

El fartet en la Región de Murcia: Biología y Conservación

**Francisco J. Oliva Paterna
Mar Torralva Forero**

Agradecimientos

La información que se recoge en la presente memoria es, en gran medida, fruto de proyectos de investigación desarrollados a lo largo de varios años, durante los que se ha acumulado una cuantiosa deuda de gratitud sobre un gran número de personas, entidades y organismos.

Mostrar nuestro agradecimiento al Departamento de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia y, en particular, a los miembros del Área de Zoología del mismo, por, en primer lugar, proporcionar la posibilidad de realizar el trabajo y, a su vez, favorecer e infundir el entorno preciso para su elaboración.

En el ámbito del asesoramiento, ha resultado muy fructífera la colaboración estrecha que desde hace años mantenemos con el Grupo de Investigación Aphanus de la Universidad de Córdoba a través de su director el Dr. Carlos Fernández Delgado.

Tenemos que ser muy considerados con los profesores e investigadores del Departamento de Ecología e Hidrología de la Universidad de Murcia, especialmente con los doctores José Antonio Palazón Ferrando y José Francisco Calvo Sendín que nunca nos han negado una consulta estadística.

Los trabajos aquí realizados no se habrían llevado a cabo sin el empuje y la decisión de determinados técnicos y gestores de la Dirección General del Medio Natural de la Comunidad Autónoma de Murcia, hacia los que también mostramos nuestra gratitud, de forma muy especial a Justo García Rodríguez y Juan Faustino Martínez Fernández.

Destacar un agradecimiento muy especial hacia los componentes del equipo investigador y humano que desarrolla la línea de investigación en Conservación de Vertebrados Acuáticos principalmente peces y anfibios, del área antes mencionada y del que formamos parte.

Finalmente, un reconocimiento personal y verdaderamente sincero, aunque anónimo, hacia aquellas personas y seres que han contribuido enormemente al desarrollo y finalización de este trabajo.

El fartet en la Región de Murcia: Biología y Conservación

Autores: Francisco J. Oliva Paterna, Mar Torralva Forero.

Línea de Investigación: Biología y Conservación de vertebrados acuáticos.

Dpto. Zoología y Antropología Física
Universidad de Murcia.

Introducción

Existen múltiples y variadas evidencias para pensar que, en la actualidad, la pérdida de diversidad biológica, en términos de desaparición de especies, está en el inicio de una nueva fase de extinción en masa que podría rivalizar, e incluso sobrepasar, a cualquiera de los grandes episodios del pasado (Delibes de Castro 2002). Este nuevo periodo, la *Sexta extinción sensu* Leakey & Lewin (1997), es causado exclusivamente por actividades humanas (Meffe & Carroll 1997).

Las consecuencias de esta pérdida de diversidad son múltiples y variadas, desde los niveles infraespecíficos hasta los ecosistémicos (Primack & Ros 2002). En resumen, la protección de la biodiversidad debe considerarse importante por sus valores intrínsecos e instrumentales o económicos, además de por sus valores espirituales o emocionales (Hunter 1996). Estos beneficios no deben entenderse como excluyentes, aunque pueden variar en función de la localización geográfica y/o tipo de sociedad, y todos ellos deben ser considerados para alcanzar dicha protección.

Recientemente, en aplicación de toda una joven normativa, se están arbitrando fondos públicos destinados exclusivamente a proteger y recuperar especies que se encontraban o se encuentran al borde mismo de la extinción. En España, en los últimos años han visto la luz planes de recuperación para especies que, hasta hace relativamente poco tiempo, eran consideradas alimañas, como el águila imperial, el lince o el quebrantahuesos, por citar algunas de las más emblemáticas. Sin embargo, la comprensión del concepto de biodiversidad ha hecho posible que también se desarrollen proyectos de conservación de especies que, generalmente, pasan desapercibidas al conjunto de la sociedad. El interés por la conservación de los ciprinodontiformes españoles, *Valencia hispanica* (Samaruc), *Aphanius baeticus* (Salinete) y *Aphanius iberus* (Fartet), especies

sin ningún aprovechamiento deportivo y escaso valor comercial, es un claro ejemplo de ello (Fernández-Delgado *et al.* 1997). Esta situación debe considerarse un cambio cualitativo importante en la conciencia conservacionista.

La especie objeto del presente libro, el fartet, es un pez de pequeño tamaño que habita pequeños arroyos y humedales del litoral mediterráneo español. Es una especie endémica, lo que significa que es exclusiva de la Península Ibérica no encontrándose en otros sistemas acuáticos del planeta. La progresiva pérdida de hábitats idóneos para la especie, principalmente por destrucción y contaminación de los mismos, ha provocado una profunda regresión de sus poblaciones, convirtiéndose en una de las especies animales más amenazadas de la Península. Su peligro de desaparición es tal, que está estrictamente protegido por la legislación europea, nacional y regional. De acuerdo con estas normativas, la Comunidad Autónoma de Murcia, en Convenio de Colaboración con la Universidad de Murcia ha venido realizando diversos proyectos, de forma continuada desde 1997, con la finalidad de asegurar el mantenimiento de poblaciones de este pez en peligro crítico de desaparición. Parte de estos trabajos



han culminado en la reciente concesión por la Unión Europea de un proyecto LIFE-Naturaleza (Periodo 2005-2008) para la recuperación de poblaciones exclusivas de fartet en la región. Actualmente, los proyectos LIFE son, probablemente, el principal instrumento financiero para la aplicación y desarrollo de las políticas ambientales de la Unión. Dentro de sus modalidades, LIFE-Naturaleza tiene como objetivo la gestión y conservación de hábitats y especies de flora y fauna silvestres amenazadas.

El éxito para conservar una especie en peligro de extinción radica en la capacidad para sensibilizar a la sociedad y, en especial, a los colectivos que están en contacto directo con la misma (Agentes del Medio Ambiente, ONGs, Comunidades de regantes, Salineros, Pescadores, etc.). Con esta finalidad, el Proyecto LIFE contempla su máxima difusión editando carteles, trípticos informativos, videos, páginas web, etc., que, en definitiva, buscan convencer al ciudadano de la necesidad de conservar la especie y de denunciar cualquier atentado contra ella. Además, entre los objetivos del Proyecto LIFE está la realización de campañas de divulgación y sensibilización puntuales. El libro que aquí introducimos queda enmarcado en estos objetivos de sensibilización. Con éste se pretende que el conocimiento general sobre la especie en la región se vea incrementado y, con ello, la sensibilización necesaria hacia la especie.

El núcleo fundamental de los trabajos que se incluyen en este libro corresponden a estudios realizados en la Línea de Investigación *Biología y Conservación de Vertebrados Acuáticos* (Peces) que desarrolla el Grupo de Investigación Zoología Básica y Aplicada de la Universidad de Murcia (Dpto. Zoología y Antropología Física). Muchos de los mismos, han sido realizados a través de Convenios y Proyectos con la Dirección General del Medio Natural de la Comunidad Autónoma de Murcia. Como se desprende de líneas anteriores, no se pretende que sea un tratado definitivo sobre el fartet en la Región de Murcia, sino más bien una compilación del estado de nuestros conocien-

tos y carencias, que puede servir como base para identificar e intentar resolver los problemas que plantea la conservación de esta especie.

La estructura del libro sigue una secuencia esperada a la hora de abordar la información existente para el establecimiento de criterios y directrices para recuperar una especie amenazada. En el capítulo inicial se expone de forma muy somera los conocimientos generales sobre el taxón objeto. A continuación, el capítulo II corresponde con la fracción central de información de los trabajos y estudios realizados con el fartet en la Región de Murcia, desarrollándose en una secuencia esperada en el contexto del establecimiento de las bases para la recuperación de la especie. De este modo, se presentan la búsqueda de la especie y su rango de distribución actual y potencial, una primera aproximación a su variabilidad genética, un estudio a nivel poblacional sobre su estrategia de vida y el análisis de su dinámica multipoblacional en el Mar Menor y su entorno. Esta parte central se continúa en el capítulo III con el análisis de la problemática sobre la especie y su hábitat en el área geográfica de trabajo, así como la evaluación de su estatus de conservación. Finalmente, en el último capítulo se presentan de forma sintética algunas recomendaciones para ser evaluadas en la elaboración del *Plan de Recuperación* de la especie en la región, así como un breve resumen de los objetivos y actuaciones inmersas en el proyecto LIFE-Naturaleza.

Los próximos años van a resultar decisivos para la conservación del fartet en la Región de Murcia. En consecuencia, va a ser necesario tomar decisiones sobre múltiples aspectos que inciden en la gestión de la especie y su hábitat. Este proceso requiere de unas bases científicas completas, y el tiempo de estudio con la especie todavía es corto, de modo que no se puede dar respuesta a determinados problemas que se plantean en su conservación. Todavía es necesario, por tanto, intensificar su investigación y promover estudios que nos puedan proporcionar las bases interpretativas imprescindibles para mantener la especie a largo plazo en nuestra región.

Peces ibéricos en extinción: el fartet

1.1. Peces continentales nativos en extinción: Ciprinodóntidos ibéricos

“...Con respecto a los programas de conservación de algunas especies, y concretamente de los ciprinodóntidos endémicos samaruc (*Valencia hispanica*) y fartet (*Aphanius iberus*), se ha constatado un notable avance en las medidas adoptadas para la protección y potenciación de sus poblaciones por parte de las administraciones implicadas. No obstante, resulta evidente la necesidad de perseverar en esta línea, a la vez que se considera conveniente la ampliación del ámbito geográfico de actuación a todas las zonas que constituyen el área de distribución original de estas especies...”

Declaración de Peñíscola sobre la Conservación de los Peces Continentales y sus Hábitats.

En Peñíscola, a 5 de octubre de 1994.

Los peces son el grupo más diverso dentro de los vertebrados, no sólo en sus formas o tamaños, sino también en su biología y ecología (Moyle & Cech 1982). Más de la mitad de los vertebrados vivos son peces [51,1%; 24618 peces *versus* 23550 tetrápodos en Nelson (1994)]. A su vez, este mismo autor estima en 9966 (40,5% de los peces) el número de especies que habitan normalmente las aguas continentales.

La tasa crítica de extinción de especies en la que nos encontramos inmersos, que en su mayoría es consecuencia mayoritariamente del deterioro y/o destrucción del hábitat (Meffe & Carroll 1997, Primack &

Ros 2002), se muestra de forma particularmente elevada en sistemas acuáticos epicontinentales. La vulnerabilidad de estos sistemas acuáticos se maximiza, si cabe, en áreas geográficas caracterizadas por presentar un clima mediterráneo (Minckley & Deacon 1991, Moyle & Randall 1998). Europa en su Región Mediterránea, a pesar de su exclusividad y diversidad biológica, ejemplifican dicha vulnerabilidad a través del elevado riesgo de extinción que muestran muchos de sus peces autóctonos (Lelek 1987, Elvira 1995, Crivelli & Maitland 1995).

Recientemente, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), a través de su Programa para la valoración del estatus de la diversidad en sistemas acuáticos (*IUCN Freshwater Biodiversity Assessment Programm*; www.iucn.org/themes/ssc/programs/freshwater), ha evaluado el riesgo de extinción de 253 especies de peces dulceacuícolas del área circunmediterránea (Smith & Darwall 2005). Los resultados de esta evaluación, muestran al 56 % de los peces nativos bajo niveles de amenaza (18 % CR: *En Peligro Crítico*; 18 % EN: *En Peligro*; 20 % VU: *Vulnerable*).

La situación de grave declive de los peces autóctonos en la Península Ibérica viene siendo evidente desde hace unos años (Almaça 1995, Elvira 1995 y 1996). Este aspecto ha sido ampliamente remarcado desde la *Declaración de Peñíscola sobre la Conservación de los Peces Continentales y sus Hábitats* (Castellón, 1994), y el *Seminario sobre Conservación, Recuperación y Gestión de la Ictiofauna Continental Ibérica* (Sevilla, textos de ponencias en Granada-Lorencio 1997), destacando la

necesidad de aunar esfuerzos para impedir el declive de sus poblaciones.

En la última edición del *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España* (Doadrio 2002), como último trabajo de síntesis sobre el territorio nacional, se presentan un total de 46 especies de peces epicontinentales autóctonos. En este trabajo el 84,7 % de estas especies muestran un nivel de amenaza superior al *Vulnerable* según criterios de la UICN. A su vez, los dos factores de amenaza que son destacados como más importantes son la destrucción y deterioro de los hábitats, junto con la introducción de especies foráneas, ambos producto de la actividad humana.

Los Ciprinodóntidos, entendidos como los miembros de la familia Cyprinodontidae (*sensu* Parenti 1981), conforman un grupo de pequeños peces caracterizados por sus altos rangos de tolerancia ecológica, habitan arroyos, marjales y fuentes aisladas, así como zonas someras de ríos, lagunas y otros sistemas acuáticos de mayor envergadura (Minckley & Deacon 1991). Además, son capaces de desarrollar su ciclo vital en estuarios, deltas, arroyos salinos y explotaciones salineras con un pH extremo, elevadas temperaturas y concentraciones de sales muy elevadas. En general, son característicos de hábitats marcados por sus exigencias ambientales.

En sistemas epicontinentales del litoral mediterráneo y atlántico meridional de la Península Ibérica, habitan tres ciprinodóntidos endémicos, es decir, únicos y exclusivos de nuestro territorio peninsular. Junto al fartet (*Aphanius iberus*), el salinete (*Aphanius bae-*

ticus) recientemente descrito, y el Samaruc (*Valencia hispanica*) son tres joyas faunísticas de nuestro patrimonio que reflejan indiscutiblemente el estado crítico de nuestra fauna (Doadrio 2002). En las últimas décadas, sus poblaciones han sufrido tal regresión en la totalidad de su área de ocupación (Mas 1981 y 1986, Elvira 1995, Planelles 1996, Fernández-Delgado *et al.* 1997, Moreno-Amich *et al.* 1999, Torralva *et al.* 1999, Torralva & Oliva-Paterna 2002, Oliva-Paterna *et al.* 2006a y 2006b), que han sido declaradas con categorías de alto riesgo de extinción a nivel regional, nacional e internacional (Elvira 1995, Doadrio 2002).

Normalmente, la actitud de la sociedad frente a la situación de los peces continentales es dual, positiva frente a especies de interés deportivo, en definitiva con importancia comercial, e indiferente frente al resto, un anonimato que se pierde en ocasiones cuando una mortalidad *repentina* descubre su entidad (García-Novo 1997). No obstante, el caso de los Ciprinodóntidos peninsulares resulta algo peculiar, bien por impulso del colectivo científico y naturalista, bien por un cierto incremento en la concienciación de técnicos y gestores de organismos relacionados con la conservación, los miembros del grupo se encuentran legalmente protegidos desde, prácticamente, el nacimiento de la normativa sobre protección de especies. Además, tal y como se ha mencionado, con un grado de protección muy elevado equiparable a especies tan emblemáticas como el lince ibérico o el águila imperial. En consecuencia, la protección efectiva del fartet, el salinete y el samaruc, que son un patrimonio exclusivo, deber ser, por ley y ética, una prioridad.

1.2. Especie objetivo: el fartet (*Aphanius iberus*)

ORDEN CYPRINODONTIFORMES

Familia Cyprinodontidae GILL, 1865

Subfamilia Cyprinodontinae GILL, 1865

Género *Aphanius* NARDO, 1827

Especie *Aphanius iberus*

(VALENCIENNES, 1846)

Descripción original en CUVIER & VALENCIENNES, 1846

Descripción anatómica y morfológica

El Fartet (*Aphanius iberus*) es un pez de pequeño tamaño que no suele superar los 6 cm de longitud total. Presenta un cuerpo compacto, corto y robusto, más alto en la parte anterior que en la posterior. Los ojos, relativamente grandes en comparación con el tamaño corporal, se sitúan cerca del perfil dorsal de la cabeza. La boca es súpera, protráctil y pequeña, con la mandíbula inferior más prominente que la superior (Oliva-Paterna 2006).

Todas las aletas presentan una forma redondeada en su borde distal (Parenti

1981). Las aletas dorsal y anal son casi opuestas y se sitúan en la mitad posterior del cuerpo, las aletas pelvianas están situadas en posición abdominal. La línea lateral no está muy marcada, y sólo es visible por un punto que ocupa el centro de cada escama.

Una característica común en la mayoría de Ciprinodóntidos es su marcado dimorfismo sexual (Parenti 1981), rasgo que también está presente en el fartet. Las diferencias entre sexos son tan marcadas que, en un principio, llevaron a clasificar machos y hembras como especies distintas (Figs. 1.1 y 1.2).

Los machos son más estilizados y de menor tamaño que las hembras y, aunque ambos sexos presentan el dorso parduzco y la zona ventral plateada, las hembras presentan una coloración más críptica que los machos (Figs. 1.1 y 1.2). Sobre los flancos de éstos se distribuyen puntos y líneas transversales plateadas y azuladas que aumentan en intensidad hacia la zona posterior, incluyendo toda la aleta caudal. Sin

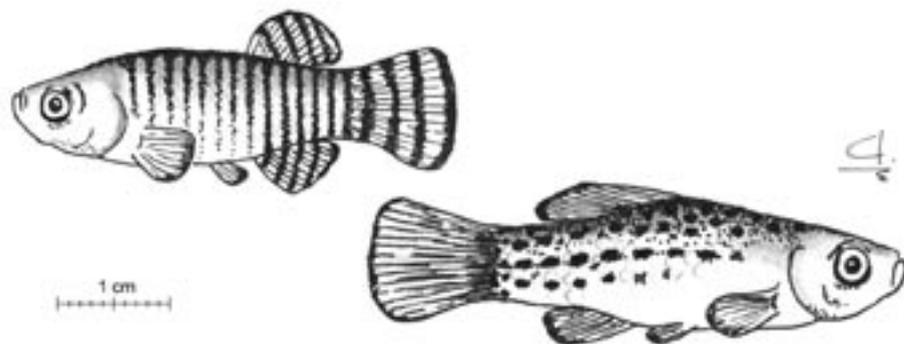


Figura 1.1. Macho (arriba) y hembra (abajo) adultos de fartet. (Ilustración A.I. Torres Vaquero).

embargo, en los flancos de las hembras existen unas manchas redondeadas de color pardo oscuro que se disponen normalmente en líneas longitudinales, más continuas en la región caudal. En el periodo de cortejo la coloración de los machos se intensifica y aparece una tonalidad amarillenta sobre los flancos y la zona ventral.

En este epígrafe se ha presentado una esquematización genérica de la anatomía y morfología de la especie, si bien, el fartet es una especie muy polimórfica (Oliva-Paterna *et al.* 2006a), por lo que diseño, color y tamaño presentan una notable variación de unas poblaciones a otras.

Biología y Ecología

Habita en charcas y lagunas litorales, salinas, desembocaduras de ríos, así como cuerpos de aguas dulces (Planelles 1999). No obstante, su hábitat natural parece haberse desplazado por competencia con especies introducidas como *Gambusia holbrooki*, y en la actualidad es más frecuente en zonas salobres o hipersalinas donde las poblaciones de *G. holbrooki* no resultan viables. Por tanto, es una especie eurihalina, llegando a habitar todo el rango de aguas desde las completamente dulces hasta las hipersalinas. Además, esta acusada eurihalinidad debe tener consecuencias importantes en el uso y selección de hábitat por parte de la especie (Alcaraz *et al.* 2007).

La especie fue clasificada como sedentaria y estuarina por De Sostoa y colaboradores (1990). En general, estos son peces adaptados a vivir en hábitats con densa vegetación acuática, fondos blandos, baja concentración de oxígeno y corriente lenta. Tam-

bién resiste una amplia variación tanto de temperaturas como de oxígeno disuelto en el agua. Así, gracias a la capacidad de vivir en ambientes muy dispares (Doadrio 2002), la especie va paliando el efecto gradual de la destrucción de sus hábitats mediante la ocupación de masas de aguas artificiales,



Figura 1.2. Ejemplares de fartet en los que se aprecia perfectamente la morfología y patrón de colorido característico de la especie; (A) macho, (B) Hembra, y (C) Juvenil indeterminado.

(Fotografías: Carlos González Revelles).

como canales, acequias y evaporadores de las salinas (Oliva-Paterna *et al.* 2006a).

El fartet presenta una estrategia de vida que es propia de ambientes fluctuantes. En poblaciones externas a la Región de Murcia donde se ha estudiado su crecimiento resultó ser una especie poco longeva con una mortalidad aproximada del 90% de los individuos antes del primer invierno (García-Berthou & Moreno-Amich 1992, Vargas & Sostoa 1997). La especie realiza puestas múltiples y el periodo de reproducción en las poblaciones del Delta del Ebro va desde mayo hasta agosto (Vargas & Sostoa 1997), si bien, nuestros datos en las poblaciones de la región apuntan hacia un periodo reproductor más duradero dependiendo de la climatología anual. En función de su inversión gonadal, las hembras desarrollan un esfuerzo reproductor más elevado que el de los machos y pueden realizar entre 10 y 30 puestas a lo largo del periodo reproductor.

Es resumen, el fartet es una especie de ciclo corto caracterizada por un crecimiento rápido, una madurez sexual muy temprana que les permite reproducirse a los pocos meses de haber nacido y un elevado esfuerzo reproductor (Fernández-Delgado *et al.* 1988).

Esta especie presenta una dieta estrechamente relacionada con las características físico-químicas del ambiente, reduciendo o aumentando su nicho trófico en función de la disponibilidad de presas en el medio (Alcaraz & García-Berthou 2006). Presenta una dieta omnívora, alimentándose de crustáceos, larvas de insectos, detrito y algas principalmente. Según los estudios

de alimentación realizados, los copépodos harpacticídeos se pueden considerar como las presas principales, también anfípodos aóridos conforman presas de importancia y, en conjunto, presentan una preferencia trófica por microcrustáceos (Vargas & Sostoa 1999, Alcaraz & García-Berthou 2006).

En general, la dieta de la especie es similar a otras especies del género *Aphanius*, aunque especies como *Aphanius dispar* y *Aphanius mento* muestran una dieta más herbívora. A su vez, en estudios experimentales de interacción con especies como *Valencia hispanica* y *Gambusia holbrooki*, la especie ha mostrado niveles intermedios de voracidad y saciedad (Caiola & De Sostoa 2005), y los individuos jóvenes de la misma han mostrado decrementos en la tasa de alimentación en presencia de ejemplares de *Gambusia holbrooki* (Rincón *et al.* 2002).

Distribución del fartet en la Península

Actualmente, la especie es considerada un endemismo de la Península Ibérica. A escala mundial su área de distribución esta restringida a su distribución en España (Doadrio 2002). Mencionado con anterioridad, el panorama nacional queda conformado por dos especies del género: *Aphanius baeticus* con distribución atlántica, y *Aphanius iberus* con distribución mediterránea (Fig. 1.3).

