazas de eventos correlacionados con grandes extinciones (ej. cambio climático). Por el contrario, aproximaciones a pequeña escala, o de *grano fino* (*fine-scale*), pueden predecir mejor el riesgo de extinción debido a procesos locales como la estocacidad demográfica.

Cuadro 4.7

La Extensión de Presencia y Área de Ocupación en la UICN

La *Extensión de presencia* es el área contenida dentro de los límites imaginarios continuos más cortos que pueden dibujarse para incluir todos los sitios conocidos, inferidos o proyectados en los que un taxón se halle presente, excepto los casos de vagabundeo. Esta medida puede excluir a las discontinuidades o disyunciones en las distribuciones generales de los taxones (grandes áreas de hábitat inadecuado). La extensión de la presencia puede ser medida frecuentemente por un polígono convexo mínimo (el polígono de menor superficie que contenga todos los lugares de presencia, pero que ninguno de sus ángulos internos exceda los 180 grados).

El *Área de Ocupación* de un taxón se define como el área dentro de la *Extensión de Presencia* que es ocupada, excluyendo los casos de actividades asociadas al deambular. La medida refleja el hecho de que un taxón comúnmente no aparecerá en la totalidad del área de su extensión de presencia, ya que ésta suele contener hábitats no ocupados o inadecuados. En algunos casos (lugares de nidificación colonial irremplazables, los sitios de alimentación cruciales para taxones migratorios) el área de ocupación es el área más pequeña esencial para la supervivencia de las poblaciones existentes de un taxón, cualquiera que sea su etapa de desarrollo. El tamaño del área de ocupación será una función de la escala en que ésta se mida, y debe darse a una escala apropiada para los aspectos biológicos relevantes del taxón, la naturaleza de las amenazas y la información disponible. Para evitar inconsistencias y sesgos en la evaluación debido a la estimación del área de ocupación a diferentes escalas, puede ser necesario estandarizar las estimaciones aplicando un factor de corrección de escala. Es difícil dar un método estricto de estandarización, ya que los diferentes tipos de taxones tienen diferentes relaciones de escala-área.

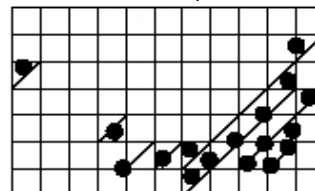
Distribución espacial



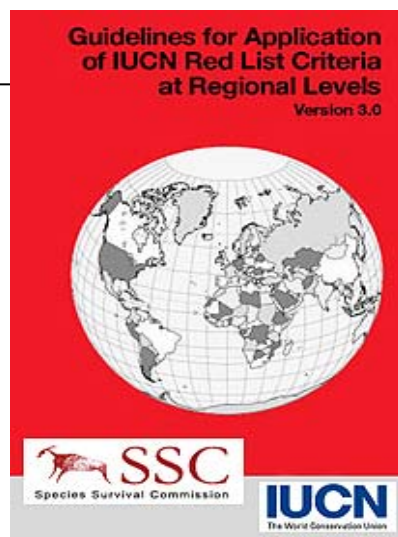
Extensión de Presencia



Área de Ocupación



IUCN (2001). *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.



Rango de Distribución de *Aphanius iberus* en Murcia

En el contexto de la gestión y recuperación de especies amenazadas, es prioritario establecer y cuantificar de forma concisa tanto el *Rango de distribución actual*, con los componentes descritos en epígrafes anteriores del presente capítulo, así como el *Rango de distribución potencial* o *nativo* de la especie (Minckley & Deacon 1991, Meffe & Carroll 1994). Priorizar sobre el *Rango de distribución actual* es lógico, si bien, en los programas de recuperación la necesidad de gestionar el área nativa aumenta de forma exponencial en relación al peligro de desaparición de la especie objetivo (Bowles & Whelan 1994, Clark et al. 1994).



En el caso de especies como *Aphanius iberus*, con un riesgo de desaparición elevado (Doadrio 2002) y ubiquistas, con una imposibilidad notable de recolonización de hábitats, la gestión del *Rango de distribución potencial* debe ser prioritaria (Minckley 1995). Tal y como ha sido expuesto anteriormente, la distribución potencial es el área donde pretéritamente y de forma natural la especie estaba presente, junto con todas aquellas zonas de características similares conectadas de forma natural o ubicadas en la misma región donde la especie podría habitar. Esta definición corresponde con el rango nativo (*native range*) o propio de distribución de la especie *sensu* Hendrickson & Brooks (1991), Minckley (1995) y Brown & Lomolino (1998).

El sureste de la Península Ibérica constituye una misma unidad ecogeográfica con la presencia de, al menos, siete grandes unidades poblacionales con presencia actual de *Aphanius iberus* (Moreno-Amich et al. 1999, Doadrio 2002, Torralva & Oliva-Paterna 2002) (Fig. 4.27). Las causas del declive de la especie y, por tanto, las amenazas pretéritas y actuales son máximas y homogéneas en dicha región (Torralva & Oliva-Paterna 2002). Mediante la adaptación de criterios referentes a la localización actual de poblaciones de la especie, homogeneidad de amenazas sobre la misma, y a la orografía e hidrología, el sureste de la Península Ibérica conforma en su conjunto una *Unidad Ecogeográfica*, de gran escala, dentro de la distribución nativa global de la especie. En esta unidad, *Aphanius iberus* presentaría una distribución potencial que abarca parte de cuencas hidrológicas, subcuencas hidrológicas y pequeñas cuencas que vierten directamente al Mediterráneo, así como otros sistemas acuáticos localizados en la franja litoral (Altitud < 350 m.s.n.m.) comprendida desde el Cabo de Denia (Alicante) hasta la confluencia de los sistemas béticos con el Mediterráneo, en el límite de las provincias de Almería y Granada (Fig. 4.27). Esta área de distribución potencial queda inmersa en la *Región Biogeográfica Sur* descrita por Doadrio (1988), abarcando parte de dos sectores de la misma, Sector Andaluz y Mediterráneo.