El área de distribución histórica del fartet abarcaba desde el sur de Francia, por todo el este y sureste peninsular hasta la provincia de Almería, probablemente en grupos poblacionales aislados. También se incluían en las referencias sobre su presencia los enclaves del litoral atlántico

con presencia actual de *Aphanius baeticus* (Fernández-Delgado *et al.* 2000, Doadrio *et al.* 2002). Además, se conocen citas referentes a la especie en algunas localidades del norte de África (Villwock 1970). No obstante, en la actualidad se considera un endemismo de la Península Ibérica. Por un lado, se conoce la extinción de las poblaciones referenciadas en Francia que, además fueron interpretadas como una introducción no exitosa (Keith *et al.* 1992). Por otra parte, análisis de electroforesis de proteínas (Villwock & Scholl 1982) han revelado una posición taxonómica incierta para algunas de las poblaciones citadas en el norte de África, aspecto al que debe añadirse la reciente descripción de *Aphanius saourensis* en esa área geográfica (Blanco *et al.* 2006).

De este modo, el rango de distribución actual del fartet abarca desde los Aiguamolls del Alto Ampurdán (Gerona) hasta la Albufera de Adra (Almería) (Moreno-Amich *et al.*

1999), con una presencia discontinua en no más de 20 pequeños grupos poblacionales totalmente aislados, muchos de éstos con una identidad genética propia (Fig. 1.3).

En varios de los trabajos recientes se destaca la regresión que, en las últimas décadas, han sufrido las poblaciones de esta especie (Moreno-Amich *et al.* 1999, Torralva *et al.* 1999, Doadrio 2002, Oliva-Paterna *et al.* 2006a, entre otros), si bien, ya en los años sesenta se hizo patente (Vidal-Celma 1963). Sin embargo, la imprecisión que se puede encontrar en muchos de estos trabajos es grande, por lo que determinar con exactitud la magnitud de la regresión que ha sufrido es una tarea complicada. No obstante, teniendo en cuenta la distribución actual y conociendo las características del hábitat que ocupa, se sospecha que el área de distribución nativa debió ser considerablemente más amplia (Fernández-Pedrosa 1997).

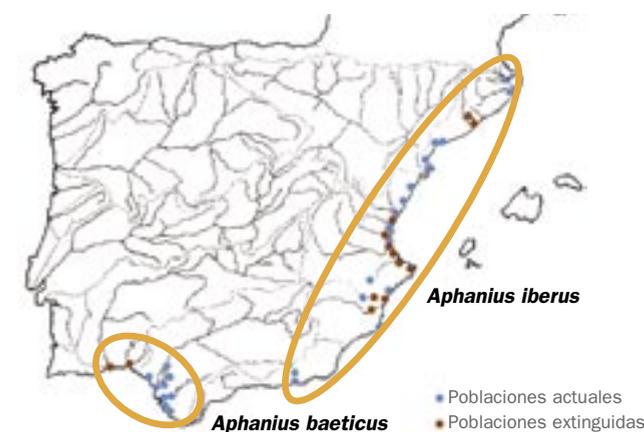


Figura 1.3. Distribución geográfica del género *Aphanius* en la Península Ibérica. Situación de localidades con poblaciones presentes en la actualidad y localidades con poblaciones extintas (Modificado de Moreno-Amich *et al.* 1999).

2. Biología y Ecología del fartet en Murcia

2.1. Distribución del fartet en la región

Distribución histórica del fartet en Murcia

El concepto de *distribución histórica* es básico para determinar el rango de distribución potencial para la recuperación una especie en peligro de extinción (Morrison 2002). El *rango de distribución histórica* de una especie es entendido como el área de distribución que queda descrita por datos bibliográficos o citas referenciadas de la misma (Hendrickson & Brooks 1991). Cuando se trabaja con grupos faunísticos con escasas referencias, como es el caso de los peces epicontinentales, la distribución histórica obtenida a partir de referencias bibliográficas no refleja correctamente la distribución nativa de una especie, ésta normalmente suele estar minimizada.

En la Región de Murcia, la distribución histórica del fartet incluía dos núcleos poblacionales, uno interior ubicado en la propia Huerta Murciana (Vega media) dentro de la Cuenca Hidrográfica del río Segura y otro litoral, ubicado en la laguna costera del Mar Menor y los humedales de su entorno (Torralva *et al.* 1999) (Fig. 2.1). La ausencia o escasez de muestreos y trabajos exclusivos de peces epicontinentales hasta fechas recientes en prácticamente la totalidad del territorio murciano (revisión en Mas 1986), apoyaría 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 e interior de la provincia de Alicante (Mas 1981 y 1986, Planelles 1999).

En la Tabla 2.1 se presentan la totalidad de citas históricas y localidades del fartet en la Región de Murcia hasta 1997,



Figura 2.1. Distribución histórica del fartet en la Región de Murcia. La especie estaba citada en diversas localidades dentro de dos núcleos poblacionales: Huerta de Murcia y Mar Menor.

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 <i>et al.</i> (1989); Doadrio <i>et al.</i> (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 <i>et al.</i> (1986); Ramírez <i>et al.</i> (1989) Mas <i>et al.</i> (1994); Doadrio <i>et al.</i> (1996)	Canales y balsas de la propia salina
Salinas de Marchamalo	Flores Bernal (1983); Ramírez <i>et al.</i> (1989); Doadrio <i>et al.</i> (1996)	Canales y balsas de la propia salina
Salinas del Rasall	Flores Bernal (1983); Ramírez <i>et al.</i> (1989)	Canales y balsas de la propia salina
Charcas y canales en salinas abandonadas (Mar Menor)	Mas (1981); Mas <i>et al.</i> (1994); Ramírez <i>et al.</i> (1989); Doadrio <i>et al.</i> (1996)	Punta Galera Marinas del Carmolí Saladar de Lo Poyo

Tabla 2.1. Listado de localidades con referencias bibliográficas de la presencia de poblaciones históricas de fartet en la Región de Murcia (Torralva *et al.* 1999).

inicio de los trabajos desarrollados por el Departamento de Zoología y Antropología en Convenio de colaboración con la Dirección General del Medio Natural (Torralva *et al.* 1998 y 1999a).

Distribución actual del fartet en Murcia

Los estudios para el establecimiento de la distribución actual del fartet en la Región de Murcia se realizaron en dos fases jerárquicas de trabajo (Torralva *et al.* 1998): (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 periodo de trabajo de campo para la primera fase abarcó 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 la superficie regional) cubriendo la totalidad de comarcas, con la excepción de la Comarca del Noroeste (Fig. 2.2).

En cada localidad de muestreo, el método y protocolo para la captura era determinado *in situ* dependiendo de las características del cuerpo de agua. Previo a la pesca, se tomaban datos del hábitat y de las amenazas potenciales y/o reales sobre la zona. Se utilizaron métodos de pesca activos y/o pasivos (Figs. 2.3. y 2.4) y la diversidad de ambientes muestreados fue notable, desde aquéllos con un grado de naturalidad alta (ramblas, arroyos, etc.) a otros to-

talmente artificiales (acequias, canales cementados, embalses, etc.).

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.

En esta primera fase, destaca el hallazgo de una nueva población de fartet localizada en el Río Chícamo. Una población aislada con una abundancia escasa de ejemplares, ubicada en la cabecera de dicho arroyo en un tramo dulceacuícola con una longitud aproximada de 2 Km (salini-



Figura 2.2. Localización del total de puntos estudiados (n = 266) durante la fase de búsqueda sistemática de la especie en la región (1997-1998) (Puntos rojos: Localidades estudiadas; Puntos verdes: Localidades muestreadas; Puntos azules: Localidades con presencia de fartet).



Figura 2.3. Métodos de pesca activos utilizados en las campañas de búsqueda sistemática de fartet en la Región de Murcia. (Fotografías: Conservación de Vertebrados Acuáticos).

Métodos Pesca Pasivos

(A) y (B) **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.

(C) y (D) **Nasas camaroneras**: Nasas flexibles con 2 muertes y una malla \leq 3 y 5 mm.

(E) **Nasas de polietileno**: Trampas tipo nasa construidas con botellas de plástico, viables para la captura de especímenes de pequeño tamaño en ambientes extremadamente someros.



Figura 2.4. Métodos de pesca pasivos utilizados en las campañas de búsqueda sistemática de fartet en la Región de Murcia. (Fotografías: Conservación de Vertebrados Acuáticos).

dad < 10⁰/100). Además, se obtuvieron un total de 9 nuevas citas de la especie en la ribera del Mar Menor y su entorno.

La situación reflejaba la profunda regresión que la especie ha sufrido en toda su área de distribución (Moreno-Amich *et al.* 1999). Con excepción del río Chícamo, no se localizó ninguna población del que debió ser el núcleo interior de presencia de la especie en la región (Fig. 2.5). Por otro lado, la población litoral se presentaba con una distribución fragmentada en pequeños núcleos con diferente grado de conservación (Fig. 2.5).

La especie no fue 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 2.1). La ausencia de la especie en la Huerta Murciana es probablemente debida a la contaminación

y alteración irreversibles de los sistemas acuáticos de la misma (Mas 1986, Ballester 2003). Por otro lado, la desecación y la urbanización de amplias zonas del litoral del Mar Menor (Lo Poyo, Salinas de Punta Galera, etc.) y el abandono de la actividad salinera (Salinas del Rasall) hayan sido las causas de las extinciones locales detectadas en dichos hábitats.

Finalmente, cabe mencionar que aunque la especie se encuentra únicamente en dos unidades geográficas, destacan las notables diferencias ecológicas existentes entre ellas.

Unidad Ecogeográfica del Mar Menor y su entorno

En función de los resultados obtenidos en la primera fase de búsqueda de la especie, el Mar Menor y su entorno se mostraron como la *Unidad Ecogeográfica* de mayor importancia en términos de presencia de la

misma. Estas *Unidades Ecogeográficas* deben entenderse como áreas suprageográficas de actuación o manejo con presencia de la especie definidas, básicamente, por el criterio de situación o aislamiento geográfico (Manel *et al.* 2003).

Entre el verano de 2002 y la primavera de 2004 se realizó una segunda fase de búsqueda más intensa en el ámbito de estudio del Mar Menor y su entorno. Los objetivos establecidos en ésta fueron: (1) El establecimiento detallado de las localidades que albergaban la especie con una aproximación descriptiva a la dinámica temporal de su Presencia – Ausencia, y (2) La caracterización descriptiva de las tipologías de sistemas acuáticos que ocupaba la especie en esta unidad.

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

Dentro de cada sector se establecieron un mínimo de 2 localidades de muestreo por campaña. En el caso de las áreas someras de la laguna y sus islas interiores, las localidades de muestreo consistieron en franjas paralelas a la orilla de aproximadamente 300 m de longitud. Los humedales adyacentes fueron muestreados estableciendo un número de localidades por humedal acorde a la superficie de cada uno. A modo de ejemplo, en las Salinas de San Pedro del Pinatar se establecieron 7

localidades de muestreo que abarcaron la totalidad del humedal y los diferentes mesohábitats presentes en el mismo.

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 del fartet en la comunidad ictiológica existente. Es decir, fueron realizados muestreos cualitativos mediante el uso de redes de arrastre manual (Fig. 2.4), salabres o cedazos y la utilización de trampas tipo nasa (*Minnow-traps*, Harrison *et al.* 1986). El esfuerzo de muestreo fue variable según la metodología, pero se estandarizó para cada localidad en función del ambiente de muestreo.

En la Tabla 2.2 se presenta el listado de los sectores con presencia de fartet en el periodo de estudio 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 (Tabla 2.2):

- 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 datos de distribución del fartet en el Mar Menor expuestos por Mas (1981), el inventario de



Figura 2.5. En la actualidad, la especie puede detectarse en dos núcleos poblacionales aislados geográficamente: el Río Chícamo y la laguna costera del Mar Menor y humedales adyacentes.

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	Cartagonovo (P31) 30SXG887772	I
Alcázares (AS11)	*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
Sa de San Pedro exterior (AS16)	Zona Norte (P42) 30SXG919723	I
	Molino La Calcetera (P44) 30SXG972860	I

Tabla 2.2. Relación de localidades con presencia constatada de fartet en alguna de las campañas de búsqueda de la especie en la *Unidad Eco geográfica* del Mar Menor y humedales de su entorno.

Sector de Muestreo	Puntos de Muestreo	Tipología
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
Sa de San Pedro del Pinatar (HA01)	Charca del Coterillo (PH05) 30SXG973888	IV
	Charcas naturalizadas (PH06) 30SXG976871	IV
	Canal Molino Calcetera (PH07) 30SXG974861	IV
	Balsones La Llana (PH08) 30SXG980855	IV
	Balsones Sur (PH09) 30SXG980855	IV
	Canal Molino Quintín (PH10) 30SXG961884	IV
Sa de Marchamalo (HA02)	Balsones externos (PH12) 30SYG015679	IV
	Balsones internos (PH13) 30SYG009677	IV
Lengua de Vaca (HA03)	Desembocadura Rambla (PH14) 30SXG965694	V
Lo Poyo (HA04)	Canales y Charcas (PH18) 30SXG923717	III
Marinas del Carmolí (HA05)	Canal de Miranda (PH15) 30SXG884748	III
	Charcas de la Marina (PH16) 30SXG896755	III
Los Alcázares (HA06)	Carrizal Los Alcázares (PH19) 30SXG888777	V
La Hita (HA07)	Charcas (PH17) 30SXG922823	I y III
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.

localidades detectado en nuestro trabajo muestra una presencia importante de la especie en áreas someras de la propia laguna. No obstante, su presencia en estas zonas ha resultado irregular en el tiempo, únicamente en los sectores del margen occidental se muestra de forma constante (Fig. 2.6), tres de estos corresponden con las playas o marinas de hu-

medales adyacentes a la laguna con un grado de naturalidad elevado (Playa de Lo Poyo, Playa del Carrizal de Los Alcázares, Playa de la Hita).

Desde inicios de los ochenta, la creación de playas artificiales ha conllevado modificaciones drásticas en zonas someras del perímetro lagunar, provocando cam-

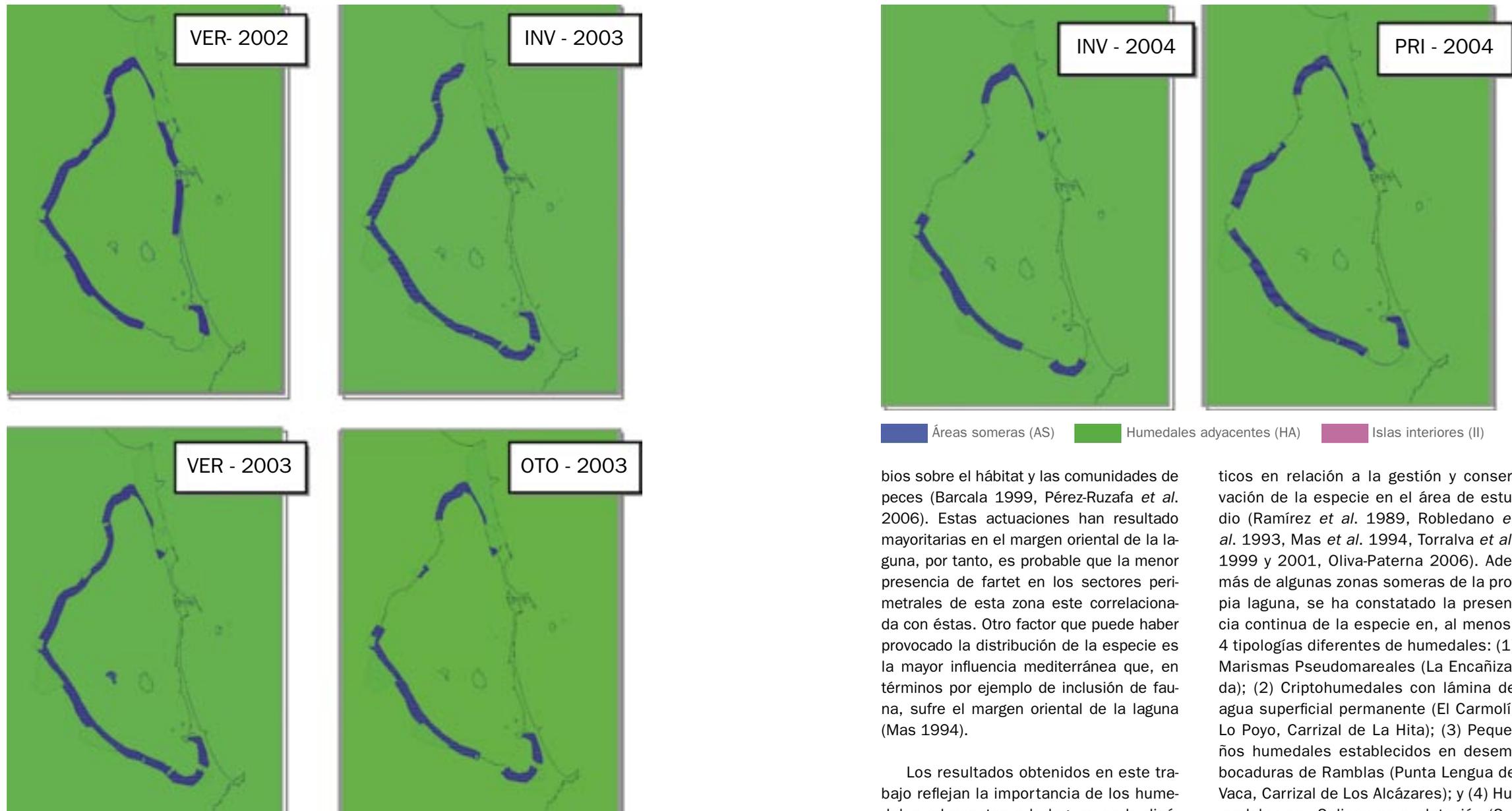


Figura 2.6. Presencia (áreas coloreadas) de fartet en los sectores establecidos en el ámbito de estudio durante las seis campañas de estudio (Fuente: Oliva-Paterna 2006).

bios sobre el hábitat y las comunidades de peces (Barcala 1999, Pérez-Ruzafa *et al.* 2006). Estas actuaciones han resultado mayoritarias en el margen oriental de la laguna, por tanto, es probable que la menor presencia de fartet en los sectores perimetrales de esta zona este correlacionada con éstas. Otro factor que puede haber provocado la distribución 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).

Los resultados obtenidos en este trabajo reflejan la importancia de los humedales adyacentes a la laguna en la dinámica de la especie y, consecuentemente, la importancia de estos sistemas acuá-

ticos 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.* 1999 y 2001, Oliva-Paterna 2006). Además de algunas zonas someras de la propia laguna, se ha constatado la presencia continua de la especie en, al menos, 4 tipologías diferentes de humedales: (1) Marismas Pseudomareales (La Encañizada); (2) Criptohumedales con lámina de agua superficial permanente (El Carmolí, Lo Poyo, Carrizal de La Hita); (3) Pequeños humedales establecidos en desembocaduras de Ramblas (Punta Lengua de Vaca, Carrizal de Los Alcázares); y (4) Humedales con Salinas en explotación (Salinas de San Pedro del Pinatar y Salinas de Marchamalo) (Fig. 2.7).

Finalmente, la detección de la especie en playas de la Isla Perdiguera, aunque en una única campaña, es un dato a resaltar pues muestra la capacidad de desplazamiento de la especie a través de las zonas más profundas de la laguna.

Unidad Ecogeográfica del Río Chícamo

En términos de localidades con presencia y abundancia de individuos, esta unidad presenta menor importancia que el Mar Menor y su entorno. Si bien, su aislamiento geográfico provoca que sea una

unidad de gestión independiente (Fagan *et al.* 2005) que, dada la escasa extensión con presencia de fartet, podría estar bajo un riesgo de extinción muy elevado.

Con idénticos objetivos a los establecidos en el trabajo realizado en el Mar Menor y su entorno, se realizó una segunda fase de búsqueda de la especie en el ámbito de estudio del Río Chícamo y subcuencas del entorno. En este trabajo también los muestreos de campo fueron diseñados de forma sectorizada: (A) Red fluvial natural de las subcuencas del Río Chícamo, Ajaque y Rambla Salada de Fortuna; (B) Balsas de riego del área de influencia de las subcuencas del Río Chícamo, Humedal de Ajaque y Rambla Salada de Fortuna; y (C) Zonas someras de las riberas del Embalse de Santomera.

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 durante un mínimo de 4 meses. El periodo completo de trabajo abarcó desde enero de 2003 hasta diciembre de 2004. No se realizó un seguimiento temporal sistemático, con la excepción de las localidades ubicadas en el tramo de aguas permanentes del Río Chícamo, donde se llevó a cabo un seguimiento estacional de la presencia de la especie desde Invierno de 2003 hasta Otoño de 2004.

Sobre un total de 112 puntos estudiados, únicamente se constató la presencia de la especie en 2 puntos de muestreo localizados en el tramo fluvial permanente de la cabecera del río Chícamo (1,75 % de

los Puntos estudiados). A su vez, la presencia continua de la especie únicamente se fue detectada este tramo de cabecera caracterizado 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 óptimo para una especie tan próxima como el salinete (*Aphanius baeticus*) en pequeños sistemas fluviales del suroeste Andalucía (Fernández-Delgado *et al.* 1999, Clavero *et al.* 2005).

La cuenca del Río Chícamo queda ubicada en el sector ecológico denominado *Zona árida de Fortuna-Abanilla*, establecido por Vidal-Abarca *et al.* (1990). Corresponde con el área más árida de la Cuenca del Segura, no superando las precipitaciones medias anuales los 280 mm. A pesar de la complejidad que caracteriza a la dinámica hidrológica superficial de la red fluvial establecida en este sector ecológico (Vidal-Abarca *et al.* 2000), el sector de aguas permanentes del río Chícamo presenta características similares a la zona de cabecera de un pequeño arroyo, con un cauce estrecho y elevada pendiente (Fig. 2.8). 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 esta compuestas por representantes de los géneros *Chara*, *Cladophora* y *Enteromorpha* (Vidal-Abarca *et al.* 2000, Datos propios).



Figura 2.7. Tipologías diferentes de humedales en los que ha sido detectada la presencia de la especie en el Mar Menor y su entorno. (A) Marismas Pseudomareales (La Encañizada); (B) Pequeños humedales establecidos en desembocaduras de Ramblas (Punta Lengua de Vaca); (C) Humedales con Salinas en explotación (Salinas de San Pedro del Pinatar); y (D) Criptohumedales con lámina de agua superficial permanente (Lo Poyo). (Fotografías: Conservación de vertebrados acuáticos).

La población localizada está acantonada en este pequeño tramo fluvial (< 2 Km), muy vulnerable a la sequía y contaminación agrícola. Si bien, la zona ha sido incorporada a la Lista de Lugares de Importancia Comunitaria (LICs) de la Región de Murcia (Baraza 1999).

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



Rango de Distribución actual y potencial del fartet en Murcia

En el contexto de la gestión y recuperación de especies amenazadas, es prioritario establecer de forma concisa, con descriptores cuantitativos (*Área de Ocupación y Extensión de Presencia*), tanto el *Rango de distribución actual* así como el *Rango de distribución potencial o nativo* de la especie objetivo (Minckley & Deacon 1991, Meffe & Carroll 1997). Además, la importancia de gestionar el área nativa se incrementa considerablemente conforme aumenta el peligro de desaparición de la especie (Clark *et al.* 1994).

En el caso de especies como el fartet,



Figura 2.8. Sector de aguas permanentes del Río Chícamo con características similares a las zonas de cabecera de pequeños arroyos, cauce estrecho y elevada pendiente. (Fotografías: Conservación de vertebrados acuáticos).

con un riesgo de extinción elevado producto de su localización fragmentada y de la imposibilidad de recolonizar con mecanismos naturales muchos hábitats (cabeceras de arroyos, etc.), resulta lógico que, además de proteger las zonas donde actualmente se localiza, sea prioritario reconstituir poblaciones dentro de su *Rango de distribución nativo* o potencial. De forma adicional, también puede ser conveniente realizar *Introducciones de conservación o benignas* (*sensu* UICN 1995, *Guidelines for Re-Introductions*) en hábitats externos a dicho rango nativo.

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 (ecoregión) 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 fartet (Moreno-Amich *et al.* 1999, Doadrio 2002, Torralva & Oliva-Paterna 2002). Las causas del declive de la especie y, por tanto, las amenazas pretéritas y actuales son máximas y homogéneas en esta región (Oliva-Paterna *et al.* 2006a). 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 hidrolo-

gía, el sureste de la Península Ibérica conforma en su conjunto una unidad ecológica dentro de la distribución nativa global de la especie. En esta unidad, el fartet presentaría una distribución potencial que abarca subcuencas hidrológicas y pequeñas cuencas que vierten directamente al Mediterráneo, así como otros sistemas acuáticos localizados en la franja litoral (Altitud < 450 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 (Oliva-Paterna 2006). Esta área de distribución potencial queda inmersa en la *Región Biogeográfica Sur* descrita por Doadrio (1988), abarcando parte de los sectores Andalúz y Mediterráneo.

En esta área potencial, sería asequible la conformación de una red de hábitats 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 sistemas de carácter semi-natural y artificial (*Refugios artificiales* en Turner 1984). De esta forma, podrían realizarse las *Introducciones de Conservación* antes mencionadas como un mecanismo necesario 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).

De acuerdo con lo expuesto, el fartet en la Región de Murcia presenta un ran-

go de distribución potencial que abarca todas las subcuencas de la margen izquierda del río Segura (zona oriental de la región), subcuencas del río Mula y Guadalentín (zonas central y occidental), sistemas acuáticos y cuencas de pequeño tamaño que vierten directamente al Mar Mediterráneo, así como el Mar Menor y humedales de su entorno (Fig. 2.9). Poblaciones de fartet podrían haber existido en distintos sistemas acuáticos conectados con los núcleos 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 la altitud, estimando la ausencia de la especie en sistemas acuáticos a altitudes superiores a los 450 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 na-

tivo 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, muy escasos y que se corresponden con humedales o tramos permanentes de la red de ramblas litorales.

Inventario de Hábitats Potenciales (HPs) para albergar poblaciones

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

Entre los criterios para la selección de los estos hábitats potenciales se evaluó: (1) La ausencia o baja presencia de *Gambusia holbrooki*; (2) Estado de calidad del

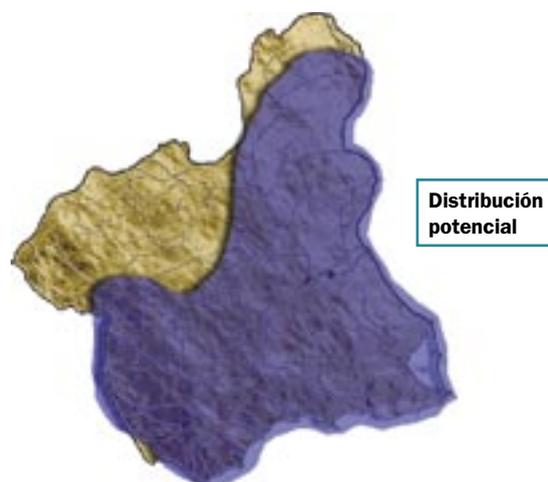


Figura 2.9. Esquematación del Rango de distribución potencial o nativo de fartet en la Región de Murcia.

HP	Tipología	Localización
HP1. Salinas del Rasall	Humedal con salinas	T.M. Cartagena
HP2. Humedal de la Rambla de las Moreras	Humedal en desembocadura de Rambla	T.M. Mazarrón
HP3. Embalse del Moro	Embalses (Áreas someras)	T.M. Cieza-Abarán
HP4. Embalse del Cárcabo - R ^a de las Murtas		T.M. Cieza
HP5. Embalse del Judío - R ^a del Judío		T.M. Cieza
HP6. R ^a Salada de Fortuna	Ramblas con tramos permanentes y fuentes o manantiales	T.M. Fortuna
HP7. Fte. Caputa y R ^a de Perea		T.M. Mula - Cieza
HP8. Fte El Saladillo - R ^a del Canal		T.M. Mazarrón
HP9. R ^a del Reventón - R ^a de la Majada		T.M. Mazarrón
HP10. R ^a del Río Amir		T.M. Mazarrón - Águilas
HP11. R ^a de los Pinillas		T.M. Mazarrón
HP12. R ^a de Torrealvilla		T.M. Lorca
HP13. R ^a del Estrecho (Ra de Caravaca)		T.M. Lorca
HP14. Río Turrilla		Ríos tributarios del Segura
HP15. Río Mula	T.M. Bullas	

Tabla 2.3. Relación de Hábitats potenciales para la reconstitución de poblaciones de fartet en la Región de Murcia.

hábitat; (3) Aislamiento de sistema acuático; (4) Grado de permanencia de las aguas. En la Tabla 2.3 se presenta el listado de ambientes que conformarían este primer inventario abierto de *Hábitats potenciales* para la reconstitución de poblaciones de fartet en la Región de Murcia. No obstante, antes de llevar a cabo una posible reintroducción en cualquiera de los hábitats, debería realizarse un estudio en profundidad de cada uno de los mismos, también sería recomendable asegurar la conservación legal de los espacios en los que se localizan, y que la gestión de los mismos asegurara a largo plazo la viabilidad de las poblaciones a establecer (Minckley 1995).

Además, de acuerdo con los criterios establecidos en las Directrices para la introducción de peces en peligro y amenazados desarrolladas por la *American Fisheries Society* (Williams *et al.* 1988) y aplicados en diversos planes de recuperación de Ciprinodóntidos norteamericanos (Minckley & Deacon 1991, Minckley 1995, entre otros), estos ambientes potenciales se han establecido dentro del rango nativo de la especie.

En la Figura 2.10 se presenta la distribución del fartet en Murcia cuantificada en función de su *Extensión de Presencia* y *Área de Ocupación* (*sensu* IUCN 2001), ésta última en cuadrículas 5x5 Km de pro-

yección 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 re-

constitución de poblaciones de la especie en los inventariados.

En términos de *Extensión de presencia*, podemos observar que el fartet presenta

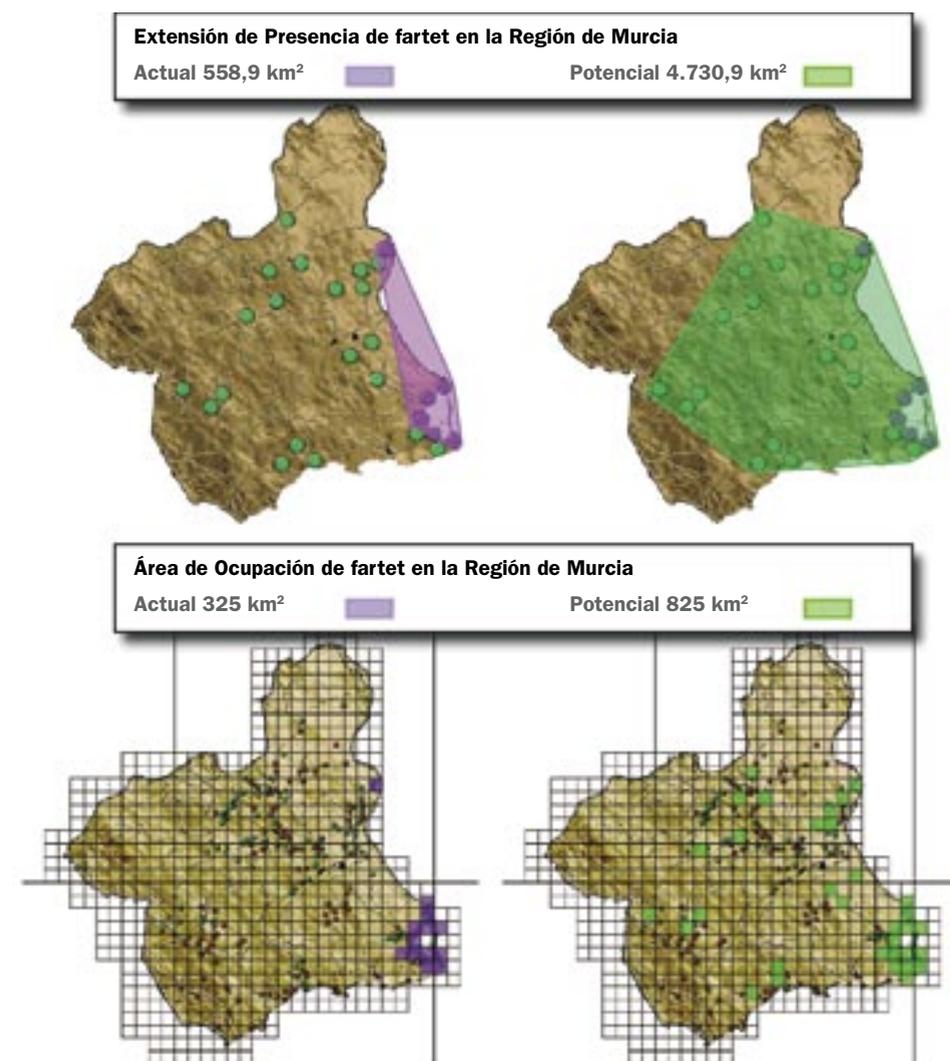


Figura 2.10. Cuantificación, en función de la *Extensión de presencia* y *Área de ocupación* (Cuadrículas 5x5 Km), del Rango de distribución actual y potencial de fartet en la Región de Murcia.

una distribución actual (558,9 Km²) correspondiente con el 11,8 % de su distribución potencial (Fig. 2.10). 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). Si bien, en especies como el fartet 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). De este modo, bajo la suposición del restablecimiento de poblaciones en 15 HPs, la distribución actual según área de ocupación (325 Km²) se corresponde con el 39,4 % de su distribución potencial (Fig. 2.10). 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, aunque varios son los aspectos externos que afectan directamente al riesgo de extinción de la especie en la región, su gestión y rehabilitación en su rango nativo disminuiría, en cualquiera de los casos, su riesgo de extinción de forma significativa.

2.2. Exclusividad genética de las poblaciones de fartet en la Región de Murcia

Los estudios genéticos realizados con el fartet en la Península Ibérica (García-Marín *et al.* 1990, Fernández-Pedrosa *et al.* 1995, Doadrio *et al.* 1996, Fernández-Pedrosa 1997, García-Marín & Plá 1997 y 1999, Perdices *et al.* 2001, Araguas *et al.* 2007) demuestran la aplicación de los aspectos genéticos a la conservación de la especie, y nos indican que el conjunto de las poblaciones de fartet existentes en la actualidad no puede ser considerado como una única unidad poblacional, sino varias evolutivamente diferenciadas. Este patrón advierte que la extinción de una población aislada representaría la pérdida del patrimonio genético y de la historia evolutiva de la especie en el área y, por tanto, su posible adaptación genotipo-ambiente (García-Marín & Plá 1997). En estos casos, la recuperación puede ser mucho más difícil, ya que podría tratarse de un caso único e irremplazable.

Variabilidad genética de las poblaciones de fartet en la Región de Murcia

Durante 1999, en el marco de un convenio entre la Consejería de Agricultura, Agua y Medio ambiente y la UMU, se realizó un estudio específico sobre el estatus y exclusividad genética de las poblaciones de fartet establecidas en Murcia. El objetivo principal de dicho estudio fue el establecimiento de herramientas para la gestión de la variabilidad genética de la especie en la región. A su vez, éste fue realizado en colaboración y bajo la supervisión del Grupo de Investigación especializado en conservación de peces autóctonos del Museo Nacional de Ciencias Naturales de Madrid (CSIC).

Esta aproximación al componente genético del fartet en la región se realizó mediante análisis de electroforesis de proteí-

nas con los siguientes objetivos:

(1) Determinación de la variabilidad genética de las distintas poblaciones y contrastarla con datos previos de la especie (Doadrio *et al.* 1996).

(2) Establecimiento del grado de diferenciación y de flujo genético existente entre las mismas.

(3) Identificación de las *Unidades Operativas de Conservación* (OCUs, *Operational Conservation Units sensu* Doadrio *et al.* 1996) de la especie en la región. Bajo este concepto se identifican las poblaciones o grupos de poblaciones que muestran un mismo patrón genético, definido por la presencia de alelos exclusivos y por agrupamientos basados en las frecuencias alélicas.

El estudio se realizó con 125 ejemplares (25/localidad) de cinco localidades con poblaciones estables de fartet incluidas en las dos unidades ecogeográficas con su presencia: Río Chícamo y Mar Menor. Las poblaciones estudiadas y su localización geográfica se presentan en la Figura 2.11.

El estudio de la variación genética dentro de una especie puede llevarse a cabo a través de distintas técnicas moleculares (Moran 2002). En el caso de poblaciones de peces, la electroforesis de proteínas (= *Electroforesis Aloenzimática*) se ha mostrado como una de las herramientas más eficaces en el estudio de la variabilidad genética (revisión de trabajos peninsulares en Doadrio 2002).

La asunción básica de la técnica radica en que los cambios en la movilidad enzimática dentro de un campo eléctrico refle-

jan cambios en sus secuencias de ADN. Es decir, la movilidad electroforética de proteínas provee una información indirecta acerca de la estructura del ADN. La técnica permite, además, el análisis de un elevado número de proteínas de un mismo organismo, con lo que resulta extremadamente útil para establecer relaciones sistemáticas a bajos niveles taxonómicos y, por tanto, permite comparar poblaciones dentro de una misma especie (Leberg 1992, Maltagliati 1998a y 1998b).

En el presente estudio se analizaron parámetros (Promedio de alelos por locus, Polimorfismo, Heterocigosis observada, Heterocigosis esperada en condiciones de Hardy-Weinberg, parámetros F de Wright, distancias de Nei, etc) idénticos a los calculados en estudios sobre la variabilidad genética de poblaciones de la misma especie y otros ciprinodóntidos del área circummediterránea (Doadrio *et al.* 1996, Perdices *et al.* 1996).

En general, las cinco poblaciones analizadas mostraron una alta variabilidad genética (Tabla 2.4), en especial la población de las Salinas de San Pedro del Pinatar, con valores de polimorfismo y heterocigosidad dentro de los rangos encontrados para otras poblaciones mediterráneas de fartet (Doadrio *et al.* 1996; Planelles 1999, Aragüas *et al.* 2007). Además, las poblaciones del Río Chícamo, Salinas de Marchamalo y Punta Lengua de Vaca, esta última en la propia ribera del Mar Menor, mostraron la presencia de alelos exclusivos.

Las distancias genéticas (Nei 1972) encontradas para las poblaciones estudia-



Figura 2.11. Localización geográfica e imágenes de los puntos de muestreo. P-1 (Salinas de San Pedro del Pinatar); P-2 (La Hita); P-3 (Punta Lengua de Vaca); P-4 (Salinas de Marchamalo); P-5 (Río Chícamo).

Localidades	(A)	(P)	Heterocigosidad media	
			(Ho)	(He)
San Pedro del Pinatar P-1	1,7±0,2	34,8	0,085±0,039	0,148±0,047
Playa de la Hita P-2	1,3±0,1	26,1	0,102±0,042	0,120±0,045
Punta Lengua de Vaca P-3	1,5±0,2	34,8	0,071±0,028	0,121±0,042
Marchamalo P-4	1,5±0,2	30,4	0,051±0,025	0,097±0,039
Río Chícamo P-5	1,4±0,2	30,4	0,119±0,055	0,124±0,045

Tabla 2.4. Valores de los parámetros utilizados para el análisis de la variabilidad genética en las 5 poblaciones de fartet estudiadas en la Región de Murcia.

das muestran la proximidad génica existente entre las poblaciones del Mar Menor y humedales de su entorno. Era lógico esperar que la población con un mayor grado de diferenciación genética fuera la del Río Chícamo, con una distancia de Nei promedio con el resto de 0,131. Aplicando la misma calibración que Doadrio *et al.* (1996) para poblaciones del género *Aphanius iberus* (unidad de distancia de Nei = 20 m.a.), la

separación promedio entre la población del Río Chícamo y el resto de poblaciones del Mar Menor habría sido de 2,62 m.a.

El agrupamiento fenético realizado con las distancias de Cavalli-Sforza & Edwards (1972) (Dendrograma UPGMA en Fig. 2.12) muestra un grupo bien definido (74% de valor de *bootstrap*) formado por las poblaciones de San Pedro del Pinatar, La Hita y

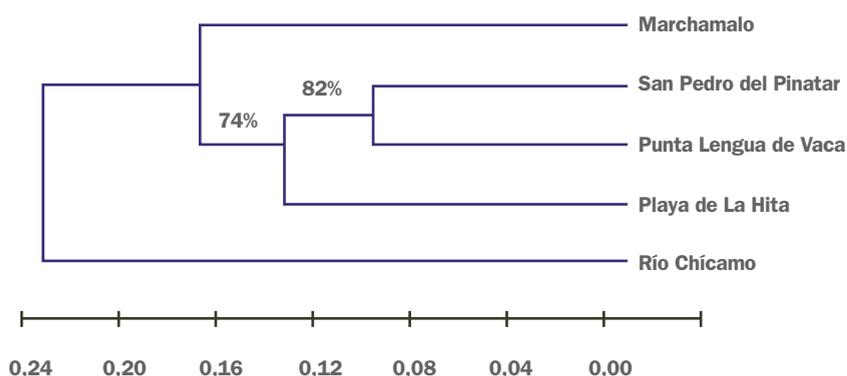


Figura 2.12. Dendrograma UPGMA basado en las distancias genéticas de Cavalli-Sforza & Edwards (1972) de las poblaciones, indicando los valores de *bootstrap* (Fuente: Oliva-Paterna 2006).

Punta Lengua de Vaca. Estas tres poblaciones muestran cierta concordancia entre su ubicación geográfica y su distancia geográfica, ya que presentan una conexión clara entre ellas a través de la propia laguna del Mar Menor. La población de las Salinas de Marchamalo esta también localizada en el entorno del Mar Menor, pero con un flujo de conexión con la laguna mayoritariamente unidireccional. Estas salinas de pequeño tamaño únicamente presentan un canal de entrada de agua, mediante impulso mecánico a través de una bomba, no existiendo ninguna otra conexión con la laguna. Esto provoca que el posible flujo entre las subpoblaciones de la propia laguna y de las salinas sea unidireccional, no existiendo migración de individuos de las salinas hacia la laguna, salvo en procesos puntuales de inundación. Este aspecto podría tener una elevada importancia en la diferenciación genética que esta población muestra respecto al resto del Mar Menor. Finalmente, la población del Río Chícamo queda de forma significativa como la más diferenciada de las cinco poblaciones analizadas (Fig. 2.12).

Importancia de la variabilidad genética en la gestión del fartet

La información obtenida sobre la variabilidad genética del fartet en la región nos ha permitido el establecimiento de 3 *Unidades de Conservación Operacionales*, denominadas *OCUs* (*Operational Conservation Units*, Doadrio *et al.* 1996). Bajo este término se incluyen poblaciones o conjunto de poblaciones que ocupan áreas geográficas continuas y que muestran el mismo patrón genético. De acuerdo con Doadrio *et al.* (1996), una protección efectiva de

las *OCUs* garantizaría la conservación de poblaciones viables de la especie junto con la preservación de su acervo genético.

Con estas premisas, a continuación se presenta una propuesta de actuaciones de gestión para mantener la salud genética de dichas poblaciones:

1. Los programas de actuación (priorizar áreas de conservación, restauración y rehabilitación de espacios, reintroducciones, cría en cautividad, etc.) enmarcados en las directrices del *Plan de Recuperación* de la especie, e incluso fuera de este marco de actuaciones, deben realizarse teniendo en cuenta las tres *Unidades Operacionales de Conservación* establecidas: OCU-1 (Río Chícamo); OCU-2 (Salinas de Marchamalo) y OCU-3 (Mar Menor).

2. Protección *in situ* de las *Unidades Operacionales de Conservación* establecidas (OCU-1 Río Chícamo; OCU-2 Salinas de Marchamalo y OCU-3 Mar Menor). El mejor método para conservar la diversidad genética es mantener poblaciones autosostenibles en hábitats naturales (FAO/PNUMA 1984). De esta forma, la conservación debe enfocarse en el mantenimiento de las unidades poblacionales con un tamaño efectivo que no provoque la pérdida de variabilidad genética.

3. Es recomendable realizar un seguimiento, al menos cada 3 años según Schönhuth *et al.* (2003), de la variabilidad y estatus genético de las poblaciones de fartet en la Región de Murcia. La necesidad de este seguimiento es mayor sobre aquellos grupos (*stocks*) que se establezcan en programas de mantenimiento y cría en cautividad.

4. De forma prioritaria es necesaria la

realización de análisis genéticos más detallados, complementados con morfológicos, para determinar el grado de diferenciación y origen de la población establecida en el río Chícamo (OCU-1).