En esta área potencial, sería asequible la conformación de una red de unidades de hábitat que podrían albergar poblaciones de la especie (Torralva & Oliva-Paterna 2002). Estas zonas comprenderían en la mayoría de los casos sistemas naturales, no obstante, podrían englobar en ocasiones sistemas de carácter semi-natural y artificial (*Refugios artificiales* en Turner 1984). De esta forma, podrían realizarse *Introducciones benignas* (*sensu* IUCN 1995) como uno de los mecanismos necesarios para recuperar a la especie en un área tan degradada ambientalmente. Estas introducciones se definen como los intentos de establecer a una especie amenazada fuera de su área de distribución o hábitats donde ha sido registrada, pero dentro de hábitats y áreas ecogeográficas apropiadas (IUCN 1995).

Unidades Poblacionales de *Aphanius iberus* en el Sureste de la Península Ibérica

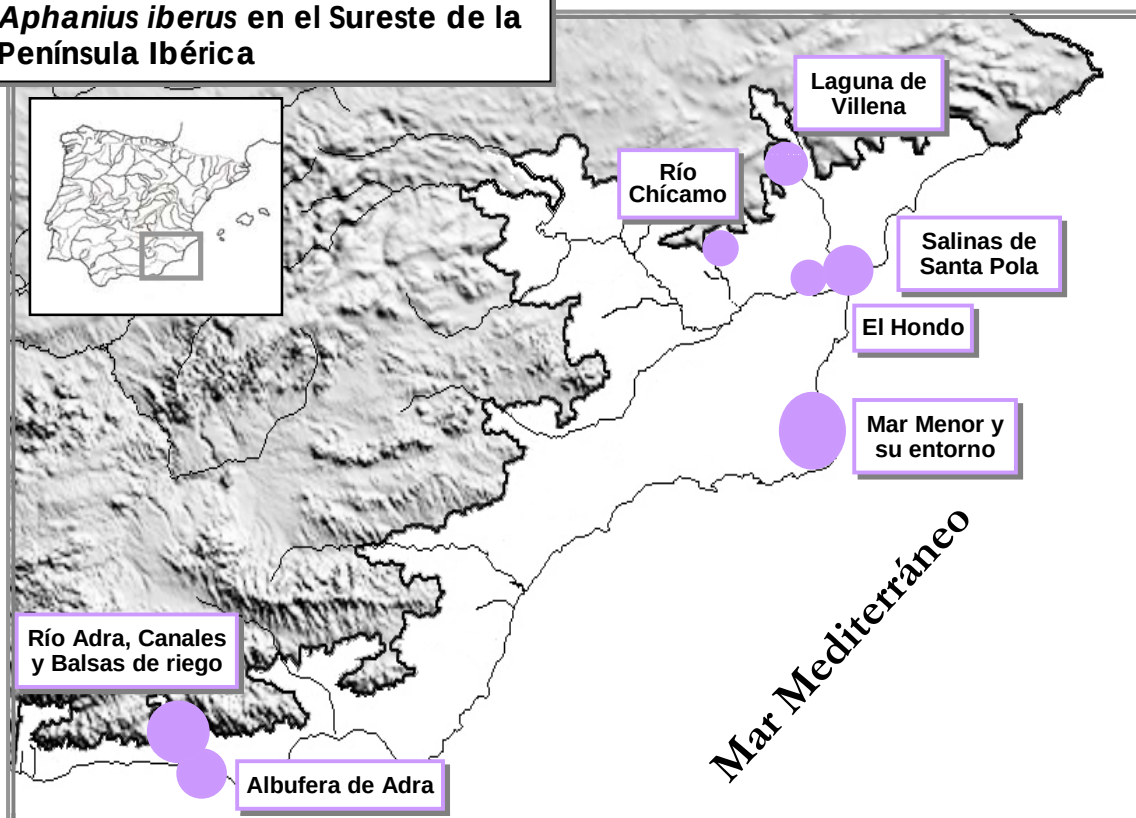


Figura 4.27. Localización geográfica de las unidades poblacionales actuales de *Aphanius iberus* en el Sureste de la Península Ibérica. Rango nativo de la especie (*sensu* Hendrickson & Brooks 1991) en blanco (= Altitud < 350 m).

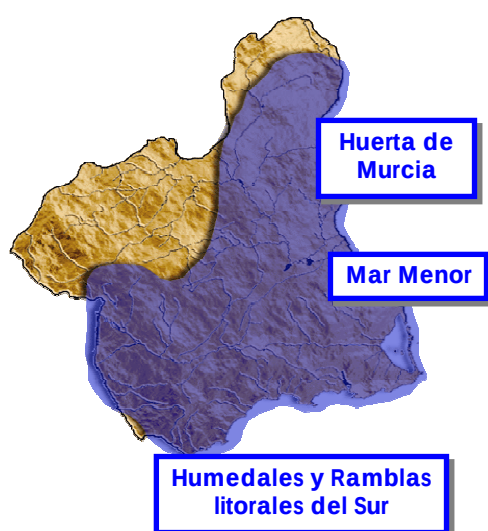


Figura 4.28. Esquematización del Rango de distribución potencial o nativo de *Aphanius iberus* en la Región de Murcia.

De acuerdo con lo expuesto, *Aphanius iberus* en la Región de Murcia presenta un *Rango de distribución potencial o nativo* que abarca todas las subcuencas de la margen izquierda del río Segura (zona nororiental y oriental de la Región de Murcia), subcuencas del Río Mula y Guadalentín (zonas centro y occidental de la Región de Murcia), la totalidad de sistemas acuáticos y cuencas de pequeño calibre que vierten directamente al litoral, así como el Mar Menor y humedales de su entorno (Fig. 4.28).

Aphanius iberus podría haber habitado distintos sistemas acuáticos conectados con los núcleos poblacionales descritos en la bibliografía, *Huerta Murciana* dentro de la Cuenca Hidrográfica del río Segura y la laguna costera del Mar Menor con los humedales de su entorno. Se ha estimado como criterio restrictivo para la presencia de la especie la altitud, estimando la ausencia de la especie en sistemas acuáticos a altitudes superiores a los 350 m.s.n.m. Muchas de las subcuencas del Segura presentes en la Región no alcanzan altitudes considerables en sus cauces, lo que

provoca que el rango nativo de la especie sea amplio. A su vez, las características biológicas de la especie confieren la posibilidad de incluir en su rango nativo los sistemas acuáticos litorales presentes en el sur de la Región, la mayoría correspondientes a humedales o tramos con cauce permanente de la red de ramblas litorales.

En la Figura 4.29 se presenta la cuantificación de la distribución de *Aphanius iberus* en Murcia en función de su *Extensión de Presencia* y *Área de Ocupación* (*sensu* IUCN 2001), ésta última en cuadrículas 5x5 Km de proyección UTM como unidad cartográfica. La cuantificación de la distribución potencial de la especie se ha realizado según la localización geográfica de los *Hábitats potenciales* (HPs) y bajo la suposición de la reconstitución de poblaciones de la especie en los 20 inventariados.

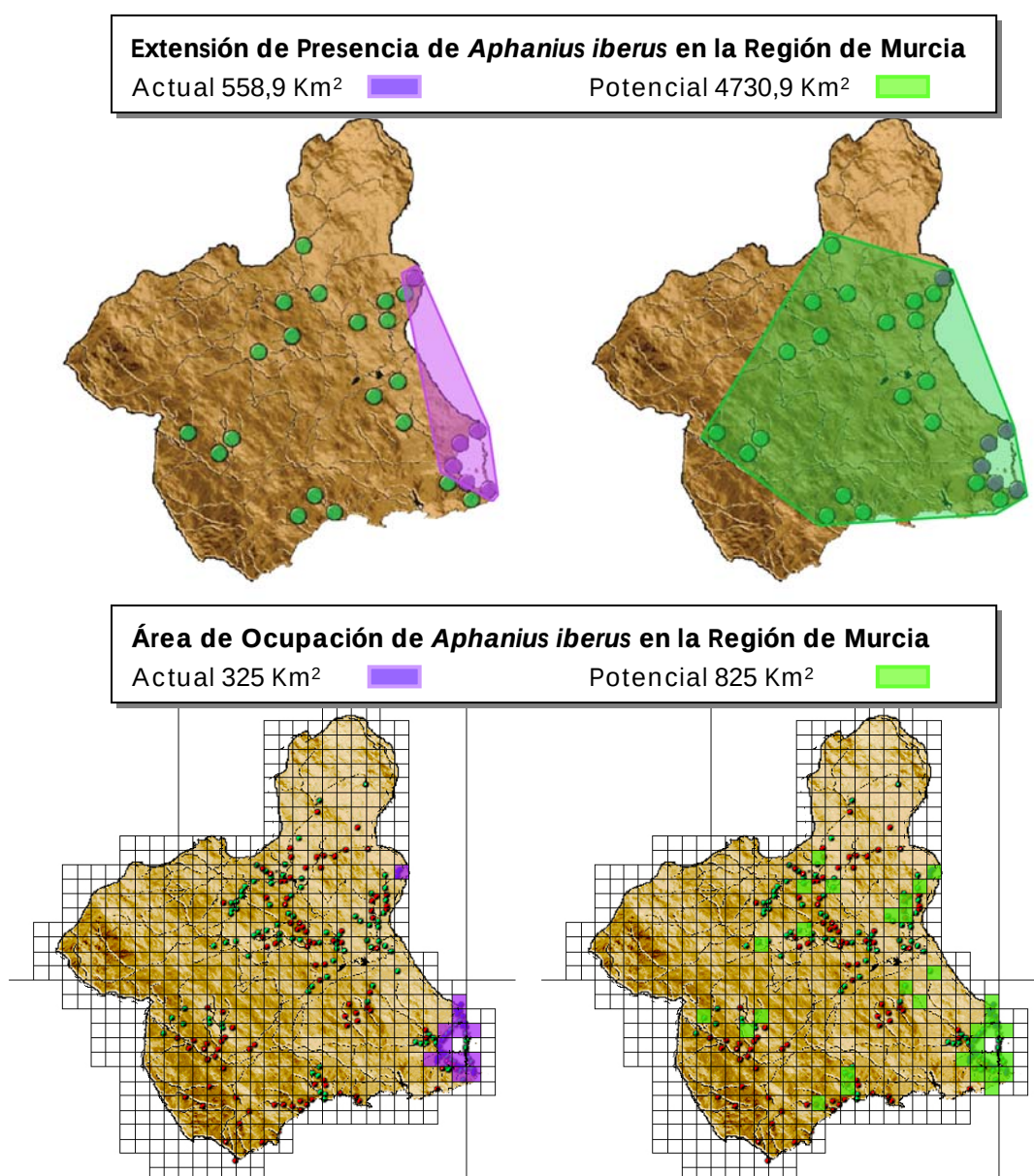


Figura 4.29. Cuantificación, en función de la *Extensión de presencia* y *Área de ocupación* (Cuadrículas 5x5 Km), del Rango de distribución actual y potencial de *Aphanius iberus* en la Región de Murcia.

El *Área de ocupación* refleja de forma mucho más acertada la distribución actual de la especie (Gaston 2003), aunque se vea afectada por la escala de medida. En el presente trabajo, se ha seleccionado la unidad de medida 5x5 Km como apropiada en función de diversos aspectos que resalta la UICN (IUCN 2001). En especies como *Aphanius iberus*, con requerimientos de hábitat escasos en lo referente a extensión geográfica, una superficie de 25 Km² es más que suficiente para albergar la totalidad de componentes necesarios (áreas de puesta, de alimentación, etc.) (Varela-Romero et al. 2003). Cabe razonar que bajo los parámetros biológicos relevantes para estos taxones, unidades de medida inferiores (2,5 x 2,5 Km; 1 x 1 Km) podrían ser también adecuadas. No obstante, la valoración de las amenazas sobre las localidades se hace más dificultosa, y los errores en la información sobre la presencia de las especies aumentan, conforme disminuimos las escalas de medida (Morrison 2002, Gaston 2003). La *Extensión de presencia* tiene una gran utilidad en términos comparativos y a la hora de realizar aproximaciones a los rangos nativos de las especies. Este último aspecto es mucho más válido conforme aumenta la escala de trabajo.