5. Es preciso aumentar el tamaño efectivo de la población establecida en el Río Chícamo (OCU-1). En este contexto, deben mantenerse *stocks* en cautividad de la misma, aplicando las pautas de gestión expuestas anteriormente. La utilización de *Refugios artificiales* (Turner 1984) con especies similares al fartet se ha mostrado como una herramienta de gestión adecuada. Estos *Refugios* pueden entenderse como sistemas artificiales con condiciones seminaturales: Balsas de riego naturalizadas, Salinas de interior, Albercas o bebederos, etc.

6. El tamaño efectivo de la población establecida en las Salinas de Marchamalo (OCU-2) es, *a priori*, adecuado. No obstante, su exclusividad genética es un indicador del alto riesgo de desaparición, en consecuencia, obliga al mantenimiento de un *stock* en cautividad aplicando las pautas de gestión expuestas.

7. También es recomendable la realización de análisis genéticos más detallados, complementados con morfológicos, para determinar el grado de diferenciación y origen de la población establecida en las Salinas de Marchamalo (OCU-2).

2.3. Estudios sobre la biología del fartet aplicados a su gestión

Entre la variedad de factores que pueden influenciar el éxito en la gestión de una especie bajo riesgo de extinción, el desconocimiento de su biología y ecología puede presentar efectos nefastos (Primack &

Ros 2002). De acuerdo con García-Novo (1997), el desarrollo de programas de investigación sobre la biología y ecología de nuestros peces es una contribución de futuro a su conservación. Esta idea ha sido remarcada por el colectivo científico en múltiples ocasiones. A modo de ejemplo, la necesidad de aumentar el conocimiento de la estrategia de vida de peces con distribuciones fragmentadas, como es el caso del fartet, fue remarcada en el *International Symposium of Freshwater fish conservation: Options for the future* (Algarbe, 2000).

El sureste ibérico conforma una de las unidades poblacionales de fartet más importantes de la Península. Sin embargo, hasta los estudios desarrollados por la línea de investigación en conservación de vertebrados acuáticos del Departamento de Zoología y Antropología física, no se disponía de datos referentes a la biología de la especie en esta zona. Además, aunque los humedales con salinas en explotación constituyen uno de los hábitats críticos para la recuperación y conservación de la especie (Oliva-Paterna 2006), tampoco se disponía de información alguna sobre la dinámica poblacional de la especie en los mismos.

Estrategia de vida del fartet en las Salinas de Marchamalo

En el marco de los convenios establecidos con la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente, nos planteamos la realización de un estudio sobre la biología de la especie en las Salinas de Marchamalo (Mar Menor). El objetivo de éste fue constatar los efectos de la gestión del hume-

dal sobre la estrategia de vida del fartet, atendiendo básicamente a parámetros descriptores de su dinámica de crecimiento y reproducción. La totalidad de resultados sobre este trabajo y una discusión detallada puede encontrarse en Oliva-Paterna (2006) y Ruiz-Navarro (2006).

Las Salinas de Marchamalo son una pequeña explotación salinera (superficie total de 77,78 ha. según el inventario de humedales realizado en el año 2000; Ballester 2003) ubicada en la zona de unas antiguas lagunas temporales en la ribera sur del Mar Menor (Fig. 2.13). Forman parte del *Paisaje Protegido de los Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor* (Ley 4/1992 de Ordenación y Protección del Territorio de la Región de Murcia) y del LIC (Lugar de Importancia Comunitaria, ES6200001) propuesto por la Administración Regional.

Estas salinas presentan unas primeras balsas de almacenamiento, objeto de nuestro estudio, que se encuentran inundadas permanentemente y con una salinidad promedio entre 40 y 50 g/l (Fig. 2.13). En ellas abundan fanerógamas marinas como *Ruppia cirrhosa* o *Zostera noltii*, también aparecen cúmulos de algas filamentosas flotantes, principalmente *Cladophora* y *Chaetomorpha* con desarrollos máximos en julio y agosto, y mínimos durante el invierno. La población de fartet establecida en las salinas muestra sus mayores densidades en estos mesohábitats, de ahí que se seleccionasen para la realización del estudio. Este estudio presenta la primera información contrastable sobre una población de la especie durante un periodo continuo de más de 2 años, y es el primer



Figura 2.13. (A) Visión general de las Salinas de Marchamalo localizadas en la zona sur del aribera del Mar Menor. (B) Primera balsa de almacenamiento en la que se han realizado las capturas de los ejemplares de estudio. (Fotografías: Conservación de Vertebrados Acuáticos).

trabajo sobre su biología en el área más meridional de su rango de distribución.

Desde mayo de 2000 hasta junio de 2002 se realizaron un total de 28 muestreos con salabres y trampas tipo nasa (*Minnow-traps*, Fig. 2.4) uniformemente distribuidas en las balsas de estudio. Durante los dos ciclos de estudio, se realizó un seguimiento temporal de variables del hábitat que podrían resultar explicativas de la estrategia de vida de la especie. Entre otras, se realizaron medidas *in situ* en la totalidad de muestreos de salinidad, temperatura del agua, nivel del agua en las balsas y recubrimiento de vegetación acuática.

En comparación con el resto de hábitats dónde se ha estudiado la biología del fartet, las Salinas de Marchamalo han mostrado el rango de variación más cálido en sus temperaturas del agua (Fig. 2.14). La elevada variación observada en el patrón temporal de salinidad del agua puede ser explicada atendiendo a diversos factores (precipitación, tasa de evaporación, etc.). No obstante, los problemas derivados de la propia gestión en la explotación salinera pueden ser el principal factor que ha provocado la presencia de picos de salinidad en las balsas de estudio (Fig. 2.14). El estado actual de abandono de las insta-

laciones, conlleva que existan problemas a la hora de mantener un flujo de entrada de agua continuo desde el Mar Menor. En función de las necesidades, los técnicos encargados de la explotación salinera mantienen un nivel de agua variable en las balsas de almacenamiento (Fig. 2.14). Sin embargo, a lo largo del periodo de estudio, se han producido 3 acontecimientos de colmatación por sedimentos del canal de entrada a las salinas (Playa El Vivero), lo que provocó periodos con descensos significativos del nivel de agua en las balsas que están correlacionados con los picos de salinidad (Fig. 2.15).

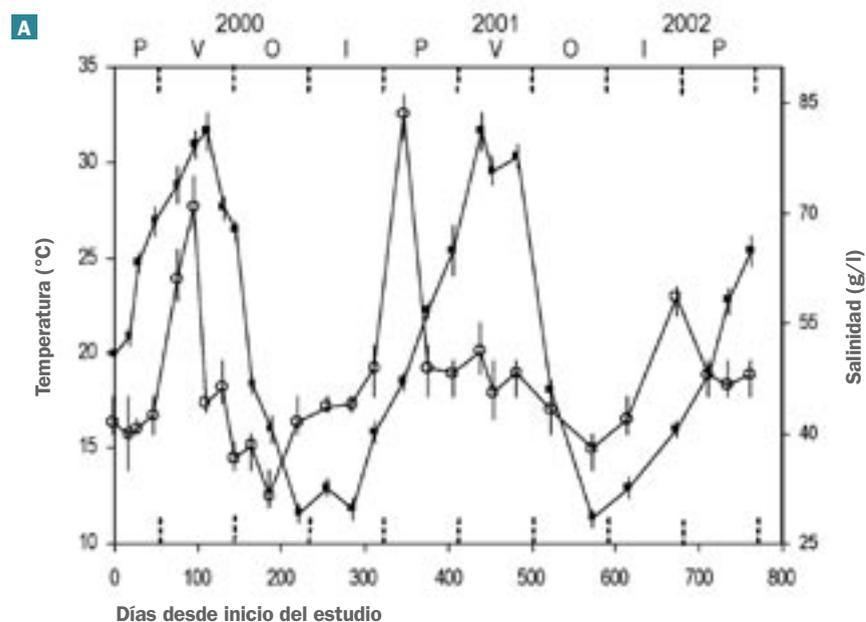
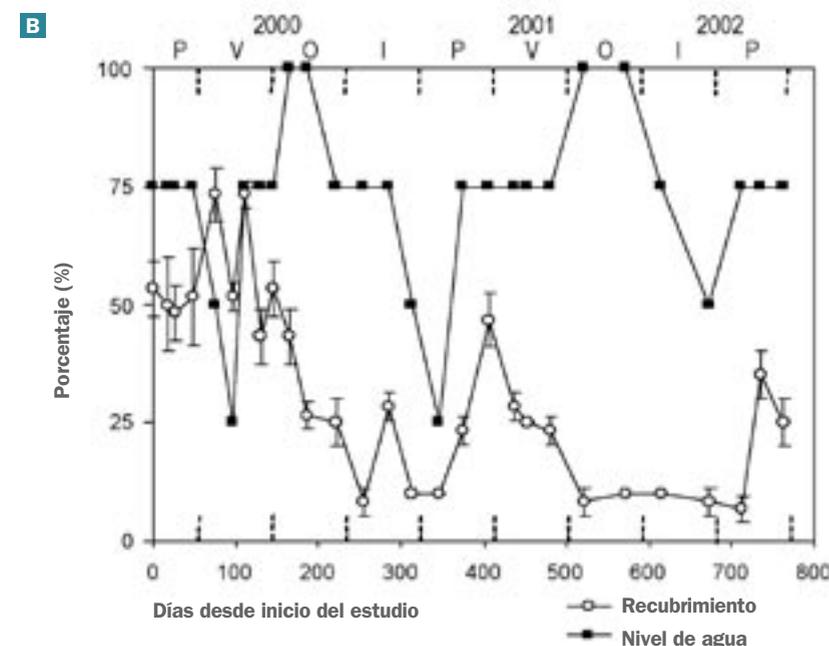


Figura 2.14. (A) Variación temporal de la Temperatura del agua (°C; Valores medios mensuales \pm LC 95% en cuadros negros) y de la Salinidad del agua (g/l; Valores medios por muestreo \pm LC 95% en círculos blancos). (B) Variación temporal del Nivel de agua y recubrimiento de vegetación acuática (°/°; Valores promedio). Se presenta la correspondencia entre los días y la estación de muestreo.



El patrón temporal de recubrimiento de vegetación acuática muestra un decremento significativo entre los registros obtenidos desde el primer al segundo ciclo de estudio (Fig. 2.14).

Dentro del potencial de cualquier especie, numerosos factores propios o externos a los individuos interactúan sobre el crecimiento de los individuos. Como consecuencia, una de las características esenciales del crecimiento en estado natural es su variación intraespecífica y la variabilidad temporal en respuesta a los cambios ambientales (Wootton 1998). Esta variación puede condicionar, si cabe, el estatus de bienestar de una población.

El análisis de las escamas y de las distribuciones de frecuencias por tallas en

submuestras de individuos de una población son métodos adecuados para el estudio de la edad y patrones temporales de crecimiento en peces de corta longevidad y elevadas tasas de crecimiento (Weatherley & Gill 1987). A su vez, la determinación de la edad por lectura de escamas en especies ibéricas del *Aphanius*, ha resultado exitosa en la mayoría de trabajos (Fernández-Delgado *et al.* 1988, García-Berthou & Moreno-Amich 1992, Vargas & De Sostoa 1997).

La estructura por edades de la población de fartet de las Salinas de Marchamalo ha quedado conformada por tres grupos de edad para ambos sexos: 0+ (individuos que en el momento de su captura no han conformado un primer anillo de crecimiento, es decir, no han superado un año de

vida), 1+ (individuos en su segundo año de vida) y 2+ (individuos en su tercer año de vida) (Fig. 2.16). Esta estructura entra dentro de los cánones descritos para la especie en otros sistemas acuáticos (Tabla 2.5). Una reducida longevidad, junto con un rápido crecimiento, son parámetros descriptores de la estrategia de vida de especies de ambientes inestables en los que la mortalidad adulta es alta, variable e impredecible. En este contexto, poblaciones de otros Ciprinodontiformes presentes en la Península, han mostrado estructuras de edades también caracterizadas por pocas clases de edad [Fernández-Delgado *et al.* (1988) para *Aphanius baeticus*; Fernández-Delgado (1989a) para *Fundulus heteroclitus*].

Además, las poblaciones de fartet presentan una dinámica poblacional en la que la mayoría de efectivos que superan un invierno mueren después de reproducirse, quedando casi exclusivamente su descendencia. Es decir, la estructura poblacional se caracteriza por la dominancia casi exclusiva de la clase de edad 0+, en las Salinas de Marchamalo el 77,51% de los individuos pertenecen a la clase 0+, el 21,54% a la 1+ y únicamente el 0,95% conforman la clase 2+ (Tabla 2.5).

También se ha podido observar que la población de fartet presente en Marchamalo muestra unas tasas de crecimiento muy elevada durante su primer año de



Figura 2.15. Variaciones en el desarrollo de la vegetación acuática y el nivel en las balsas de almacenamiento de las Salinas de Marchamalo. (Fotografías: Conservación de Vertebrados Acuáticos).

<i>Aphanius iberus</i>		Clases de edad		
Salinas de Marchamalo		0+	1+	2+
Total		77,51 % (2037)	21,54 % (566)	0,95 % (25)
□		63,11 % (645)	36,79 % (376)	0,10 % (1)
□		83,61 % (1092)	14,55 % (190)	1,84 % (24)
Marismas Alt Ampordà (1)		0+	1+	2+
Total		81,97% (341)	13,70% (57)	4,33% (18)
□		74,32% (136)	15,85% (29)	9,83% (18)
□		87,98% (205)	12,02% (28)	-
Delta del Ebro (2)		0+	1+	2+
Total		88% (4237)	12% (578)	-
□		93% (2201)	7% (166)	-
□		82% (1710)	18% (375)	-
<i>Aphanius baeticus</i>				
Estuario del Guadalquivir (3)		0+	1+	2+
Total		95,9% (438)	3,9% (18)	0,2% (1)

(1) Datos obtenidos de García-Berthou & Moreno-Amich (1992); Datos estivales e invernales.
 (2) Datos obtenidos de Vargas & De Sostoa (1997); Datos anuales.
 (3) Datos obtenidos de Fernández-Delgado *et al.* (1988); Datos invernales.

Tabla 2.5. Frecuencias relativas detectadas para cada una de las clases de edad establecidas en las poblaciones del género *Aphanius* estudiadas en la Península (Sexos separados; Datos absolutos entre paréntesis).

vida, por ejemplo la cohorte nacida en primavera de 2000 mostró un crecimiento en longitud hasta febrero de 2001 del 51,7% y 91,5% para machos y hembras respectivamente. Una elevada tasa de crecimiento durante el primer año de vida suele estar muy relacionada con consecución de una longitud mínima de supervivencia, factor decisivo también para alcanzar una rápida madurez sexual.

Las Salinas de Marchamalo muestran unas condiciones térmicas en sus aguas altamente moderadas, únicamente en 5 meses de nuestro estudio se detectaron temperaturas del agua medias inferiores

a 15°C. Las suaves temperaturas pueden ser una de las causas del prolongado periodo de reclutamiento, que ha conllevado la detección de cohortes de reclutas o individuos nacidos desde muestreos primaverales hasta otoñales.

El análisis de las distribuciones por talla de submuestras de la población nos ha permitido detectar impactos derivados de los problemas para mantener el flujo continuo de entrada de agua en las salinas. Así por ejemplo, en uno de los periodos de descenso significativo en el nivel de agua y el consecuente incremento drástico de salinidad (agosto 2000, Fig. 2.14),

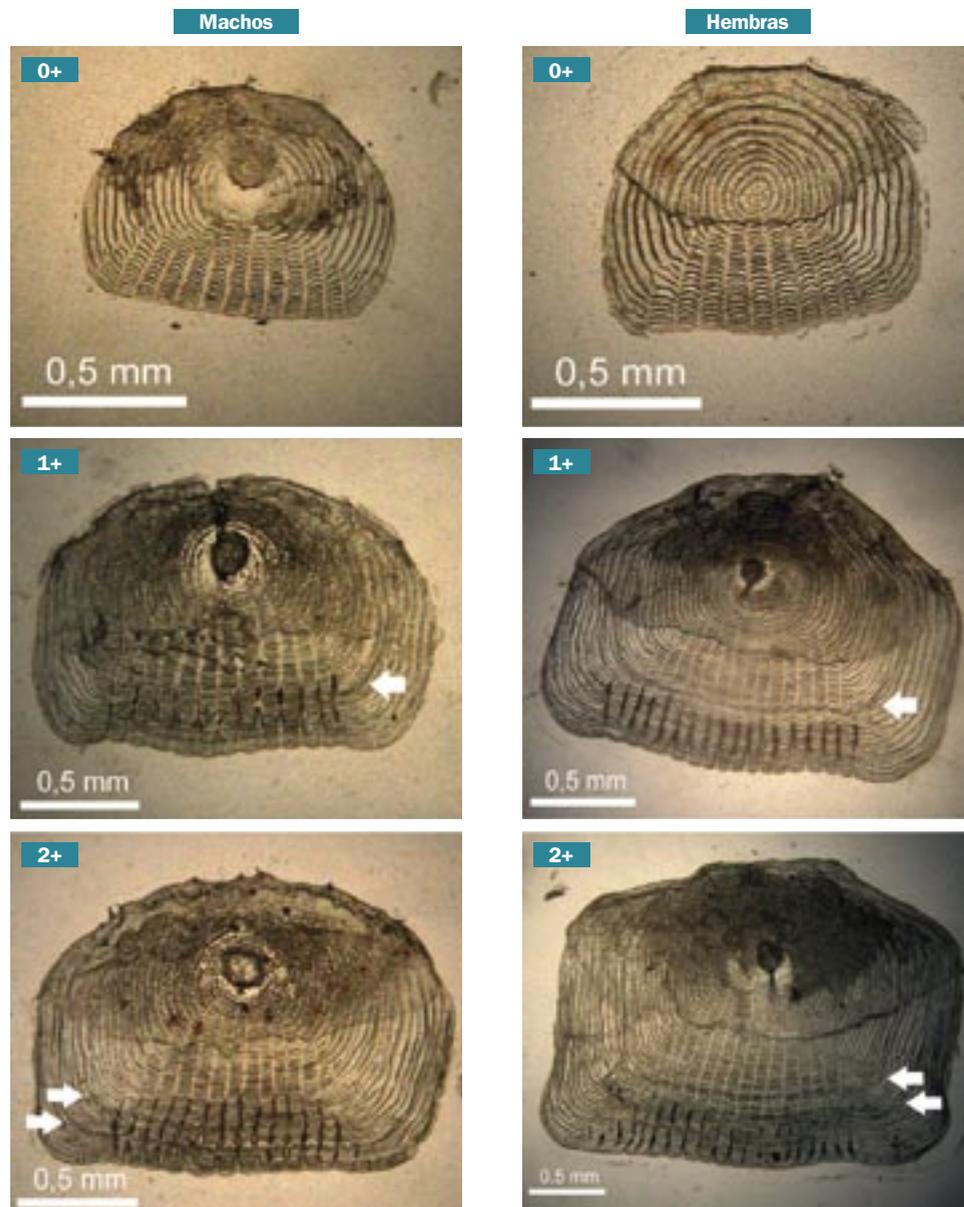


Figura 2.16. Fotografías de las escamas de individuos de fartet de la población de estudio pertenecientes a las clases de edad establecidas. Las flechas blancas indican los anillos anuales de crecimiento (Fuente: Oliva-Paterna 2006).

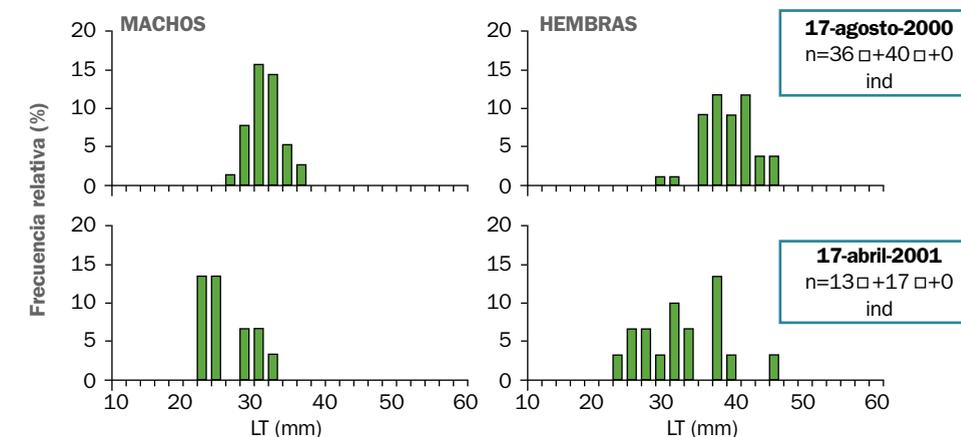


Figura 2.17. Distribuciones de frecuencias por clases de longitud en machos y hembras capturados en dos muestreos coincidentes con picos de salinidad del agua (Fuente: Oliva-Paterna 2006).

observamos una mortandad masiva de individuos que se refleja en la distribución de frecuencias por talla. La estructura por tallas del muestreo realizado el 24 de agosto de 2000 (Fig. 2.17), a pesar de coincidir con la época reproductora, muestra la ausencia de individuos inferiores a 26 mm (principalmente de la clase 0+). Esta pauta se ha observado en otros periodos con picos de salinidad, aspecto que podría indicar una resistencia diferencial en función de la talla a condiciones estresantes producidas por mortandades y/o cambios drásticos de salinidad.

La *Condición somática* es un parámetro muy utilizado para expresar el estado de bienestar de los peces de una población. Se estima que un individuo con una condición elevada mostrará una mayor tasa de crecimiento, un potencial reproductor mayor y/o mayor supervivencia (Wootton 1998). De este modo, la valoración mediante *Índices de Condición* es una herramienta de gran

validez para gestores a la hora de evaluar el impacto ejercido por acciones de manejo sobre poblaciones de peces. La mayoría de índices de condición están basados en el contraste entre valores observados del peso y longitud en cada uno de los individuos con valores de referencia o teóricos (Bagenal & Tesch 1978).