En términos de *Extensión de presencia*, podemos observar que *Aphanius iberus* presenta una distribución actual (558,9 Km²) correspondiente con el 11,8 % de su distribución potencial (Fig. 4.29). Mediante la aplicación del *Área de ocupación*, las diferencias entre la distribución actual y la potencial estarán notablemente correlacionadas con el número de HPs en los que se puedan reconstituir poblaciones, ya que cada uno de los mismos corresponderá, normalmente, con una unidad de cuantificación (5x5 Km). De este modo, bajo la suposición del restablecimiento de poblaciones en 20 HPs, *Aphanius iberus* presenta una distribución actual (325 Km²) correspondiente con el 39,4 % de su distribución potencial (Fig. 4.29). De este análisis comparativo, podría razonarse que la utilización del *Rango potencial o nativo* en la gestión de la especie disminuiría su riesgo de extinción en un 153,8 %, en el caso de valorarlo con el *Área de ocupación*, y en un 747,5 % valorándolo con la *Extensión de presencia*. Si bien, varios son los aspectos externos que afectan directamente al riesgo de extinción de la especie, la aplicación del rango nativo disminuiría, en cualquiera de los casos, el riesgo de extinción de la especie de forma significativa.



6. Establecimiento de *Unidades Ecogeográficas* (UEs) y *Unidades de Hábitat Potencial* (HPs) para la gestión de *Aphanius iberus* en la Región de Murcia.

A modo de conclusión sobre los estudios realizados para el establecimiento de la distribución de *Aphanius iberus* en la Región, e inmersos en el contexto de la gestión de una especie amenazada como objeto de la presente Tesis Doctoral, dos importantes conceptos o herramientas de conservación surgen del presente capítulo:

Unidades Ecogeográficas (UEs) de gestión con la presencia actual de la especie.

Unidades de Hábitat Potencial (HPs) para albergar nuevas poblaciones de la especie en su rango de distribución nativa.

Los conocimientos sobre la distribución de la especie en la Región de Murcia han aumentado de forma notable. Es decir, existen datos de contrastada valía sobre la distribución que nos permiten, con la definición de dos *Unidades Ecogeográficas* [(1) Mar Menor y entorno; (2) Río Chícamo], aproximarnos al establecimiento de los criterios de gestión para la conservación de la especie a largo plazo.

Se ha constatado la extinción de la especie en varias zonas con citas históricas de la misma: Huerta de Murcia, Salinas abandonadas de Punta Galera, Salinas abandonadas de Lo Poyo y Salinas del Rasall. Por tanto, la regresión de la especie en esta Región es patente, hallándose en un estado crítico, muy cercano a la extinción en el área del Río Chícamo.

Con el fin de mantener individualizadas las distintas líneas evolutivas, todas las actuaciones, priorización de áreas de conservación, programas de cría en cautividad, planes de reintroducción, etc., deben realizarse teniendo en cuenta estas *Unidades Ecogeográficas*. Deben entenderse como *Unidades suprageográficas de actuación o manejo con presencia de la especie* definidas, básicamente, por el criterio de situación o aislamiento geográfico (Manel et al. 2003). Actualmente, y mientras no se defina la caracterización genética y fenotípica de las poblaciones de la especie, estas unidades pueden considerarse como las más adecuadas para su gestión.

De forma adicional, es imprescindible, e incluso prioritario, trabajar con la distribución potencial de la especie para su recuperación. Las áreas susceptibles de albergar nuevas poblaciones y, por tanto, esenciales para la creación de una red de hábitats ocupados por la especie e inmersos en su rango nativo, son las denominadas *Unidades de Hábitat Potencial* (HPs). Al igual que las áreas con presencia actual de la especie, estos HPs son zonas prioritarias para la recuperación y conservación de la especie a largo plazo (Fig. 4.30). Ambas

deben entenderse como *Hábitats Críticos* (*Critical Habitats*) en el sentido expuesto en la Ley de Especies en Peligro estadounidense (ESA, *Endangered Species Act*) (USFWS 1988). Estos hábitats se corresponden con áreas específicas esenciales para la conservación de una especie amenazada y que requieren, por tanto, de una gestión y protección especial (Clark et al. 1994). Los hábitats críticos pueden incluir áreas que actualmente no están habitadas por la especie, pero que pueden ser prioritarias para su recuperación (Meffe & Carroll 1997). En el contexto de la legislación nacional (Ley 4/1989, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestre), la figura de protección que mejor se ajustaría sería la de *Reserva Natural*, ya que entre la finalidad de creación de estos espacios está la protección de elementos biológicos que por su importancia, fragilidad o singularidad merecen una valoración especial.

Critical Habitats

It is a specific area(s) that is essential for the conservation of a threatened or endangered species and that may require special management and protection.

Critical habitat may include an area that is not currently occupied by the species but that will be needed for its recovery.

U.S.Fish & Wildlife Service
Endangered Species Program
<http://endangered.fws.gov>

En este contexto, antes de considerar el establecimiento de nuevas poblaciones de *Aphanius iberus* en los HPs establecidos, es imprescindible cumplimentar diversos requisitos (Minckley 1995). Entre otros, resulta necesario realizar estudios exhaustivos sobre la disponibilidad de hábitat para la especie en cada uno de los HPs (Fig. 4.30), debe asegurarse la conservación legal de los espacios en los que se localizan dichos HPs, y la gestión de dichos espacios debe contener entre sus objetivos prioritarios la viabilidad de las futuras poblaciones a establecer. En resumen, es necesario que los factores ecológicos, técnicos y políticos de efecto sobre los mismos estén en concordancia con la conservación de la especie (Meffe & Carroll 1994).



Figura 4.30. Hábitats potenciales para el establecimiento de poblaciones de *Aphanius iberus* en la Región de Murcia. (Fotografías: F.J. Oliva)

Referencias Bibliográficas

- Aguilar J & J Gallardo. 1989.** Topologías y variación de tipos de suelos en zonas áridas. En: *Zonas áridas en España*. Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (Ed). Madrid.
- Alcaraz C, A Vila-Gispert & E García-Berthou. 2005.** Profiling Invasive fish species: the importance of phylogeny and human use. *Diversity and Distribution* 11: 289-298.
- Anónimo. 1952.** Las Colecciones de Peces de la Sección de Biología de las Aguas Continentales. *Boletín del Instituto para Investigación Experimental* 63: 1-340.
- Bain MB. 1999.** Substrate. En: *Aquatic Habitat Assessment: Common Methods*. Bain MK & NJ Stevenson (Eds). American Fisheries society. Bethesda, Maryland.
- Bain MK & NJ Stevenson (Eds). 1999.** *Aquatic Habitat Assessment: Common Methods*. American Fisheries society. Bethesda, Maryland.
- Ballester R (Coord). 2003.** *Los Humedales de la Región de Murcia. Humedales y Ramblas de la Región de Murcia*. Dirección General del Medio Natural. CAAM, Región de Murcia.
- Baraza F (Coord). 1999.** *Los hábitats comunitarios en la Región de Murcia*. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Murcia.
- Barcala E. 1999.** *Estudio ecológico de la fauna ictiológica del Mar Menor*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Blanco JL, T Hrbek & I Doadrio. 2006.** A new species of the genus *Aphanius* (Nardo, 1832) (Actinopterygii, Cyprinodontidae) from Algeria. *Zootaxa* 1158: 39-53.
- Bowles ML & CJ Whelan (Eds). 1994.** *Restoration of Endangered Species. Conceptual issues, planning and implementation*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Brown JH & MV Lomolino. 1998.** *Biogeography* (2nd Edition). Sinauer Associates (Eds). Sunderland, Massachusetts.
- Brown JH, GC Stevens & DM Kaufman. 1996.** The geographic range: size, shape, boundaries and internal structure. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27: 597-623.
- Burel F & J Baudry. 2002.** *Ecología del Paisaje*. Mundiprensa (Ed). Barcelona.
- Caiola N & A De Sostoa. 2005.** Possible reasons for the decline of two native toothcarps in the Iberian Peninsula: evidence of competition with the introduced Eastern mosquitofish. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 358-363.
- Casado S & C Montes. 1995.** *Guía de los Lagos y Humedales de España*. Reyero (Ed). Madrid.
- Changeux F & C Pont. 1995.** Current status of the riverine fishes of the french mediterranean basin. *Biological Conservation* 72: 137-158.
- Clark TW, RP Reading & AL Clarke (Eds). 1994.** *Endangered Species Recovery. Finding the Lessons, Improving the Process*. Island Press. California.
- Clavero M, F Blanco-Garrido, L Zamora & J Prenda. 2005.** Size-related and diel variations in microhabitat use of three endangered small fishes in a Mediterranean coastal stream. *Journal of Fish Biology* 67 (Supplement B): 72-85.
- Clavero M, F Blanco-Garrido & J Prenda. 2006.** Monitoring small fish populations in streams. A comparison of four passive methods. *Fisheries Research*. Aceptado en Prensa.
- De Buen F. 1930.** Notas sobre la fauna ictiológica de nuestras aguas dulces. *Notas y Revisiones del Instituto Español de Oceanografía Ser. II* 46: 1-62.
- De Buen F. 1935.** Fauna ictiológica. Catálogo de los peces ibéricos de la planicie continental, aguas dulces, pelágicos y de los abismos próximos. *Instituto Español de Oceanografía* 88: 1-89.
- Doadrio I, JA Carmona & C Fernández-Delgado. 2002.** Morphometric study of the Iberian *Aphanius* (Actinopterygii, Cyprinodontiformes), with description of a new species. *Folia Zoologica* 51(1): 67-79.