Los índices de condición aplicados a la población estudiada en Marchamalo mostraron una dinámica temporal con mínimos a finales del verano y durante el otoño, en invierno presentan un cierto incremento, y es a lo largo de la primavera cuando se recuperan los valores máximos en el ciclo (Fig. 2.18). En términos generales, una dinámica caracterizada por un incremento de la condición previo al periodo de reproducción con los valores máximos de condición al inicio de éste, coincide con lo descrito para otras poblaciones estudiadas en la Península (García-Berthou & Moreno-Amich 1993, Vargas & De Sostoa 1997, Vila-Gis-

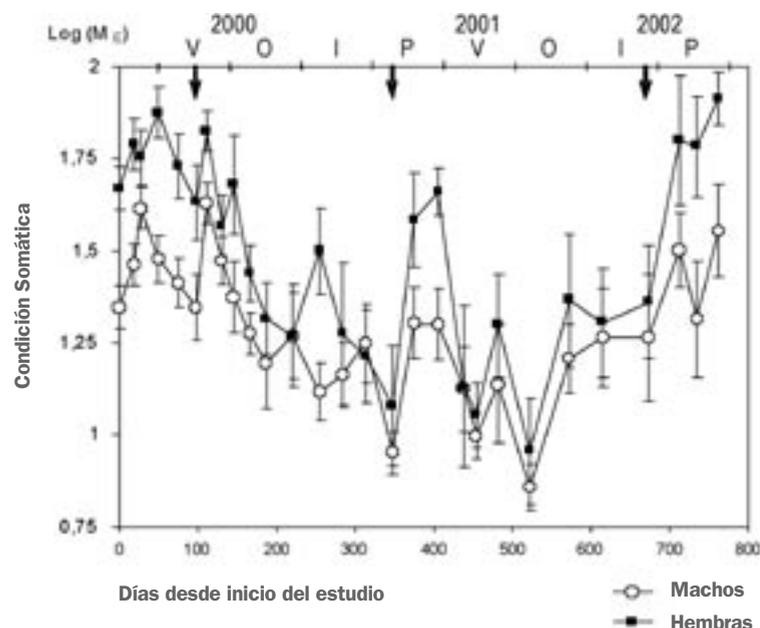


Figura 2.18. Variación temporal de la Condición somática en función de las medias por muestreo de la Masa eviscerada (M_e ; transformación logarítmica decimal) ajustada al efecto de la covariable (Longitud total). Se presenta la correspondencia entre los días y la estación de muestreo, además quedan marcadas con una flecha negra las fechas coincidentes con incrementos drásticos de salinidad (Fig. 2.14) (Fuente: Oliva-Paterna 2006).

pert & Moreno-Amich 2001). La pérdida de condición estival es indicativo del elevado coste energético que conlleva el prolongado esfuerzo reproductor.

Los incrementos drásticos en la salinidad del agua también presentan efectos sobre la condición de los individuos de la población de Marchamalo. Se detectan mínimos significativos en los valores de los índices de condición somática que coinciden con dichos incrementos (Fig. 2.18), con efectos algo más conspicuos sobre las hembras de la población. Aunque las especies de peces habitantes de ambien-

tes caracterizados por fluctuaciones en la salinidad muestran adaptaciones ecofisiológicas para tolerar límites extremos de salinidad, los cambios drásticos de dicha salinidad pueden provocar efectos deletéreos sobre fracciones importantes de una población (Bohlen 1999). Además, efectos de la salinidad sobre el metabolismo del fartet han sido expuestos en un trabajo relacionado con tasas de excreción (Oliva-Paterna *et al.* 2007). De este modo, es probable que los incrementos de salinidad detectados en Marchamalo hayan provocado descensos en las tasas metabólicas de los individuos y, consecuentemente, decre-

mentos en el estatus de bienestar que se ven reflejados en los indicadores de condición. En suma, aunque la condición somática del fartet también se ve influenciada por su ciclo reproductor, los factores ambientales cambiantes que provoca la gestión extractiva del humedal afectan al estatus de bienestar de los individuos.

El conocimiento de los ciclos reproductores en especies sujetas a medidas de conservación es también una herramienta indispensable y necesaria para su gestión. De igual modo que con el crecimiento, los factores que gobiernan el ciclo reproductor de una población son endógenos, pero están modulados, a su vez, por las variables ambientales o factores exógenos (Wootton 1998).

El ciclo reproductor de la población se ha analizado mediante la utilización de índices cuantitativos del desarrollo o actividad gonadal (Índices Gonadosomáticos) que, en peces de pequeña talla como el fartet, presentan una alta correlación con el estado de maduración gonadal.

El patrón detectado en el ciclo reproductor de la población estudiada muestra un desarrollo rápido de la gónada desde inicios de primavera que lleva a un periodo de reproducción que abarca, al menos, de 4 a 5 meses, desde abril-mayo hasta agosto incluido (Fig 2.19). Un patrón similar, con periodo reproductor extenso, se ha mostrado en el Delta del Ebro (mayo-agosto; Vargas & De Sostoa 1997) y el Ampurdán (marzo-julio; García-Berthou & Moreno-Amich 1999). La reproducción se muestra coincidente con factores climáticos favorables,

lo que se traduce en una mayor disponibilidad de alimento tanto para alevines como para adultos y, además, facilita el desarrollo oocitario. La disponibilidad de alimento puede ser un factor que cause un adelanto o retraso relativo en el periodo reproductor. Las diferencias temporales detectadas entre las poblaciones peninsulares del género *Aphanius* podrían ser consecuencia de cambios en dicha disponibilidad. A su vez, el efecto de carencias de alimento sobre los índices gonadosomáticos ha sido puesto de manifiesto para especies del género *Aphanius* del área circunmediterránea (Frenkel & Goren 1997).

El periodo reproductor dilatado detectado concuerda con la estrategia de puesta fraccionada que caracteriza a las poblaciones del género *Aphanius* (Fernández-Delgado *et al.* 1988, Vargas & De Sostoa 1997). La puesta múltiple fraccionada en medios fluctuantes tiene indudables ventajas. En primer lugar, proporciona la posibilidad de no arriesgar toda la prole en un único acto reproductivo. Además, permite seleccionar un tamaño de huevo óptimo, salvando el posible conflicto entre el número y calidad de oocitos como consecuencia de las restricciones que impone el tamaño de los ovarios (Matthews 1998). Este último factor en el caso del fartet es importante debido a su pequeño tamaño, y ha sido considerado como un limitante de la fecundidad.

Por otro lado, el gasto energético que conlleva la puesta fraccionada es elevado, principalmente en las hembras, debido a la notable inversión que realizan en tejidos reproductores (Reznick 1985). Este

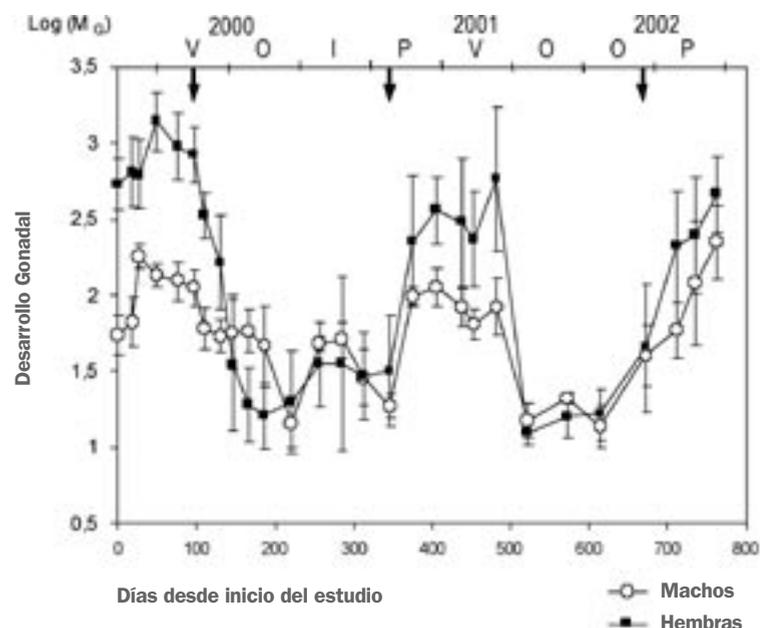


Figura 2.19. Ciclo reproductor en función de las medias por muestreo de la Masa gonadal (M_g ; transformación logarítmica decimal) ajustada al efecto de la covariable (Longitud total). Se presenta la correspondencia entre los días y la estación de muestreo, además quedan marcadas con una flecha negra las fechas coincidentes con incrementos drásticos de salinidad (Fig. 2.14) (Fuente: Oliva-Paterna 2006).

gasto energético es continuo ya que se producen múltiples puestas a lo largo de los meses del periodo reproductor. Durante los periodos reproductores de 2000 y 2001, la población de fartet en Marchamalo ha mostrado pesos ováricos medios sobre el peso total del 12,74 % y 16,75 %, respectivamente. Es decir, un esfuerzo reproductor, en función de la inversión en peso gonadal, muy elevado y sostenido en el tiempo que, además, se muestra superior a otras poblaciones del mismo género estudiadas en la Península.

Por regla general, la temperatura ambiental posee un importante papel en el

control del ciclo reproductor. En las Salinas de Marchamalo, a pesar del efecto sinérgico que otros factores pueden ejercer sobre el ciclo reproductor, hemos detectado una evolución paralela entre la temperatura del agua y los índices gonadosomáticos (Figs. 2.14 y 2.19). Sin embargo, con relación a los cambios drásticos en la salinidad detectados en el periodo de estudio, no se detectan efectos muy significativos en el ciclo gonadal de los individuos (Fig. 2.19), los machos se muestran algo más sensibles pero las hembras parecen amortiguar perfectamente los efectos provocados por cambios en la salinidad.

En relación con otros parámetros reproductores, la población de Marchamalo muestra un dominio en número de las hembras sobre los machos (1:0,78). Esta dominancia de las hembras característica de la especie puede ser consecuencia de una respuesta diferencial en función del sexo al estrés reproductor y maduración sexual (Fernández-Delgado *et al.* 1988). Además se han podido detectar variaciones temporales en la proporción de sexos con pautas de cambio que podrían estar relacionadas con los incrementos de salinidad del hábitat mencionados y las mortandades detectadas. Con posterioridad a la masiva mortandad detectada en agosto de 2000, las muestras presentaron una dominancia significativa de hembras que, según Granada-Lorencio (1996), podría interpretarse como una respuesta expansionista de la población esperable para la recuperación de efectivos poblacionales.

En conclusión, el fartet presenta una estrategia de vida en las Salinas de Marchamalo que le permite habitar un ambiente con importantes fluctuaciones intra e interanuales en sus variables ambientales. El patrón general de su estrategia se caracteriza por un número bajo de clases de edad, tasas de crecimiento elevadas y una vida reproductiva corta, pero con un periodo reproductor extenso. Patrón típico de una especie *Oportunista* (*sensu* Wine-miller & Rose 1992) adaptada a ambientes extremos e inestables.

En general, su estrategia es semejante a la presentada en otras poblaciones estudiadas en ambientes marginales de las Marismas del Alto Ampurdán y el Delta del

Ebro. No obstante, varias diferencias en su crecimiento y reproducción reflejan las suaves condiciones climatológicas que diferencian a las Salinas de Marchamalo de dichos ambientes.

Finalmente, podemos destacar que factores originados en una gestión del humedal sin criterios biológicos, han provocado descensos prolongados del nivel de agua de las balsas con subidas drásticas de la salinidad. Estos acontecimientos ambientales presentan efectos perjudiciales sobre la dinámica de crecimiento y reproducción de la población de fartet. En este sentido, resultará conveniente valorar los resultados obtenidos en futuros planes de manejo del humedal.

2.4. Estructura y Dinámica Poblacional del fartet en el Mar Menor y su entorno

En términos de abundancia, el conjunto de localidades con presencia de fartet en el Mar Menor y humedales de su entorno conforman una de las unidades ecogeográficas de mayor importancia para la especie a nivel peninsular (Moreno-Amich *et al.* 1999; Torralva y Oliva-Paterna 2002; Oliva-Paterna *et al.* 2006a). De este modo, el establecimiento de criterios clave para la gestión de la especie en esta área, que en gran medida deben surgir del conocimiento de su dinámica espacio-temporal, resulta de una notable importancia para su conservación a una escala global.

Al igual que el resto de estudios, en el marco de los convenios establecidos con la Dirección General del Medio Natural (CARM), se analizó la dinámica de abun-

dancia y biomasa de las subpoblaciones o *Poblaciones locales* (= Grupos de reproductores) de la especie en el ámbito del Mar Menor. Entre el verano de 2002 y la primavera de 2004 se realizaron los muestreos de campo diseñados en función de los principales ambientes (= Unidades de Hábitat) de la propia laguna y su perímetro: (A) Áreas someras de la propia laguna y (B) Humedales adyacentes.

La laguna costera del Mar Menor, junto a sus humedales adyacentes, constituyen una de las zonas húmedas más importantes del área circunmediterránea (Ramírez-Díaz *et al.* 1992, Mas 1994). La propia laguna, con una superficie aproximada de 135 Km², es una de las lagunas costeras de mayor extensión de la cuenca mediterránea (Pérez-Ruzafa *et al.* 2005a). Se trabajó exclusivamente en sus áreas someras en 18 sectores que abarcaron la totalidad del perímetro lagunar (AS: Áreas someras), éstos se establecieron en función de

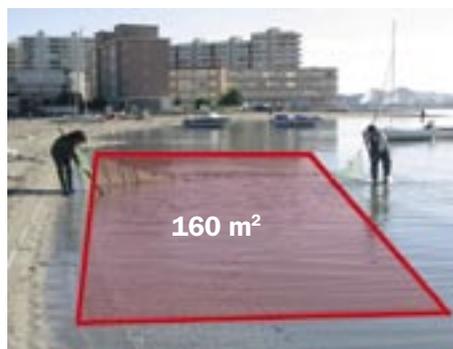


Figura 2.20. Unidad de esfuerzo estandarizada con red de arrastre (160 m²) aplicada en las localidades de muestreo de áreas someras de la laguna del Mar Menor (Fuente: Oliva-Paterna 2006).

la estructura de la orilla y los grados de influencia antrópica. Además, marismas pseudomareales como Las Encañizadas, criptohumedales del litoral occidental de la laguna (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, La Hita), fueron considerados como humedales objeto de estudio (HA: Humedales adyacentes) (Tabla 2.2).

La metodología de muestreo fue similar a la descrita en la fase de búsqueda de la especie en el ámbito del Mar Menor. Aunque en el contexto del presente estudio, se realizaron muestreos cuantitativos mediante el uso de redes de arrastre manual sobre superficies estandarizadas (Fig. 2.20) y la utilización de trampas tipo nasa cuantificando el tiempo de pesca (*Minnnow-traps*, Harrison *et al.* 1986). Durante los 2 años de estudio se realizaron 289 muestreos a nivel de localidad, con más de 560 arrastres de 160 m² en orillas someras de la propia laguna y un total de 979 trampas (promedio de pesca 22 h/trampa) dispuestas en todos los humedales del entorno.

La metodología de pesca utilizada nos ha permitido afrontar la variación temporal, y también las comparaciones entre localidades, con el uso de Capturas por Unidad de Esfuerzo (CPUEs). Esta densidad relativa es la mejor estima cuando no es posible trabajar con densidades absolutas (Nielsen 1983). Los datos de densidad relativa, junto con los de presencia - ausencia de la especie, también fueron utilizados en un análisis de la persistencia poblacional de

la especie a nivel de las unidades de hábitat de estudio (AS y HA).

Comentado con anterioridad, los Ciprinodóntidos son habitantes de ambientes litorales y estuáricos caracterizados por la presencia de cambios extremos en sus condiciones (salinidad, nivel de agua, temperatura, etc.). En la Península, estas especies son capaces de habitar pequeñas lagunas de humedales litorales o de marismas pseudomareales (Moreno-Amich *et al.* 1999), en las que durante procesos de inundación se dan fenómenos de recolonización masiva a partir de pequeños grupos poblacionales que han sobrevivido en las charcas de agua permanentes (García-Berthou *et al.* 1999). Moreno-Amich y colaboradores (1999a y 2000), proponen dos periodos contrastantes en la dinámica de la especie: (1) Colonizaciones primaverales con las inundaciones de áreas del humedal normalmente inconexas que coinciden con la época reproductora; y (2) Mortalidades estocásticas con la desecación estival y supervivencia en los *Refugios de población* con inundación permanente.

La dinámica del fartet en el Mar menor y humedales de su entorno también está caracterizada por periodos de *colonización - mortalidad* de sus individuos, aspecto que a una escala de hábitat superior hemos constatado con nuestros resultados. En este ámbito de estudio, la especie está representada por *Poblaciones locales* diferenciadas por su densidad, por la variación temporal de ésta, por las comunidades de peces acompañantes y por la tipología de hábitat que ocupan.

Los resultados obtenidos muestran una abundancia significativamente mayor de la especie en los humedales adyacentes (Fig. 2.21). Además, mediante datos cualitativos (*Frecuencia de Aparición*) y cuantitativos (*Abundancia y Biomasa*) se ha constatado un gradiente significativo de uso y selección de hábitat en un orden idéntico al que ha mostrado su presencia: Humedales > Áreas someras de la propia laguna incluidas en humedales > Áreas someras de la propia laguna externas a humedales.

Además, la aproximación cuantitativa para evaluar la persistencia de las poblaciones de la especie ha reflejado una variabilidad en sus abundancias en áreas someras de la propia laguna del orden de 3,7 veces la registrada en las poblaciones del interior de los humedales (Fig. 2.22). Se puede interpretar que, aunque la dinámica poblacional del fartet se caracteriza por la presencia de explosiones demográficas en la época reproductora, la abundancia de la especie en las poblaciones del Mar Menor muestra cambios mucho más drásticos en las áreas someras de la propia laguna que en el interior de humedales.

También se han detectado diferencias espaciales significativas en la presencia y abundancia de la especie entre las diferentes zonas del Mar Menor, ya sean entre las áreas someras de la propia laguna (Fig. 2.23) o entre los distintos humedales (Fig. 2.24). Puede destacarse las bajas abundancias detectadas en áreas perimetrales del margen este de la laguna, principalmente correspondientes a playas propias de La Manga (AS00-01 y AS02-03, Fig. 2.23). Comentado con anterioridad, el plan para

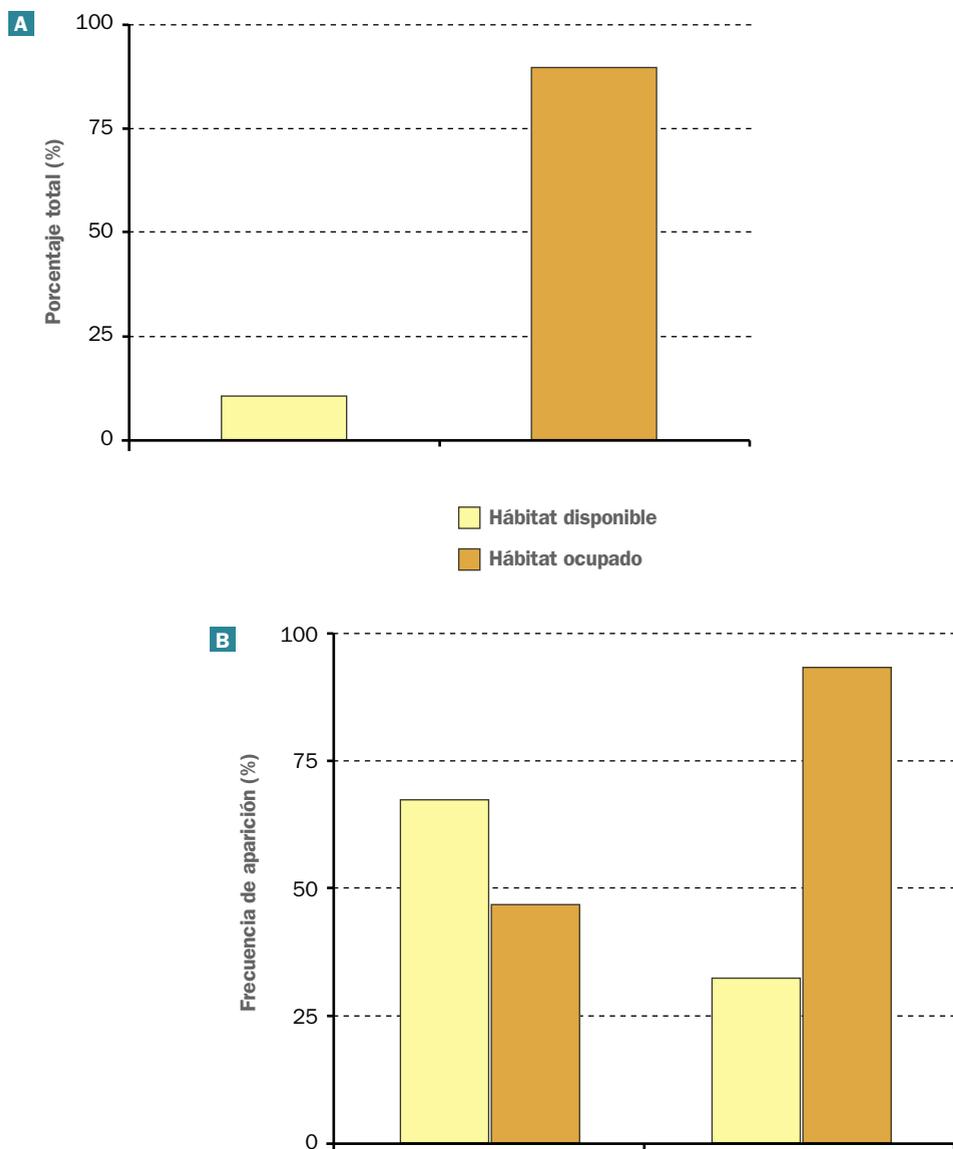


Figura 2.21. (A) Porcentaje sobre la abundancia total de fartet en función de los hábitats de estudio. (B) Frecuencia de Hábitat disponible y ocupado por el fartet en las unidades de hábitat estudiados (Hábitat disponible = 289 localidades muestreadas en la totalidad del periodo de estudio; Hábitat ocupado = Localidades con presencia de fartet) (Fuente: Oliva-Paterna 2006).