- Doadrio I, A Perdices & A Machordom. 1996.** Allozymic variation of the endangered killifish *Aphanius iberus* and its application to conservation. *Environmental Biology of Fishes* 45: 259-271.
- Doadrio I (Ed). 2002.** *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*. CSIC y Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Doadrio I. 1988.** Delimitation of areas in the Iberian Peninsula on the basis of freshwater fishes. *Bonner Zoologische Beiträge* 39 (2/3): 113-128.
- Elvira B. 1990.** Iberian endemic freshwater fishes and their conservation status in Spain. *Journal of Fish Biology* 37 (Supplement A): 231-232.
- Elvira B. 1995.** Conservation status of endemic freshwater fish in Spain. *Biological Conservation* 72: 129-136.
- Esteve MA, JM Caballero, A Giménez, E Aledo, F Baraza, J Guirao, F Robledano & A Torres. 1995.** Los paisajes del agua en la Región de Murcia. Caracterización ambiental y perspectivas de gestión de los humedales. En: *Agua y Futuro en la Región de Murcia*. Senent M & F Cabezas (Eds). Asamblea Regional de Murcia. Murcia.
- Fagan WF, C Aumann, CM Kennedy & PJ Unmack. 2005.** Rarity, fragmentation, and the scale dependence of extinction risk in desert fishes. *Ecology* 86(1): 34-41.
- Fernández-Delgado C & F Alvarez-Ramos. 1995.** *Plan de Recuperación del Fartet en Andalucía*. Documento Técnico (Informe III). Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Fernández-Delgado C & J Prenda. 1996.** *Plan de Recuperación del Fartet en Andalucía*. Documento Técnico (Informe IV). Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Fernández-Delgado C, I Doadrio, JA González-Carmona, M Torralva, C García-Utrilla, FJ Oliva-Paterna, JC Gutiérrez, R Martínez, C Arribas, D García, P Guarnizo, E Salvatierra, MT Saldaña & A Gómez. 1998.** *Localización, Estado de Conservación y Plan de Recuperación de las poblaciones de Lebias iberica en la Comunidad Autónoma Andaluza*. Documento Técnico final. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Fernández-Delgado C, M Torralva, FJ Oliva-Paterna & R Pintos. 1999.** Caracterización ecológica del hábitat del fartet (*Lebias iberica*, Valenciennes, 1846) en una pequeña cuenca hidrográfica del bajo Guadalquivir. En: *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc*. Monografía. Planelles M (Coord). Generalitat Valenciana. Valencia.
- Fernández-Pedrosa V. 1997.** *Estudio de la variabilidad genética del Fartet, Aphanius iberus (Val. 1846), y del Samaruc Valencia hispanica (Val. 1846), en poblaciones de la Comunidad Valenciana*. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia. Valencia.
- Flores-Bernal A. 1983.** El *Aphanius iberus* del Mar Menor. *Aquamar*, 14.
- García-Berthou E, C Alcaraz, Q Pou-Rovira, L Zamora, G Coenders & C Feo. 2005.** Introductions pathways and establishment rates of invasive aquatic species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 62: 453-463.
- Gaston KJ. 1991.** How large is a species' geographic range. *Oikos* 61: 434-438.
- Gaston KJ. 1994.** *Rarity*. Chapman & Hall (Eds). London.
- Gaston KJ. 2003.** *The structure and dynamics of geographic ranges*. Oxford University Press (Ed). London.
- Gaston KJ, TM Blackburn, JJD Greenwood, RD Gregory, RM Quinn & JH Lawton. 2000.** Abundance-occupancy relationships. *Journal of Applied Ecology* 37 (Suppl. 1): 39-59.
- Gergel SE, MG Turner, JR Miller, JM Melack & EH Stanley. 2002.** Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Science* 64: 118-128.
- González-Bernáldez F. 1989.** Ecosistemas áridos y endorreicos españoles. En: *Zonas áridas en España*. Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (Ed). Madrid.
- González-Bernáldez F. 1992.** *Los Paisajes del Agua: terminología popular de los humedales*. Reyero JM (Ed). Madrid.



- Gutiérrez-Estrada JC, J Prenda, FJ Oliva-Paterna & C Fernández-Delgado. 1998.** Distribution and Habitat Preferences of the Introduced Mummichog *Fundulus heteroclitus* (Linnaeus) in the South-western Spain. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 46: 827-835.
- Harrison TD, AEL Ramm & EC Cerff. 1986.** A low-cost effective trap for use in sampling aquatic fauna. *Aquaculture* 58: 145-149.
- Hartley S & WE Kunin. 2003.** Scale dependency of Rarity, Extinction Risk and Conservation Priority. *Conservation Biology* 17: 1559-1570.
- He E & KJGaston. 2000.** Occupancy-Abundance relationships and sampling scales. *Ecography* 23: 503-511.
- Hendrickson DA & JE Brooks. 1991.** Transplanting Short-lived Fishes in North American Deserts: Review, Assessment and Recommendations. En: *Battle Against Extinction. Native Fish Management in the American West*. Minckley WL & JE Deacon (Eds). The University of Arizona Press. Arizona.
- IUCN. 1995.** *Guidelines For Re-Introductions*. Prepared by Species Survival Comission (SSC) Re-introduction Specialist Group (<http://www.iucn.org/themes/ssc/programs/rsg.htm>). Approved by the 41st Meeting of the IUCN Council, Gland Switzerland.
- Kingsford M & C Battershill (Eds). 1998.** *Studying temperate marine environments. A handbook for ecologists*. Canterbury University Press. Christchurch. New Zealand.
- Leppäkoski E, S Gollasch & S Olenin (Eds). 2002.** *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands.
- Lozano Cabo F. 1954.** Una campaña de prospección pesquera en el Mar Menor. (Murcia). *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 66: 3-19.
- Lozano Cabo F. 1960.** Apport a la connaissance du "fartet" (*Aphanius iberus* C. et V.). *Rapport d' Commission Internationale de la Mer Méditerranée* 15(3): 129-136.
- Lozano Cabo F. 1979.** *Ictiología del Mar Menor (Murcia)*. Los Fisóstomos. Servicio de Publicaciones de Murcia (Ed). Murcia.
- Lozano Cabo F. 1958.** Contribución al conocimiento del "fartet" (*Aphanius iberus* C. y V.). *Revisiones de la Academia de Ciencias* 52(3): 585-607.
- Lozano Rey L. 1935.** Los peces fluviales de España. *Memoria de la Academia de Ciencias Exactas, Física y Naturaleza*; Servicio de Ciencias Naturales, 5: 186-326.
- Lucas MC & E Baras .2000.** Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment. *Fish and Fisheries* 2000(1): 283-316.
- Ludovicus. 1966.** *Aphanius iberus* Cuvier y Valenciennes. *Vida acuática*, 4.
- Manel S, MK Schwats, G Luikart & P Taberlet. 2003.** Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics. *TRENDS in Ecology and Evolution* 18(4): 189-197.
- Martínez J & MA Esteve. 2000.** Estimación de la entrada de nutrientes de origen agrícola en el Mar Menor mediante un modelo dinámico. *Mediterránea: Serie de estudios biológicos*, 19-25.
- Martínez J, MA Esteve, F Robledano, MT Pardo & MF Carreño. 2005.** Aquatic birds as bioindicators of trophic changes and ecosystem deterioration in the Mar Menor lagoon (SE Spain). *Hydrobiologia* 550: 221-235.
- Martínez-Mena M, J Albadalejo & VM Castillo. 1998.** Factors influencing surface runoff generation in a Mediterranean semi-arid environment: Chicamo watershed, SE Spain. *Hydrological Process* 12: 741-754.
- Martínez-Mena M, VM Castillo & J Alvadalejo. 2001.** Hydrological and erosional response to natural rainfall in a semi-arid area of south-east Spain. *Hydrological Process* 15: 557-571.
- Mas J. 1981.** Notas sobre la situación actual de localidades de ciprinodóntidos y familias afines en el levante de la Península Ibérica. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 6: 215-221.