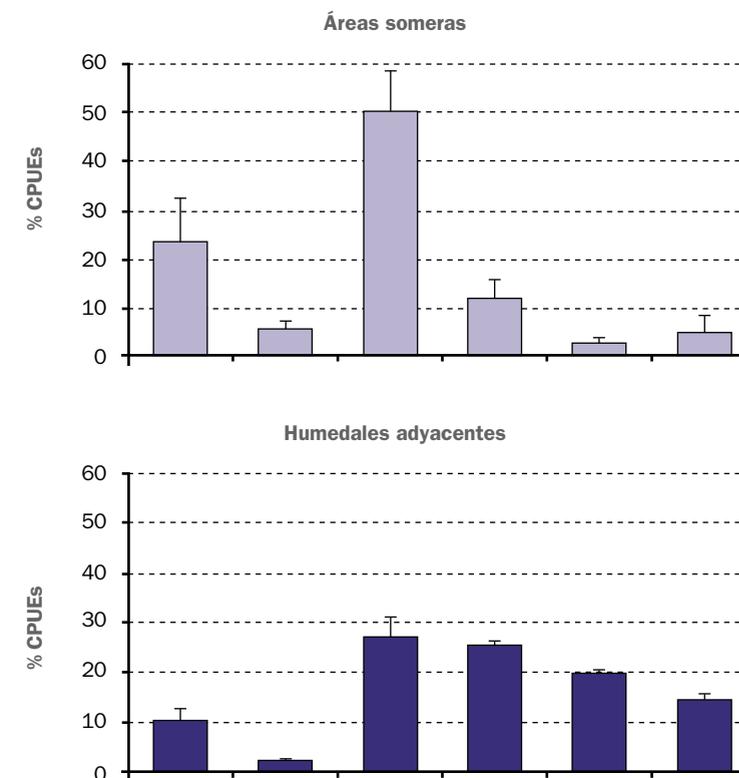


Figura 2.22. (A) Variación temporal en porcentaje sobre la abundancia total de fartet en las áreas someras propias de la laguna. (B) Variación temporal en porcentaje sobre la abundancia total de fartet en los humedales (Fuente: Oliva-Paterna 2006).

la creación de playas artificiales desarrollado en el Mar Menor (Pérez-Ruzafa *et al.* 2005a y 2005b) ha conllevado el traslado de arenas y consolidación con pequeñas escolleras en zonas someras del perímetro lagunar, afectando predominantemente a las playas de La Manga. Cambios sobre el hábitat y las comunidades de peces de estas zonas han sido constatados mediante estudios recientes (Barcala 1999, Pérez-Ruzafa *et al.* 2005b Verdiell-Cubedo *et al.* 2006, 2007a, 2007b y 2007c), y es

probable que las menores densidades de fartet detectadas en esta zona oriental de la laguna estén relacionadas con las actuaciones mencionadas.

Entre los humedales del entorno del Mar Menor (HA), también se ha podido constatar diferencias en las abundancias y biomásas de fartet (Fig. 2.24). *Los Humedales con salinas* (HA01: Salinas de San Pedro del Pinatar; HA02: Salinas de Marchamalo) muestran de forma significa-

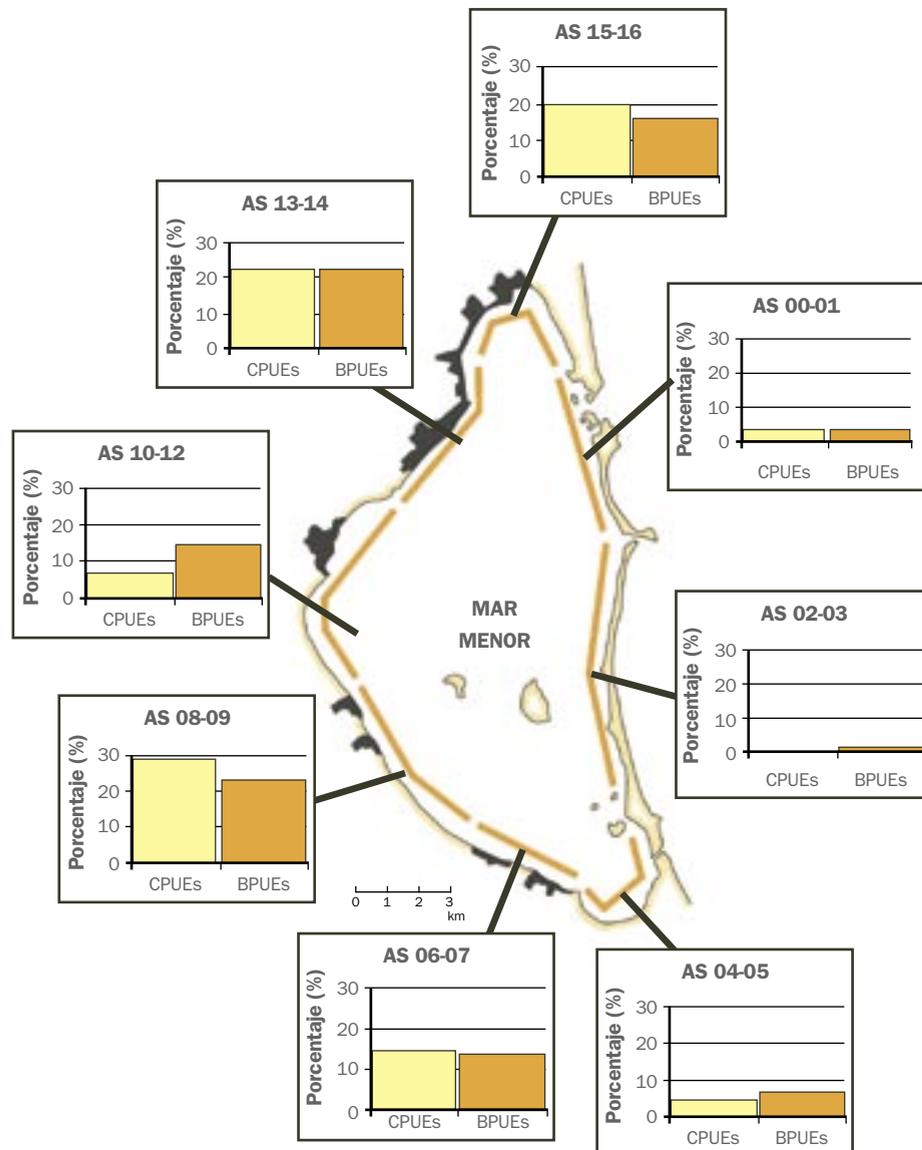


Figura 2.23. Porcentaje sobre la abundancia total de fartet en función de los sectores de muestreo establecidos en las áreas someras (AS) de la laguna del Mar Menor (CPUEs: Capturas por Unidad de Esfuerzo; BPUEs: Biomasa por Unidad de Esfuerzo) (Fuente: Oliva-Paterna 2006).

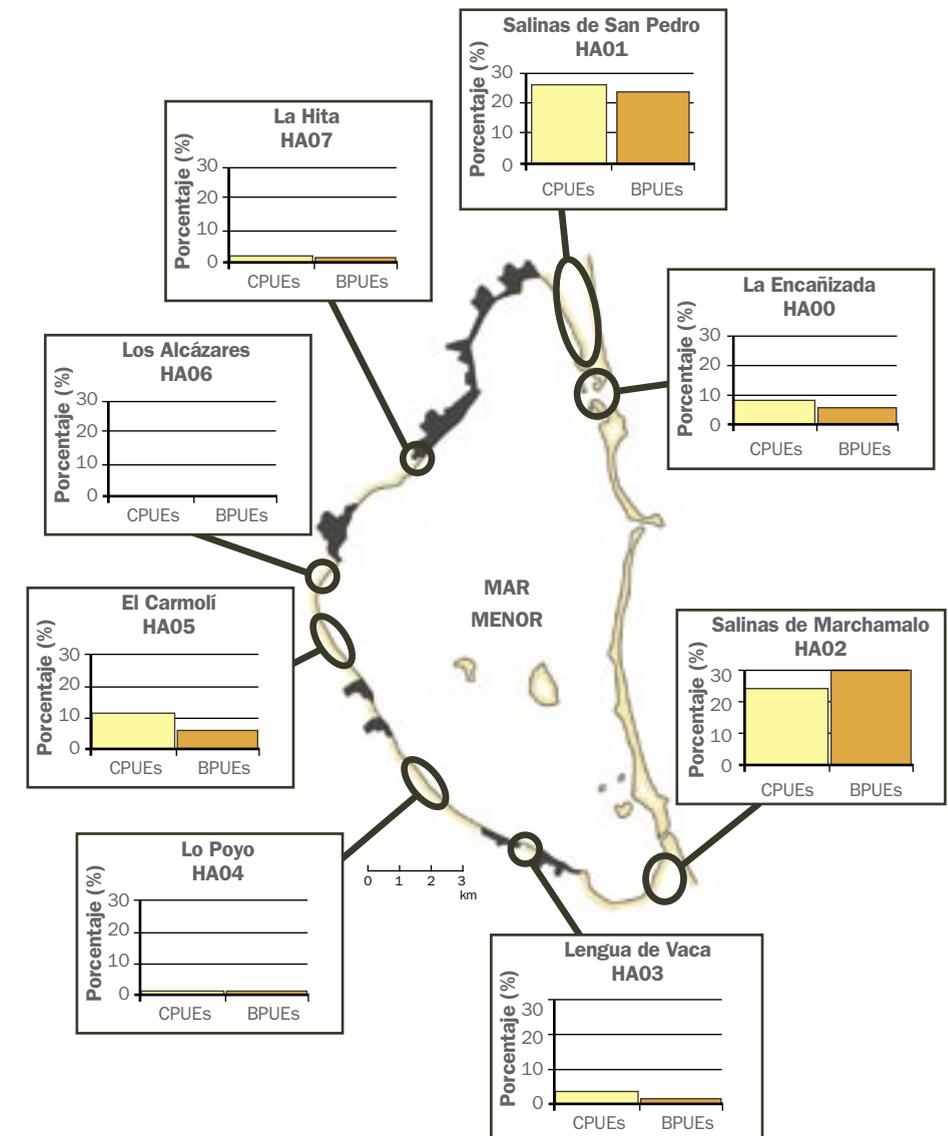


Figura 2.24. Porcentaje sobre la abundancia total de fartet en función las capturas obtenidas en los Humedales adyacentes (HA) a la laguna del Mar Menor (CPUEs: Capturas por Unidad de Esfuerzo; BPUEs: Biomasa por Unidad de Esfuerzo) (Fuente: Oliva-Paterna 2006).

tiva valores de densidad promedio mucho más elevados que, además, se correlacionan con menores variaciones temporales. La importancia de las salinas tradicionales para la especie, en términos de su presencia, ha sido puesta de manifiesto en diversos trabajos (Moreno-Amich *et al.* 1999a, Torralva & Oliva-Paterna 2002). El carácter tolerante de la especie a salinidades y temperaturas del agua elevadas (Sanz-Brau 1985, Oltra & Todolí 2000) es una de las características que le permite mantener poblaciones estables con elevada abundancia en salinas.

Otros humedales del entorno de la laguna resultan de gran importancia para la dinámica de la especie en la zona. En el Carmolí, Lo Poyo, La Hita y La Encañizada, el fartet muestra una presencia continua con abundancias aceptables, si bien hemos podido observar mortandades locales, a nivel de pequeñas charcas que se secan en determinados periodos,

junto con colonizaciones masivas por alevines en periodos de explosión demográfica de esos ambientes, *a priori*, no óptimos y efimeros (Fig. 2.25A). A su vez, también hemos constatado la supervivencia de la especie en charcas aisladas con condiciones extremas de salinidad y temperatura (90 ‰ de salinidad y 30°C en periodo estival; Fig. 2.25B). La dinámica de la especie en estos humedales del entorno del Mar Menor puede resultar notablemente parecida a la descrita en el Ampurdán (García-Berthou *et al.* 1999, Moreno-Amich *et al.* 1999b y 2000). No obstante, resulta conveniente interpretarla de forma conjunta con el resto de áreas someras de la laguna.

La segregación del fartet a hábitats refugio conformados por comunidades de peces con escaso número de especies, o básicamente uniespecíficas, ha sido puesta de manifiesto para poblaciones de fartet en las Marismas del Ampurdán (More-



Figura 2.25. Charcas no permanentes presentes en criptohumedales (A: El carmolí) y marismas pseudomareales (B: La Encañizada) del entorno del Mar Menor. (Fotografías: Conservación de Vertebrados Acuáticos).

no-Amich *et al.* 1999b y 2000). En estos ambientes es presumible que las posibles interacciones competitivas relacionadas con el solapamiento trófico o con la búsqueda de refugio sean poco significativas. En el interior de los humedales adyacentes al Mar Menor, la riqueza de especies presente no supera el 30% de las presentes en áreas someras de la propia laguna (Oliva-Paterna 2006). Además en humedales con salinas en explotación (Salina de Marchamalo y Salinas de San Pedro del Pinatar) únicamente 3 especies de peces

(*Anguilla anguilla*, *Atherina boyeri* y *Mugil cephalus*) suelen cohabitar comúnmente con el fartet en canales y balsas salineras. De este modo, es muy probable que las poblaciones locales de fartet ubicadas en el interior de estos humedales se vean beneficiadas por disminución de la competencia interespecífica.

Tipos de Poblaciones locales de fartet en el Mar Menor y su entorno

Del análisis conjunto realizado con parámetros descriptores de la dinámica

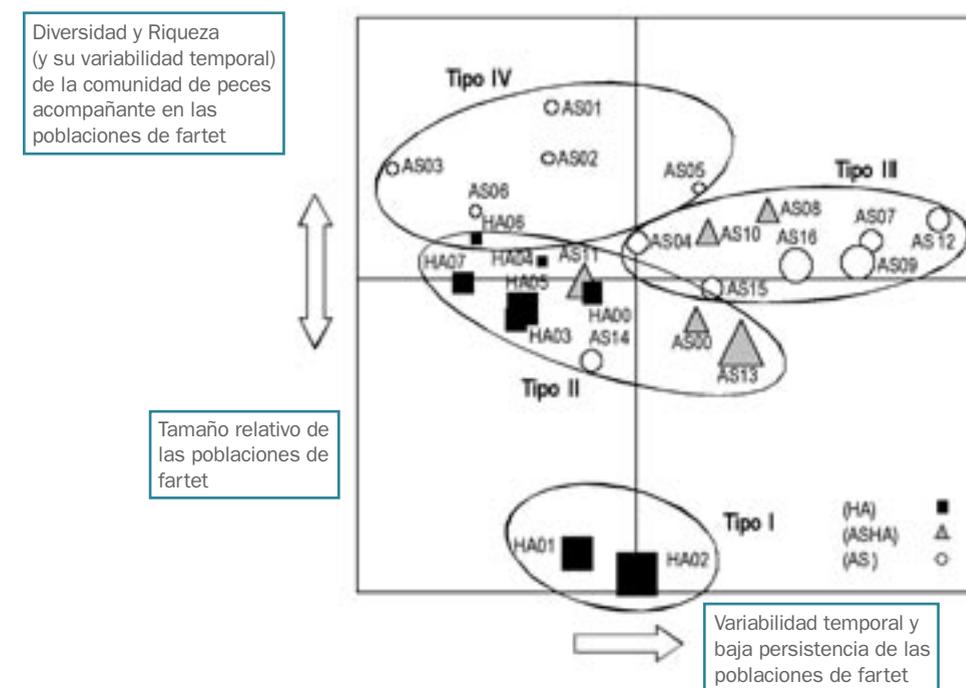


Figura 2.26. Representación esquemática de los dos primeros componentes obtenidos en un *Análisis de Componentes Principales* de los sectores de muestreo en el Mar Menor y su entorno (AS: Áreas someras externas a humedales; ASHA: Áreas someras propias de humedales; HA: Humedales adyacentes). El tamaño de las figuras refleja la abundancia de la especie; Descripción de los tipos de poblaciones locales en el texto (Fuente: Oliva-Paterna 2006).

poblacional de la especie y de la comunidad de peces acompañantes, junto con las tipologías de hábitat presentes, puede interpretarse la existencia de 4 tipos de poblaciones locales de la especie en el Mar Menor y su entorno (Fig. 2.26). En cierta medida, estos tipos son reflejo del estatus de dichas poblaciones en una estructura multipoblacional: Poblaciones locales con estatus excelente, localizadas en hábitats prácticamente ideales para su dinámica (Tipo I); Poblaciones en un estatus bueno en hábitats óptimos (Tipo II); Poblaciones locales con un estatus medio que persisten en hábitats subóptimos (Tipo III); y Poblaciones con un estatus malo conformadas por pequeños stocks de individuos colonizadores en hábitats no óptimos que son ocupados gracias a la alta capacidad de expansión demográfica del fartet.

El Tipo I está conformado por las poblaciones de las Salinas de San Pedro

del Pinatar y Salinas de Marchamalo (Fig. 2.26; Cuadro 1). Son las de mayor valor en abundancia y persistencia poblacional. En éstas, la diversidad de la comunidad de peces presente es escasísima, aspecto que puede ser determinante para la presencia estable de fartet. No obstante, otro tipo de factores abióticos pueden estar condicionando el asentamiento de poblaciones de fartet, por ejemplo, la ausencia de hidrodinamismo de ambientes cerrados es un factor seleccionado por otras especies próximas como *Fundulus heteroclitus* (Smith & Able 1994). Además, en relación con los recursos tróficos, el fartet se alimenta preferentemente de organismos acuáticos de la columna de agua pero en ambientes con abundante vegetación acuática (Alcaraz & García-Berthou 2006). A lo largo de los trabajos realizados por nuestra línea de investigación, hemos podido constatar que las balsas acumuladoras de las salinas (salinidad inferior

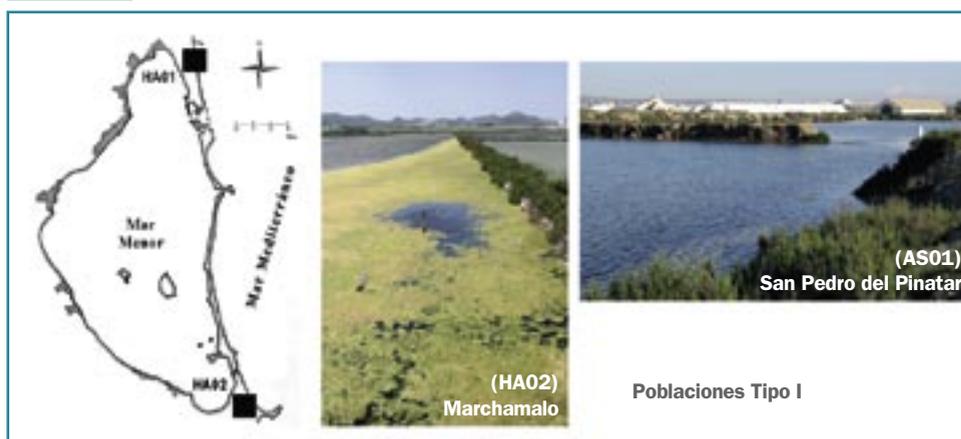
a 50 ‰) mantienen durante el ciclo anual densidades importantes de recubrimiento vegetal de macrófitos, aspecto que puede traducirse en una mayor disponibilidad trófica (Vargas & De Sostoa 1999; Alcaraz & García-Berthou 2006). En consecuencia, la probabilidad de desaparición o extinción local de las poblaciones de fartet presentes en salinas debe considerarse nula o escasísima, siempre y cuando el hábitat se mantenga en condiciones adecuadas con una gestión adecuada del mismo.

El Tipo II estaría conformado mayoritariamente por el resto de poblaciones que ocupan los humedales con una extensión o un estado de conservación inferior, se corresponden con *Criptomedales* con pequeñas charcas inconexas, o bien conectados por pequeños canales con la propia laguna (HA04 Lo Poyo, HA05 El Carmolí) (Fig. 2.26; Cuadro 2). También áreas someras en desembocaduras de

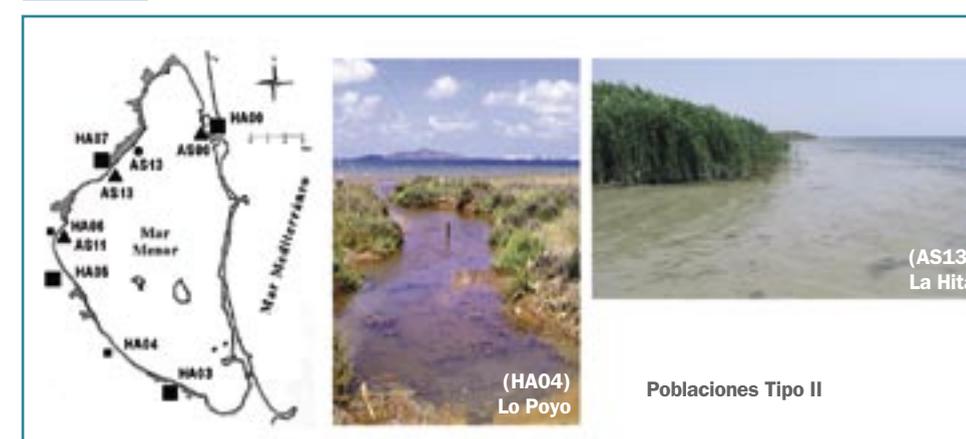
ramblas (HA03 Punta Lengua de Vaca), o bien las áreas someras conformadas por carrizales y saladares conectados con la propia laguna (AS00 La Encañizada, AS11 Carrizal de los Alcázares y AS13 Carrizal de La Hita). Estos hábitats muestran un grado de variabilidad superior a las salinas en factores ambientales como el hidrodinamismo y la densidad de recubrimiento vegetal. Además, la riqueza de otras especies de peces también es superior y, en consecuencia, fenómenos de competencia interespecífica también pueden afectar notablemente la dinámica poblacional del fartet. No obstante, en función de las abundancias de fartet, estas localidades albergan ambientes óptimos y, por tanto, la probabilidad de extinción local de la especie debe considerarse baja.

El Tipo III está conformado por poblaciones con niveles medios de abundancia y biomasa pero con una alta varia-

Cuadro 1.



Cuadro 2.



bilidad temporal (Fig. 2.26; Cuadro 3), aspecto que incrementa las posibilidades de extinción local. Son poblaciones que se localizan mayoritariamente en playas de la zona occidental y norte de la laguna en las que resulta fácil la localización de áreas someras de orilla con escasa circulación, sustratos limosos o arenosos, con masas superficiales de algas clorofíceas (verdes) de los géneros *Enteromorpha* y *Chaetomorpha*, acompañadas en ocasiones de filamentosas (= diatomeas filamentosas en su mayoría). También resulta fácil la presencia de praderas, específicas o mixtas, de *Cymodocea* y *Caulerpa* (Lloret *et al.* 2005). En ocasiones, y principalmente en aquellas zonas de áreas someras de la laguna propias de humedales, pueden detectarse charcas intermareales que presentan periodos de aislamiento con presencia habitual de fartet. En definitiva, en estas áreas se detectan extensiones puntuales de hábitats sub-óptimos para la

especie, caracterizados por escasa circulación del agua, predominio de sustratos finos, acumulo de algas flotantes y presencia de manchas de recubrimiento de macrófitos, que en su conjunto conforman *Mesohábitats refugio* (*safe-patch habitats* en Matthews 1998). En éstos, la probabilidad de extinción de las poblaciones locales de fartet en función de su dinámica poblacional aumenta en comparación con los tipos II y III, en consecuencia, debe considerarse moderada.