- Mas J. 1986.** La ictiofauna continental de la cuenca del río Segura. Evolución histórica y estado actual. *Anales de Biología* 8: 3-17.
- Mas J. 1994.** *El Mar Menor. Relaciones, diferencias y afinidades entre la laguna costera y el Mar Mediterráneo adyacente.* Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- Mas J, E Nicolás & F Robledano. 1994.** Basis for management of *Aphanius iberus* populations in the Mar Menor Lagoon (Murcia Region, S.E. Spain). *Proceedings of VIII Congress Societatis Europaea Ichthyologium.*
- Mateu JF. 1989.** Ríos y Ramblas mediterráneas. En: *Avenidas fluviales e inundaciones en la Cuenca del Mediterráneo.* Instituto Universitario de Geografía de la Universidad de Alicante (Ed). Alicante.
- May RM. 1994.** Biological diversity: differences between land and sea. *Transactions of the Royal Society of London B* 343: 105-111.
- Meffe GK & CR Carroll (Eds). 1994.** *Principles of Conservation Biology.* Sinauer Associates, INC. Sunderland, Massachusetts.
- Meffe GK & CR Carroll (Eds). 1997.** *Principles of Conservation Biology* (2nd Edition). Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts.
- Minckley WL. 1995.** Translocation as a tool for conserving imperiled fishes: Experiences in western United States. *Biological Conservation* 72: 297-309.
- Minckley WL & JE Deacon (Eds). 1991.** *Battle Against Extinction. Native Fish Management in the American West.* The University of Arizona Press. Arizona.
- Minckley WL, GK Meffe & DL Soltz. 1991.** Conservation and management of short-lived fishes: the cyprinodontoids. En: *Battle against Extinction: Native Fish Management in the American West.* Minckley WK & JE Deacon (Eds). University Arizona Press, Tucson, Arizona.
- Moreno JL, ML Suárez & MR Vidal-Abarca. 1995.** Hidroquímica de las ramblas litorales de la Región de Murcia: Variaciones espacio-temporales. *Limnetica* 11(1): 1-13.
- Moreno JL, MR Vidal-Abarca & ML Suárez. 2001.** Ecosistemas acuáticos de las ramblas murcianas. *Quercus* 184: 24-29.
- Moreno-Amich R, M Planelles, C Fernández-Delgado & E García-Berthou. 1999.** Distribución Geográfica de los ciprinodontiformes en la Península ibérica. En: *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía.* Planelles M (Coord). Generalitat Valenciana. Valencia.
- Morrison ML. 2002.** *Wildlife restoration. Techniques for Habitat Analysis and Animal Monitoring.* Society for Ecological Restoration (SER), Island Press. London.
- Oliva-Paterna FJ, A Andreu, PA Miñano, D.Verdíell, A Egea, JA de Maya, A Ruiz-Navarro, J García-Alonso, C Fernández-Delgado & M Torralva. 2005.** YOY fish species richness in the littoral shallows of the meso-saline coastal lagoon (Mar Menor, Mediterranean coast of the Iberian Peninsula). *Journal of Applied Ichthyology* 21.
- Pellegrin J. 1921.** Les poissons des eaux douces de l'Afrique du Nord. *Memories de la Société des Sciences Naturelles du Maroc* 1(2): 158-165.
- Pérez-Ruzafa A & C Marcos. 2003.** El Mar Menor. En: *Los Recursos Naturales de la Región de Murcia: Un Análisis Interdisciplinar.* Esteve MA, M Llorens & C Martínez (Eds). Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia. Murcia.
- Pérez-Ruzafa A, S Navarro, A Barba, C Marcos, MA Cámara & F Salas. 2000.** Presence of pesticides throughout trophic compartments of the food web in the Mar Menor Lagoon. *Marine Pollution Bulletin* 40: 140-151.
- Pérez-Ruzafa A, J Gilabert, JM Gutiérrez, AI Fernández, C Marcos & S Sabah. 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.
- Pérez-Ruzafa A, AI Fernández, C Marcos, J Gilabert, JI Quispe & JA Charton. 2005a.** Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients and chlorophyll a in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Hydrobiologia* 550: 11-27.