Finalmente, las poblaciones Tipo IV, que presentarían un estatus malo, están conformadas por pequeños *stocks* de individuos en hábitats no óptimos localizados principalmente en áreas someras de la zona oriental (AS01, AS02 y AS03) y zona sur de la laguna (AS05 y AS06) (Fig. 2.26; Cuadro 4). Son zonas con presencias ocasionales de fartet, junto con las densidades y persistencias poblacionales más bajas. En estas zonas

de la laguna, las praderas de *Cymodocea* y *Ruppia* (éstas últimas muy escasas en la actualidad) se han visto perjudicadas en las últimas décadas por las actuaciones de dragado y creación de escolleras para la mejora de playas (Pérez-Ruzafa *et al.* 2005a). Además, estas actuaciones pueden haber provocado un incremento del efecto competitivo debido al aumento en densidad de especies típicas de sustrato rocoso, familias *Gobiidae* y *Blenniidae* principalmente (Oliva-Paterna *et al.* 2005, Pérez-Ruzafa *et al.* 2005b, Verdiell-Cubedo *et al.* 2006). De acuerdo con varias observaciones de campo realizadas a lo largo del periodo de estudio, hemos apreciado que la gestión turística de las playas en las áreas con mayor densidad urbana (Zona oriental, La Manga), es decir, actuaciones derivadas de la limpieza de la vegetación acuática con maquinaria pesada, o los dragados y movimientos de sustratos arenosos, pueden ser un factor de impacto notable

sobre las poblaciones de la especie y de la comunidad acompañante.

Estructura tipo metapoblacional del fartet en el Mar Menor

Una *Metapoblación* (*Población de poblaciones*) no es únicamente una gran población estructurada en unidades locales. Estas unidades deben estar interconectadas, normalmente con diferentes tasas de intercambio entre sí que se traducen en extinciones locales y recolonizaciones a una escala temporal apreciable (Armstrong 2004). La mayoría de modelos teóricos de estructuras y dinámicas metapoblacionales (Levins 1969, Hanski 1982, Gotelli & Kelley 1993) realizan aproximaciones cualitativas y/o cuantitativas entre la frecuencia de localidades ocupadas por una especie y la probabilidad de colonizaciones o extinciones locales. No obstante, a pesar de su popularidad, su confirmación con datos de campo resulta complicada (Hanski 2001).

Cuadro 3



Cuadro 4

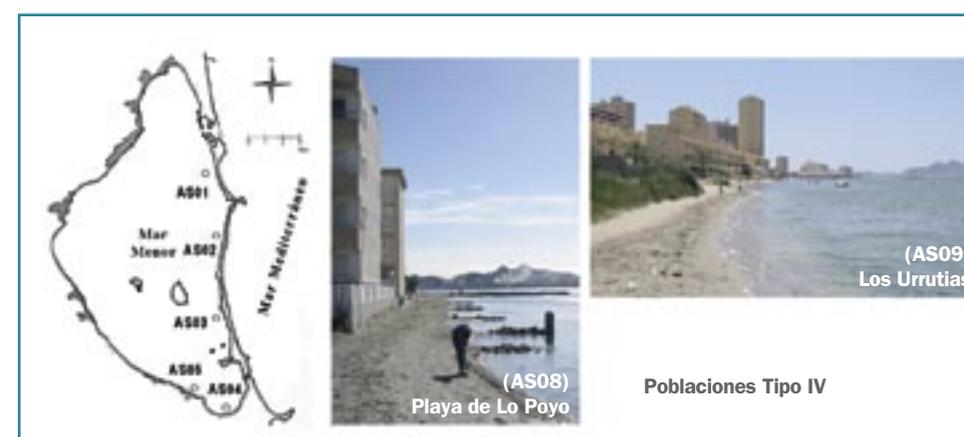




Figura 2.27. Modelo Conceptual Hipotético de estructura y dinámica tipo metapoblacional de la especie en el Mar Menor y su entorno. En (A) se presenta la tipología de hábitat en función de la localización de los sectores de muestreo (HA: Humedales adyacentes; ASHA: Áreas someras incluidas en humedales; AS*: Áreas someras externas a humedales) y el flujo poblacional predominante en cada una de las mismas. En (B) se presentan de forma sintética las zonas con presencia de Poblaciones Fuente y Poblaciones sumidero en función de la caracterización de Tipos de poblaciones locales (Tipos I-IV) (Fuente: Oliva-Paterna 2006).

Con indiferencia del modelo o estructura, de acuerdo con Oliva-Paterna (2006) los *Tipos de Poblaciones locales* de fartet en el Mar Menor y su entorno cumplen, en mayor o menor grado, criterios cualitativos que confirman la hipótesis de una estructura y dinámica *Metapoblacional* de la especie en el área de estudio. De acuerdo con Holyoak & Ray (1999), los criterios aludidos son: (I) Independencia espacial entre las Poblaciones locales detectadas; (II) Determinadas Poblaciones locales de *Aphanius iberus* del Mar Menor y su entorno presentan procesos de extinción local y recolonizaciones posteriores; (III) Presencia de *Efecto rescate* (*sensu* UICN 2003) como el proceso más probable para explicar las recolonizaciones; (IV) Las *Poblaciones* locales muestran efectos en su dinámica derivados de su tamaño; (V) Presencia de una *Demografía Específica de Hábitat* (*sensu* Meffe & Carroll 1997); y (VI) Dinámica entre las poblaciones locales inducida por variaciones temporales en la productividad de los distintos hábitats.

A pesar del carácter eminentemente descriptivo de esta primera aproximación, en Oliva-Paterna (2006) se propone un *Modelo Conceptual Hipotético* (MCH) de estructura y dinámica tipo metapoblacional del fartet en el Mar Menor (Fig. 2.27). Este MCH propone la presencia de, al menos, 8 *Poblaciones Fuente*, correspondientes con los Tipos I y II de *Poblaciones locales* (Fig. 2.26; Cuadros 1 y 2). Estas poblaciones han mostrado la capacidad de presentar flujos positivos, una emigración que puede ser capaz de recolonizar aquellos hábitats sub-ópti-

mos o negativos que se encuentran en zonas someras de la propia laguna y que albergan las denominadas *Poblaciones sumidero* (Tipos III y IV; Cuadros 3 y 4). Estas últimas se localizan en zonas puntuales de escasa extensión, que hemos denominado *Mesohábitats refugio*, con características de hábitat que permiten el establecimiento temporal de *stocks* o grupos de reproductores, aunque la persistencia temporal de los mismos es baja o muy baja y, en consecuencia, muestran una probabilidad de extinción local elevada. La dinámica de extinción-recolonización a nivel local de este MCH puede presentar patrones estacionales, bien condicionados por la propia estrategia de vida de la especie (ej. explosiones demográficas estivales), bien por cambios en características del hábitat (ej. explosiones tróficas estivales en zonas someras de la propia laguna).

Finalmente, cabe mencionar que ignorar los mecanismos analizados en el presente capítulo puede provocar problemas importantes en la gestión de la especie, ya que se puede caer en graves errores atendiendo exclusivamente a seguimientos locales de la especie y no evaluando su dinámica metapoblacional. No obstante, la inclusión de estos aspectos en la gestión no es una tarea trivial, evaluar la importancia de los posibles mecanismos de funcionamiento de la metapoblación del fartet del Mar Menor únicamente será posible si se analizan las carencias existentes. Deben llevarse a cabo estudios que ajusten los ejes estructurales y precisar sobre el modelo propuesto.

3. Problemática y Estado de Conservación

3.1. Problemática sobre la especie en el sureste peninsular

El peligro de desaparición del fartet en la Península Ibérica es notable. En el sureste ibérico, debido a factores de amenaza generalizados y específicos asociados a poblaciones concretas, la problemática de conservación y amenaza sobre esta especie de pez se magnifica (Mas *et al.* 1994, Torralva & Oliva-Paterna 2002, Oliva-Paterna 2006).

Sin duda alguna, y como en la mayoría de situaciones donde se produce una pérdida de biodiversidad, el factor principal de declive ha sido, y es, la destrucción y/o alteración del hábitat disponible para las especies en cuestión (Planelles & Risueño 1999). La destrucción de ambientes acuáticos ha sido severa y prácticamente completa en zonas litorales con intereses turísticos o en áreas que, normalmente gracias a la ampliación de terrenos de regadío, han derivado en una explotación agrícola intensiva (Fig. 3.1). Extensas superficies del sureste ibérico se erigen como ejemplos paradigmáticos de ello. Según el *Inventario Nacional de Humedales*, realizado por la *Dirección General de Obras Públicas* en 1989 y 1991, en España sólo quedaban 54 humedales costeros mediterráneos, y el 70% de los mismos estaba alterado o degradado. Estos datos prácticamente coinciden con el inventario de la *Dirección General de Obras Hidráulicas* de 2001. En este último, en relación a la extensión de los humedales españoles, se exponía la

desaparición del 60 % de su superficie en los últimos 40 años.

De esta forma, el declive de las poblaciones de fartet en el sureste peninsular ha ido estrechamente ligado al deterioro generalizado de los humedales costeros y otros sistemas acuáticos, aspecto que es extensivo en todo litoral mediterráneo peninsular (Planelles 1999).



Figura 3.1. La Albufera de Adra (Almería) conforma el límite meridional en la distribución del fartet en el Mediterráneo ibérico y es un claro ejemplo de destrucción de un humedal provocada por la extensión de los terrenos de regadío (Fotografías: C. Fernández-Delgado).

Cuantificación de las Amenazas

La enorme presión agrícola, urbanística y turística deriva en una serie de factores de amenaza puntuales sobre los humedales y otros sistemas acuáticos actuales. Entre ellos quizás la contaminación sea el de mayor influencia en el declive de las poblaciones de fartet. Este aspecto se ve reflejado en los resultados de un análisis de amenazas sobre ambientes acuáticos que fue realizado en el rango de distribución nativo de la especie en las provincias de Granada, Almería y Murcia (Torralva & Oliva-Paterna 2002, Oliva-Paterna 2006). La finalidad de éste fue la

Tipo de Amenaza	Indicadores
Obras hidráulicas	<ul style="list-style-type: none"> • Construcción de represas, canalizaciones, entubamientos, etc. • Alteración de la cubierta vegetal. • Alteración drástica de los niveles o caudales. • Alteraciones del cauce, limpieza de cauces.
Desecación	<ul style="list-style-type: none"> • Actividades extractivas de drenaje. • Actividades de modificación de terrenos.
Urbanismo	<ul style="list-style-type: none"> • Densidad urbanística elevada en el entorno. • Alta densidad de Obras Públicas (Urbanizaciones, Obras de vías de comunicación, etc.) en el entorno. • Exceso de uso público recreativo y/o turístico.
Vertidos agrícolas	<ul style="list-style-type: none"> • Densidad elevada de cultivos de regadío en el entorno. • Residuos sólidos tóxicos derivados de la agricultura (Plásticos, Botes de plaguicidas, Fertilizantes, etc.).
Vertidos industriales	<ul style="list-style-type: none"> • Vertidos procedentes de complejos industriales. • Residuos sólidos tóxicos derivados de la industria (Latas de aceites industriales, Baterías, etc.)
Vertidos urbanos	<ul style="list-style-type: none"> • Vertidos de aguas residuales. • Rellenos por escombros y/o basuras. • Residuos sólidos tóxicos (Medicamentos, Botes de material de limpieza, Pilas, etc.). • Lavados y/o cambios de aceite de automóviles.
Especies invasoras	<ul style="list-style-type: none"> • Especies invasoras acuáticas. • De forma específica: Peces y/o Crustáceos alóctonos.

Tabla 3.1. Factores de amenaza valorados en cada una de las localidades de muestreo junto a una reseña de indicadores de cada uno de los mismos.

de obtener una aproximación cuantitativa a las amenazas puntuales que sufren los ambientes acuáticos existentes en el sureste en su conjunto.

Con motivo de las campañas de búsqueda sistemática de la especie inmersas en los estudios realizados para la recuperación del fartet en Andalucía (Fernández-Delgado *et al.* 1998) y Murcia (Torralva *et al.* 1998 y 1999a; Oliva-Paterna 2006), entre 1996 y 1998 se estudiaron un total de 389 localidades tanto en humedales lito-

rales como en sistemas acuáticos interiores. Todas ellas en ambientes adecuados para la presencia de poblaciones de fartet u otros peces. La diversidad de hábitats estudiados fue notable, desde aquéllos con un grado de naturalidad alta (ramblas, arroyos, etc.) a otros totalmente artificiales (acequias, canales cementados, embalses, etc.). La metodología consistió en la valoración in situ de las amenazas presentes en cada localidad. En función de diversos listados de comprobación de factores de amenaza (Machado 1989,

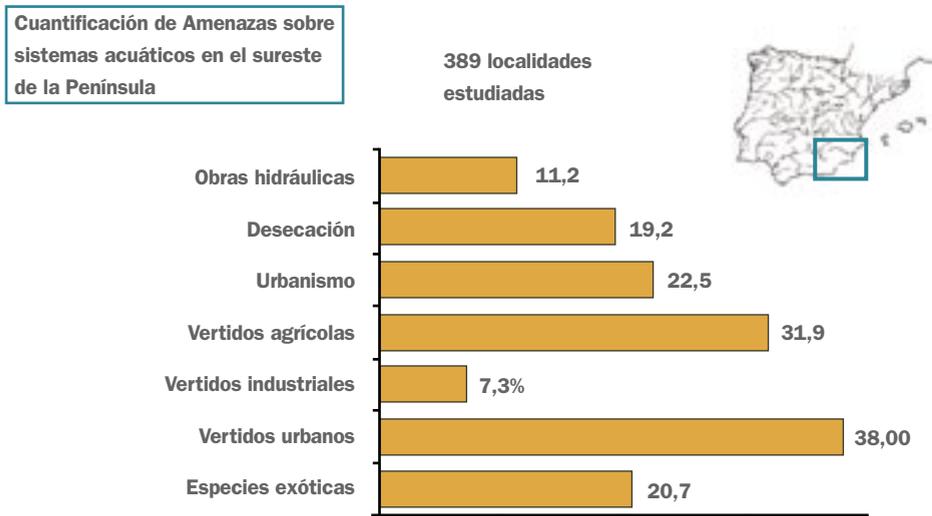


Figura 3.2. Resultados de la valoración de amenazas realizada entre 1996 y 1998 en humedales litorales y sistemas acuáticos interiores del sureste de la Península.

NMFS 2004), el conjunto de indicadores valorados en este trabajo (Tabla 3.1) incluyó tanto amenazas sobre el hábitat como sobre las especies presentes.

En función de los resultados obtenidos, se pudo cuantificar y constatar que los vertidos de origen urbano (38,0 %) y agrícola (31,9 %), son las amenazas puntuales con mayor presencia (Fig. 3.2). Si bien, los indicadores de presión urbanística (22,5 %) y el peligro de desecación (19,2 %), son también factores con una notable importancia. Debemos sumar la contaminación biológica por especies invasoras (20,7 %) que, en el sureste ibérico, básicamente se traduce en la presencia de gambusia (*Gambusia holbrooki*) y el cangrejo rojo de río (*Procambarus clarkii*) como las que potencialmente tienen un efecto negativo mayor sobre ambientes con presencia de fartet. La ame-

naza provocada por especies invasoras es también patente sobre hábitats potenciales para reintroducir el fartet, que en muchos casos albergan especies de carácter ictiófago como el black-bass (*Micropterus salmoides*) y la perca sol (*Lepomis gibbosus*) o especies con un alto poder de eutrofización del medio como la carpa (*Cyprinus carpio*) (Torralva & Oliva-Paterna 2003).

Un factor de declive adicional es el abandono de la explotación salinera. Los humedales con salinas costeras en explotación tradicional constituyen uno de los principales refugios para el fartet en el sureste (Torralva & Oliva-Paterna 2002) (Fig. 3.3), la desaparición y abandono de los mismos supone un peligro añadido y una causa potencial del declive también para otras comunidades de enorme valor conservacionista.



Figura 3.3. Los humedales con salinas costeras sometidas a explotación tradicional conforman un hábitat típico del fartet. Salinas de Marchamalo en el entorno del Mar Menor. (Fotografías: Conservación de vertebrados acuáticos).

3.2. Amenazas sobre el fartet en la Región de Murcia

Cuantificación y amenazas sobre poblaciones específicas

Desde la perspectiva de la problemática existente sobre el fartet en la Región de Murcia, se realizó un análisis de amenazas, similar al desarrollado en el sureste (epígrafe anterior), exclusivo para los sistemas acuáticos presentes en dicha región. En este análisis, se evaluaron los resultados de las campañas de búsqueda sistemática de la especie inmersas en los estudios realizados para su recuperación en la región (Torralva *et al.* 1999b y 2001), junto con los obtenidos en las campañas de muestreo inmersas en la realización del *Atlas de Distribución de los Peces Epicontinentales de la Región de Murcia* (Torralva *et al.* 2006).

En este caso, se analizaron un total de 655 localidades establecidas en, prácticamente, la totalidad de sistemas acuáticos con potencialidades de presentar poblaciones de peces. Los criterios y metodología de estudio fueron idénticos a los expuestos para el análisis de amenazas realizado en la totalidad del sureste ibérico (epígrafe anterior), consistente en la valoración *in situ* de las amenazas presentes en cada una de las localidades (Tabla 3.1).

A diferencia de lo constatado para el sureste en su totalidad, los vertidos agrícolas son el indicador de amenaza mayoritario con una presencia en el 62,4 % del total de localidades (Fig. 3.4), los resultados del resto de indicadores muestran un porcen-

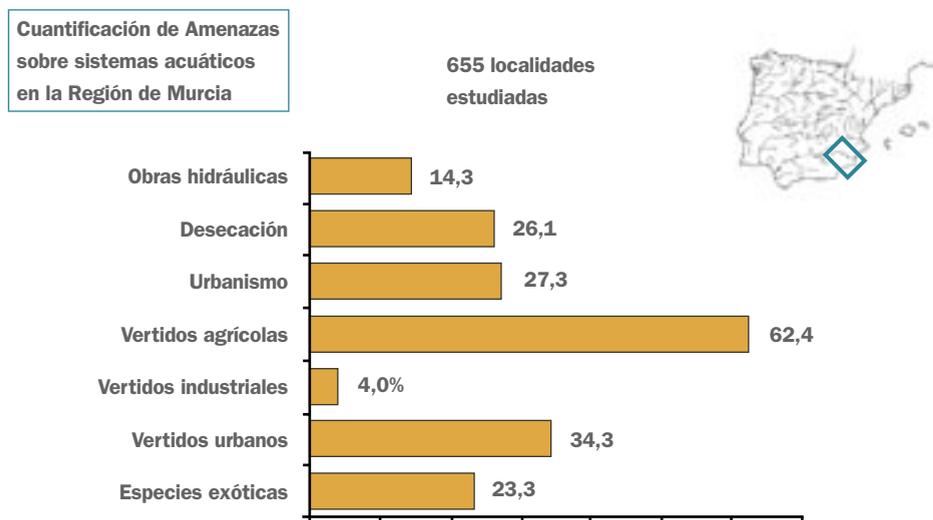


Figura 3.4. Resultados de la valoración de amenazas realizada en las campañas de búsqueda de la especie inmersas en los estudios realizados en la región (Campañas: 1997-1998 y 2002-2004) en humedales litorales y sistemas acuáticos interiores de la Región de Murcia.



Figura 3.5. La invasión de sistemas acuáticos por especies exóticas es una de las amenazas más importantes sobre el fartet y su hábitat. (A) *Gambusia holbrooki* (Gambusia); (Fotografía: Carlos González Revellas); (B) *Procambarus clarkii* (Cangrejo rojo de río); (Fotografía: Conservación de vertebrados acuáticos).

taje de aparición muy similar al obtenido para el sureste en su conjunto. Así, los indicadores de presión urbanística sobre los sistemas (27,3 %), el peligro de desecación (26,1 %) y la presencia de especies exóticas (23,3 %), son también factores de notable importancia (Fig. 3.4). En la región, la introducción de especies exóticas es algo generalizado (Miñano *et al.* 2002, Torralva & Oliva-paterna 2003, Andreu *et al.* 2004, Oliva-Paterna *et al.* 2005b). A su vez, la presencia de *Gambusia* y Cangrejo rojo de río es abundante (Fig. 3.5), sobre todo en ambientes dulceacuícolas que podrían conformar refugios para la especie (cabeceras de pequeños arroyos, balsas de riego naturalizadas, etc.) y, en consecuencia, la recuperación de la especie se ve perjudicada.

A continuación se exponen varias de las amenazas específicas detectadas en la Región de Murcia cuya solución, parcial o total, ha sido abordada con la realización del proyecto LIFE-Naturaleza “Conservación de stocks genéticos de *Aphanius iberus* en Murcia” (LIFE04/ES/NAT/000035).

• Exclusividad y Aislamiento de Poblaciones

La especie presenta en la región determinados stocks genéticos de carácter exclusivo que, además, se encuentran presentes en una única localidad. El caso de la población del río Chícamo, con importantes diferencias genéticas es la única población de interior establecida en la Región de Murcia y, además, una de las escasas poblaciones de arroyos de agua dulce de la especie en toda su área de distribución (Oliva-Paterna 2006). La

población de las Salinas de Marchamalo muestra también exclusividad genética y un único acontecimiento amenazante puede afectar a todos los individuos de estos stocks genéticos. El riesgo de extinción de estas poblaciones, la primera acantonada en un pequeño tramo fluvial muy vulnerable a la sequía y contaminación agrícola, y la segunda en unas salinas de pequeño tamaño, es extremadamente alto. La pérdida de cada una de estas poblaciones provocaría la pérdida del 16,7% de la variabilidad genética establecida en el sureste de la Península ibérica (Torralva & Oliva-Paterna 2002).

• Escasez y desaparición de hábitat físico disponible

Son varias las poblaciones que de forma particular sufren una pérdida del hábitat disponible para el fartet. Por ejemplo, la población del Río Chícamo se encuentra presente en un tramo fluvial natural de cabecera inferior a 3,5 Km de longitud de cauce (Nacimiento-La Umbría). A su vez, este cauce natural presenta un bajo número de charcas y pozas someras con poca corriente, que es el hábitat idóneo para la especie. Otro caso es la reducción o destrucción de los humedales del entorno del Mar Menor que es, probablemente, el factor de amenaza de mayor importancia sobre las poblaciones de fartet ahí establecidas. Según los datos de revisión y actualización del Inventario Regional de Zonas Húmedas de la Región de Murcia (Ballester 2003), la superficie de humedales con salinas en explotación y otros sistemas acuáticos del entorno del Mar Menor se ha reducido de forma importante en el periodo 1990-2000 (Fig. 3.6).



Figura 3.6. Los humedales del entorno del Mar Menor han sufrido un deterioro importante en los últimos 20 años. (A) Canales desecados en el Humedal de Lo Poyo; (B) Vertidos orgánicos en El Carmolí. (Fotografías: Conservación de vertebrados acuáticos).