- Pérez-Ruzafa A, C Marcos & J Gilabert. 2005b.** The Ecology of the Mar Menor Coastal Lagoon: A Fast Changing Ecosystem under Human pressure. En: *Coastal lagoons. Ecosystem processes and modelling for sustainable use and developments*. Göneng IE & JP Wolflin (Eds). CRS Press. Boca Raton.
- Pérez-Ruzafa A, JA García-Charton, E Barcala & C. Marcos. 2005c.** Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*. Aceptado en Prensa.
- Pittenger JS & CL Springer. 1999.** Native range and conservation of the White Sands pupfish (*Cyprinodon tularosa*). *Southwestern Naturalist* 44(2): 157-165.
- Planelles M. 1992.** *Plan de Recuperación del "Fartet" Aphanus iberus, Valenciennes, 1846, en la Comunidad Valenciana*. Tecnologías y Servicios Agrarios S.A., Centro de Protección y Estudio del Medio Natural. Dirección General de Conservación del Medio Natural, Consellería de Medi Ambient de la Generalitat Valenciana. Valencia.
- Planelles, M. (Ed). 1999.** *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía*. Generalitat Valenciana. Valencia.
- Primack RB. 1998.** *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Associates (Ed). Sunderland, Massachusets.
- Rabinowitz D, S Cairns & T Dillon. 1986.** Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. En: *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Soule ME (Ed). Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.
- Ramírez L, MA Esteve, F Robledano, J Mas, E Martínez, J Medina & E Nicolás. 1989.** *Estudios básicos del Plan de Seguimiento y Recuperación de las poblaciones de Fartet (Aphanus iberus) en la Región de Murcia*. Documento Técnico. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Murcia.
- Rincón PA, AM Correas, F Morcillo, P Risueño & J Lobon-Cerviá. 2002.** Interaction between the introduced eastern mosquitofish and two autochthonous Spanish toothcarps. *Journal of Fish Biology* 61(6): 1560-1585.
- Robledano F. 1993.** Bases para la Conservación de Humedales en el Área del Mar Menor (Murcia, Sureste de España): Criterios para la Regeneración y Restauración. En: *Bases Ecológicas para la Restauración de Humedales en la Cuenca Mediterránea*. Consejería de Medio Ambiente (Ed). Junta de Andalucía, Sevilla.
- Simons LH, DH Hendrickson & D Papoulias. 1989.** Recovery of the Gila topminnow: a success story? *Conservation Biology* 3: 1-5.
- Suárez ML & MR Vidal-Abarca. 1993.** Las Ramblas mediterráneas. Paisajes. En: *Regeneración de la cubierta vegetal*. Actas V Aula de Ecología; Las Ramblas Mediterráneas. Cueto M & A Pallas (Coords). Instituto de Estudios Almerienses. Diputación de Almería.
- Sutherland WJ. 2000.** *The Conservation Handbook. Research, Management and Policy*. Blackwell Science. United Kingdom.
- Torralva M & FJ Oliva-Paterna. 2002.** Problemática de los Ciprinodóntidos en el Sureste Peninsular: Criterios y Estrategia de Recuperación. En: *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*. Doadrio I (Ed). CSIC y Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Torralva M, FJ Oliva-Paterna, C Fernández-Delgado & J García. 1999.** Las poblaciones de *Lebias ibera* (Valenciennes, 1846) en la región de Murcia. En: *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía*. Planelles M (Coord). Generalitat Valenciana. Valencia.
- Turner JT. 1984.** Evolutionary genetics of artificial refugium populations of an endangered species, the Desert Pupfish. *Copeia* 1984: 364-369.
- UICN. 2001.** *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. ii + 33 pp.

- UICN. 2003.** *Directrices para emplear los criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel regional: Versión 3.0.* Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. ii + 26 pp.
- USFWS. 1980.** Comanche Springs Pupfish (*Cyprinodon elegans*) Recovery Plan. U.S. Fish and Wildlife Service. Albuquerque, New Mexico.
- USFWS. 1988.** *Endangered Species Act of 1973. As Amended Through the 100th Congress.* U.S. Department of the Interior, Washington, DC.
- USFWS. 1990.** Recovery Plan for the Endangered and Threatened Species of Ash Meadows, Nevada. U.S. Fish and Wildlife Service. Portland, Oregon.
- USFWS. 1993.** Desert Pupfish (*Cyprinodon macularius*) Recovery Plan. U.S. Fish and Wildlife Service. Albuquerque, New Mexico.
- USFWS. 1994.** Yaqui Fishes Recovery Plan. U.S. Fish and Wildlife Service. Albuquerque, New Mexico.
- USFWS. 1998.** Gila topminnow, *Poeciliopsis o. occidentalis*, revised Recovery Plan. Albuquerque, New Mexico.
- Varela-Romero A, G Ruiz-Campos, LM Yépiz, & J Alaníz. 2003.** Distribution, habitat and conservation status of desert pupfish (*Cyprinodon macularius*) in the Lower Colorado River Basin, Mexico. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 12: 157-165.
- Vidal-Abarca MR. 1990.** *Los ríos de las cuencas áridas y semiáridas: Una perspectiva ecológica comparativa y de síntesis.* Tesis doctoral. Universidad de Murcia.
- Vidal-Abarca MR, ML Suárez & L Ramírez. 1992.** Ecology of Spanish semiarid streams. *Limnetica* 8: 151-160.
- Vidal-Abarca MR, C Montes, ML Suárez & L Ramírez. 1990.** Sectorización ecológica de cuencas fluviales: aplicación a la cuenca del río Segura (SE España). *Anales de Geografía de la Universidad Complutense* 10: 149-182.
- Vidal-Abarca MR, ML Suárez, JL Moreno, R Gómez & I Sánchez. 2000.** Hidroquímica de un río de características semiáridas (Río Chícamo; Murcia): Análisis espacio-temporal. *Limnetica* 18: 57-73.
- Vidal-Abarca MR, ML Suárez, C Guerrero, J Velasco, JL Moreno, A Millán & A Perán. 2001.** Dynamics of dissolved and particulate organic carbon in a saline and semiarid stream of southeast Spain (Chicamo stream). *Hydrobiologia* 455: 71-78.
- Vidal-Abarca MR, ML Suárez, R Gómez, C Guerrero, MM Sánchez-Montoya & J Velasco. 2004.** Intra-annual variation in benthic organic matter in a saline, semi-arid stream of southeast Spain (Chicamo stream). *Hydrobiologia* 523: 199-215.
- Villwock W & A Scholl. 1982.** Ergänzende mitteilungen über *Aphanius* aus der oase Azraq/Jordanien sowie betrachtungen zum taxonomischen status eines neuen *A. iberus* (Cyprinodontidae: Pisces) aus dem oued zousfana, Igli/Nordwest-Algerien). *Mitteilungen ints Hamburg Zoologischen Museum und Instituts* 79: 267-271.
- Whittaker RJ, MB Araújo, P Jepson, RJ Ladle, JE Watson & KJ Willis. 2005.** Conservation Biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distribution* 11: 3-23.
- Williams JE, DW Sada & CD Williams. 1988.** American Fisheries Society Guidelines for Introductions of Threatened and Endangered Fishes. *Fisheries (Bethesda, Maryland)* 13: 5-11.