- **Gestión de los recursos hídricos insensible a la presencia de la especie objeto del proyecto**

La gran mayoría de pequeños cursos de agua presentes en la región muestran una gestión hídrica de notable impacto sobre las poblaciones de peces presentes. El fartet no resulta una excepción y, por ejemplo, hasta el año 2004 el 61,11% del cauce del Río Chícamo comprendido entre su nacimiento y Mahoya estaba entubado con fines agrícolas.

- **Desaparición de la Explotación Salinera**

En las últimas décadas son varias las salinas que, a pesar de presentar citas de la presencia de la especie, han desaparecido en el entorno del Mar Menor (ej. Salinas de Punta Galera) o una gestión inadecuada ha conllevado la desaparición de las poblaciones de la especie (ej. Salinas del Rasall). Actualmente poblaciones de notable importancia para la conservación del fartet quedan ubicadas en humedales con salinas en explotación que se ven amenazados, por ejemplo parte de las Salinas de Marchamalo (5.400 m² de superficie húmeda) han dejado de funcionar para la extracción tradicional de sal marina. A su vez, la explotación tradicional en salinas de pequeña superficie depende del establecimiento de convenios, y la falta de soluciones por las partes implicadas (Administración y sector privado) para facilitar su gestión ha mostrado efectos negativos sobre poblaciones de fartet. Por ejemplo, los problemas para la incorporación de agua en las Salinas de Marchamalo derivados de la colmatación por sedimentos en la zona de toma de El Vivero, han provocado episodios de mor-

tandad drásticos en la población de fartet (Oliva-Paterna 2006).

- **Ausencia de gestión de especies Exóticas competidoras y/o modificadoras del hábitat**

La presencia y ausencia de gestión sobre poblaciones de especies exóticas introducidas como Gambusia y Cangrejo de río americano, tanto en sistemas acuáticos potenciales para la reconstitución de poblaciones de la especie, como en el cauce del Río Chícamo, es otra de las amenazas específicas ya mencionada con anterioridad.



Figura 3.7. La cabecera del Río Chícamo sufre impactos de carácter puntual por los usos rurales inadecuados. (A) Limpieza y llenado de depósitos agrícolas; (B) Uso de detergentes, etc.). (Fotografías: Conservación de vertebrados acuáticos).

Estudios de competencia realizados recientemente demuestran que la gambusia desplaza a las especies de Ciprinodóntidos endémicos (Fartet y Samaruc) (Rincón *et al.* 2002, Caiola & De Sostoa 2005). Por otro lado, el cangrejo de río americano presenta un potencial elevado de modificación del hábitat y es un predador potencial de peces de pequeño tamaño.

- **Presión antrópica: Usos rurales inadecuados de forma puntualizada**

En el caso de la población del Río Chícamo la presión antrópica de carácter rural ha provocado episodios puntuales de contaminación (ej. utilización de detergentes, vertidos agrícolas, etc.). Estos procesos pueden provocar mortandades masivas en la población, e incluso la pérdida de la totalidad de sus efectivos (Fig 3.7).

- **Presión urbanística**

La asfixia urbanística que sufren los humedales del entorno del Mar Menor es elevada. El interés turístico de la zona provoca una presión altísima en los meses veraniegos, la proximidad y la facilidad de acceso a los mismos provocan presiones de carácter recreativo con focos puntuales de vertidos, tránsito incontrolado de personas, abandono de basuras, recolección de individuos de la especie, destrucción física del sustrato, etc. La destrucción del hábitat disponible de la especie, debido por ejemplo al acceso indiscriminado a las cubetas por interesados en el uso terapéutico del lodo o a la limpieza de playas que se realiza con maquinaria pesada, puede ser una amenaza puntual importante en el periodo reproductor de la especie (Torralva *et al.* 2004, Oliva-Paterna 2006) (Fig. 3.8).



Figura 3.8. Actuaciones derivadas de la presión urbanística y turística en provocan impactos puntuales de importancia sobre los humedales del entorno del Mar Menor. (A) Movimiento de fangos en la gola de Marchamalo; (B) Deforestación en las proximidades de las Salinas de Marchamalo.

(Fotografías: Conservación de vertebrados acuáticos).

• **Escasez y Falta de control sobre posibles poblaciones en cautividad de la especie**

Hasta el inicio del Proyecto LIFE-Naturaleza *Conservación de stocks genéticos del fartet en Murcia*, no se disponía de un centro o asociación dedicada a la cría en cautividad de la especie en la región. De este modo, no se disponía de individuos para posibles programas de reconstitución de poblaciones indispensables para la recuperación de la especie. Esto no es cuantificable como amenaza pero condiciona enormemente la recuperación futura de la especie en la Región. A través de las acciones incluidas en el proyecto mencionado, se dispondrá de poblaciones en cautividad de la especie que, gestionadas de forma adecuada, serán refugios de su variabilidad genética. Bajo el supuesto de desaparición en estado silvestre, el impacto sobre la especie, consistente en la pérdida de parte de la variabilidad genética establecida en el sureste de la Península ibérica, habrá sido parcialmente controlado.

Además, la falta de control sobre poblaciones en cautividad de la especie está

provocando sueltas incontroladas de peces sin las adaptaciones locales necesarias para su viabilidad y con la mortalidad de especímenes que ello puede conllevar.

• **Escasa conciencia social sobre la especie**

A pesar de ser la única especie íctica de carácter epicontinental catalogada “En Peligro de Extinción” presente en las aguas de la Región de Murcia, el desconocimiento sobre la misma en esta región es generalizado. La concienciación social es un aspecto básico para la conservación de especies amenazadas, y el conocimiento por parte de la ciudadanía de su situación puede favorecer enormemente su recuperación. Aspecto constatado con especies de peces muy parecidas al fartet en el sureste de Estados Unidos (Minckley & Deacon 1991; Meffe & Carroll 1997; entre otros).

Además, a pesar de la importancia de poblaciones exclusivas como la presente en el Río Chícamo, el desconocimiento sobre las mismas en colectivos sociales de las áreas cercanas es, prácticamente, ab-

soluta. El desarrollo de campañas de sensibilización puntuales para la resolución de problemas concretos, especialmente sobre los colectivos que pueden estar en contacto directo, es fundamental.

• **Falta de formación específica sobre la gestión de la especie**

La falta de formación e información específica sobre la gestión de una especie puede agravar de forma irreversible el estatus de conservación de la misma. Hasta el desarrollo de los cursos de formación sobre el fartet inmersos en las acciones del Proyecto LIFE-Naturaleza *Conservación de stocks de fartet en Murcia*, no se había realizado en la región ningún taller y/o seminario específico sobre el manejo y/o gestión de la especie.

3.3. Riesgo de Extinción del Fartet en la Región de Murcia

La situación ha llevado a la catalogación del fartet con categorías de alto riesgo de extinción, tanto en ámbitos autonómicos como nacionales e internacionales (Doadrio 2002, Oliva-Paterna *et al.* 2006a). No obstante, son escasos los intentos de catalogación de la especie con *Criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales* (UICN 2001). Su aplicación a escala regional para evaluar el riesgo de extinción de una especie, o niveles taxonómicos inferiores (ej. subespecies, poblaciones con exclusividad genética), es una herramienta adecuada y recomendada por la propia UICN (UICN 2003).

Aplicación regional de Criterios y Categorías de la UICN

Cuando la población de una especie a escala regional está aislada de otras pobla-

ciones, los criterios de la Lista Roja de la UICN pueden ser utilizados sin modificaciones (UICN 2001). El peligro de extinción de dicha población es idéntico al que puede presentar un taxón endémico y los criterios pueden ser utilizados sin alterar sus umbrales. No obstante, a la hora de realizar un proceso de *Evaluación regional*, éste debe realizarse en dos pasos generales (Gärdenfors *et al.* 1999, Gärdenfors 2001): el primer paso consiste en evaluar aplicando los criterios UICN a la población en cuestión, después se evalúa el efecto que poblaciones externas a la región puedan ejercer sobre la población evaluada (*Efecto rescate*), pudiendo aumentar o disminuir la categoría de amenaza establecida para la misma.

Existen actualmente 11 categorías en el protocolo de aplicación de categorías de la UICN a nivel regional (UICN 2003): *Extinto* (EX), *Extinto en estado silvestre* (EW), *Extinto a nivel regional* (RE), *En peligro crítico* (CR), *En peligro* (EN), *Vulnerable* (VU), *Casi amenazado* (NT), *Preocupación menor* (LC), *Datos insuficientes* (DD), *No aplicable* (NA), *No evaluado* (NE). En las especies con mayor grado de amenaza (CR, EN y VU), el riesgo de extinción se evalúa mediante la aplicación de un conjunto de cinco criterios cuantitativos. Estos criterios están basados en parámetros biológicos que incluyen: tasas de disminución poblacional, tamaño de la población objetivo, área de distribución y grados de fragmentación poblacional y/o del hábitat.

Estatus de conservación del fartet en la región

El estatus de conservación del conjunto de poblaciones del fartet en la Región de Murcia mediante *Evaluación Regional*

(UICN 2003) ha dado como resultado la categorización de **En Peligro (EN)** [Criterios: B1b(ii,iii,iv)c(iv) + 2b(ii,iii,iv)c(iv)]. Esta población regional, en términos de Área de Ocupación (UICN 2001) presenta una distribución de aproximadamente 325 Km² y conforma entre un 16,7 % y 25,9 % de la presencia global de la especie.

A nivel peninsular, la regresión que ha sufrido la especie en su rango de distribución ha sido drástica. Actualmente presenta un área de ocupación estimada inferior a 450 Km² (Doadrio 2002) y, sobre un total de 30 localidades con constancia de su presencia (Moreno-Amich *et al.* 1999), ha desaparecido al menos en 12 de las mismas (40%). En función de la problemática mencionada, en el sureste peninsular la situación se agrava (Oliva-Paterna 2006). En la Región de Murcia se puede estimar una regresión superior al 80% del área de ocupación de la especie en sus ambientes de la cuenca del Segura, al menos, en los últimos 30 años. La regresión en las poblaciones de la laguna del Mar Menor ha sido algo inferior manteniendo

distintos grados de amenaza, si bien ha desaparecido de humedales en el entorno de la laguna por destrucción o desecación de los mismos (ej. Salinas de Punta Galera, Laguna de San Ginés en Lo Poyo).

La evaluación específica de cada una de las poblaciones con exclusividad genética ha permitido detectar el riesgo inminente de desaparición de la especie presente en el Río Chícamo y las Salinas de Marchamalo (Tabla 3.2). Del mismo modo, mediante esta aproximación se puede establecer el reparto porcentual de los riesgos de extinción, en términos de variabilidad genética y área de distribución, de la población regional en su conjunto (Fig. 3.9). En las Salinas de Marchamalo, sin entrar a valorar la gestión de los mismos, podríamos decir que son los Convenios existentes entre la Administración Autonómica y los propietarios, los que están salvando a este pequeño humedal de su desaparición. Por otro lado, la población de la especie del río Chícamo, aislada geográficamente del resto, muestra unos efectos escasísimos, una disponibilidad de

hábitat mínima, que unido al uso abusivo que se hace del agua, al peligro de contaminación agrícola y a la extrema aridez de esta zona, hacen que debamos considerar a esta población al borde de la extinción.

Consideraciones sobre la aplicación en la gestión de la especie

La finalidad de la categorización es producir una estimación relativa de la posibilidad de extinción de la especie o la población. En este sentido, la categorización realizada sobre las poblaciones de fartet en la región puede ser un parámetro a considerar para su estrategia de conservación.

No obstante, esta categoría de amenaza simplemente ofrece una evaluación de la probabilidad de extinción en las circunstancias actuales, mientras que las prioridades de actuación para su conservación podrán tener en cuenta muchos otros factores (costos, logística, posibilidades de éxito, etc.) (Meffe & Carroll 1997).

Es recomendable que la evaluación del riesgo de extinción de la especie aquí presentada sea considerada en el *Catálogo de Especies Amenazadas de Fauna Silvestre de la Región de Murcia* (Ley 7/95 de Fauna Silvestre, Caza y Pesca). De acuerdo con las propuestas del *Comité de Flora y Fauna Silvestres* aprobadas por la *Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza* (marzo 2004) (Ministerio de Medio Ambiente) se ha creado un nuevo *Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y De Interés Especial* (CNEADI, 2006). Para ello se han establecido unos *Criterios Orientadores para la inclusión de taxones y poblaciones en Catálogos de Especies Amenazadas* (Dirección General para la Biodiversidad 2004), éstos permiten la evaluación de amenazas a subpoblaciones que hayan sido formalmente descritas en publicaciones científicas y/o presenten un reconocimiento científico. En este contexto, la evaluación específica de las poblaciones de fartet con exclusividad genética realizada puede ser una primera aproximación válida para la inclusión de las mismas en revisiones del *Catálogo de Especies Amenazadas de la Región de Murcia* e incluso en el mencionado CNEADI, aunque con la necesidad de ser adaptadas a las categorías que sean establecidas en dichos catálogos.

Población Evaluada	Notas sobre los criterios:
OCU-1 Río Chícamo En Peligro Crítico (CR) B1ab(iii)c(iv) + 2ab(iii)c(iv); C2a(ii)b	Dimensión y calidad mínima del hábitat disponible para la especie. Un único acontecimiento amenazante puede afectar a todos los individuos del taxón.
OCU-2 Salinas de Marchamalo En Peligro Crítico (CR) B1ac(iv) + 2ac(iv)	Dimensión y calidad mínima del hábitat disponible para la especie. Un único acontecimiento amenazante puede afectar a todos los individuos del taxón. Gestión con criterios empresariales, principalmente.
OCU-3 Mar Menor y su entorno En Peligro (EN) B1b(iii)c(iv) + 2b(iii)c(iv)	Calidad del hábitat disponible para la especie en continua regresión.

Tabla 3.2. Riesgo de extinción relativo de las poblaciones de fartet con exclusividad genética presentes en la Región de Murcia.

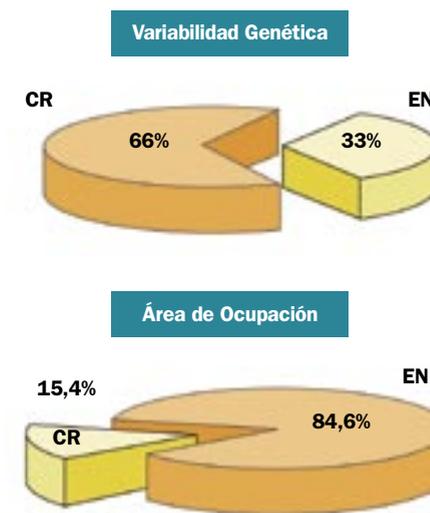


Figura 3.9. Categorías de amenaza de la UICN para la población de fartet de la Región de Murcia y el riesgo de extinción relativo obtenido a partir de la *Evaluación Regional de las poblaciones con exclusividad genética*. Se presenta el estatus repartido en porcentajes para la variabilidad genética y el área de ocupación de la especie.

4. Recuperación y Gestión del fartet en la Región de Murcia

4.1. Plan de Recuperación del fartet ¿Qué es un Plan de Recuperación de una especie amenazada?

Cuando una especie está en riesgo de extinción, la reacción lógica debe ser eliminar dicha situación (Machado 1997). Sin embargo, la recuperación y conservación de especies amenazadas es siempre difícil y complicada, lo que obliga a científicos, técnicos y gestores a utilizar las mejores herramientas, habilidades y experiencia disponible.

Un *Plan de Recuperación* es un instrumento de gestión que debe organizar, coordinar y priorizar la totalidad de acciones de recuperación, tales como restauración y/o rehabilitación de hábitats, establecimiento de convenios con propietarios de áreas habitadas por la especie, reducción de amenazas, desarrollo de la investigación necesaria, etc. Es decir, es una guía que justifica, delimita y programa aquellas acciones necesarias para restaurar y asegurar a una especie como componente, viable por sí misma, de su ecosistema (Machado 1989). Además, consiste en un documento de referencia para diversas organizaciones, universidades o estamentos administrativos encargados de la gestión, por tanto, es necesario que justifique la estrategia de recuperación de la especie objetivo y muestre sus acciones en términos claros y concisos (Motivans & Croase 2004).

El término *Plan de Recuperación* se encuentra bien asentado en el contexto legal y administrativo de la conservación (Jiménez 2005). En la Ley 4/1989, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y la Fauna Silvestre, una de las consecuencias más importantes que tiene la catalogación de una especie como *en peligro de extinción* es el compromiso (art. 31 de la Ley 4/1989) de elaborar un *Plan de Recuperación* por parte de las Administraciones competentes. Se especifica que éste debe *definir las medidas necesarias para eliminar el riesgo de extinción*, pero poco más se concreta en lo relativo a su contenido (Hava 2000).

Objetivos y Elaboración de los Planes de Recuperación

La finalidad de cualquier *Plan de Recuperación* es alejar lo máximo posible a la especie de la situación de amenaza de extinción y conseguir su viabilidad. Las estrategias para obtener esta finalidad pueden ser diversas y dispares (Carroll *et al.* 1996): Establecimiento de múltiples poblaciones, distribuidas de forma que un evento catastrófico no elimine a la totalidad de las mismas; Detener o eliminar los factores de amenaza que están provocando el continuo declive de sus poblaciones; Conseguir tasas de crecimiento poblacional positivas que las lleven a niveles en los que la incertidumbre demográfica y ambiental no tenga efectos críticos; etc. En este contexto, es necesario que se incorporen objetivos específicos y operacionales definidos de forma cualitativa y, si es posible, cuantitativa.

El éxito en la conservación de recursos naturales radica en la selección cui-

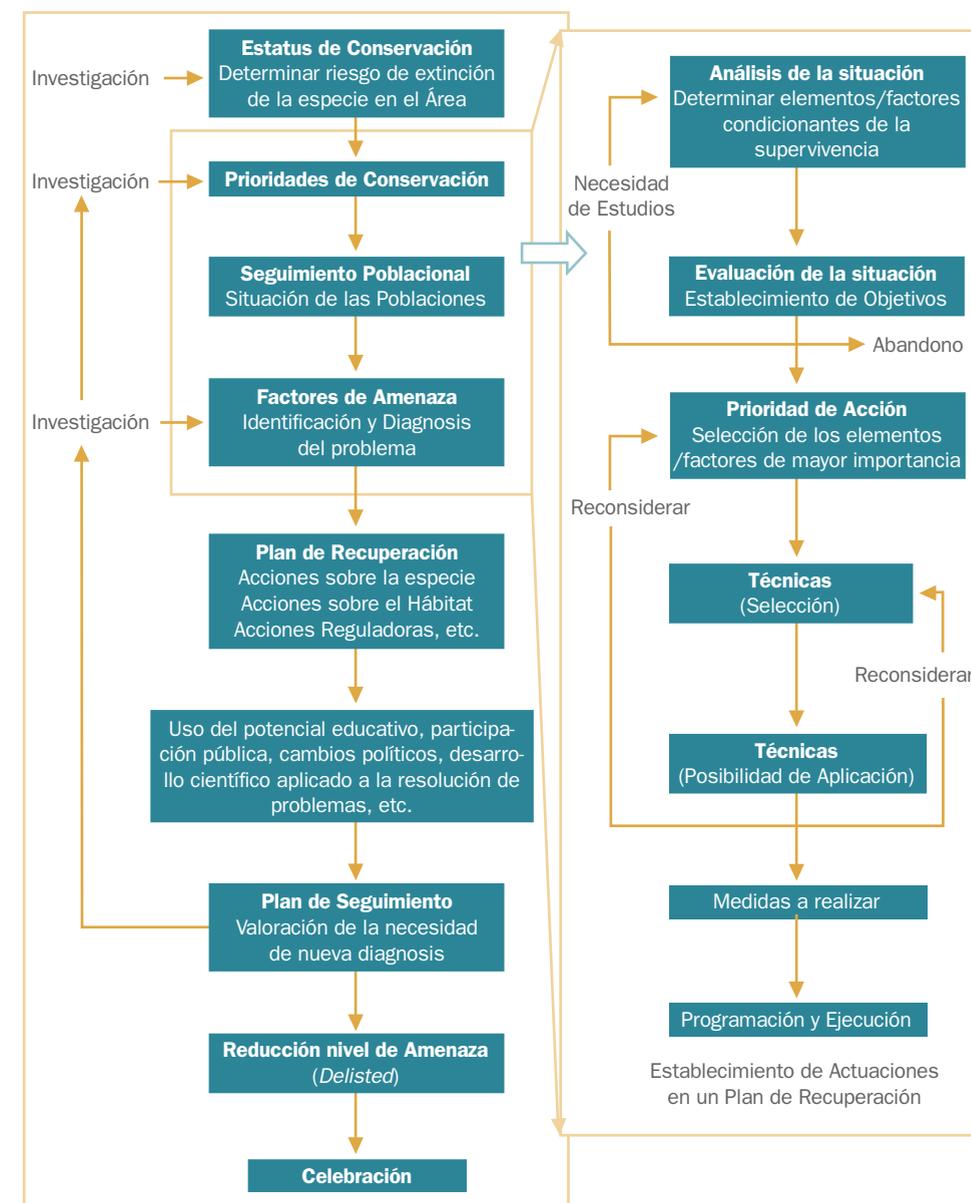


Figura 4.1. Proceso Lógico de elaboración de un *Plan de Recuperación* de especies y del establecimiento de sus Actuaciones [Modificado de Machado (1997) y Sutherland (2000)].

dadosa de las prioridades de conservación, de acuerdo con Morrison (2002) una *Conservación Planeada o Sopesada*. Este principio aplicado a la recuperación de especies amenazadas debería provocar que los *Planes de Recuperación* priorizasen en función del estatus de conservación de la especie o poblaciones objetivo, en función de las amenazas que provocan el declive, y en optimizar los esfuerzos de recuperación. También resulta decisivo valorar las limitaciones del propio plan, de forma que durante su elaboración debe existir un continuo ejercicio de retroalimentación entre las prioridades y las actividades realizadas (Clark & Cragun 1994, Machado 1997) (Fig. 4.1).

Finalmente, cabe mencionar que la influencia sobre los *Planes de Recuperación* de la literatura y conocimiento académico en conservación de especies es necesaria y puede resultar muy positiva. Autores de relevancia como Primack (1998), mantienen la importancia del *input* académico sobre la gestión práctica, si bien también resaltan que ello no debe traducirse en una lista interminable de estudios científicos. Según Machado (1989), la conservación activa conlleva siempre un riesgo y no se puede ir siempre sobre seguro.

Recuperación del fartet en Murcia: Sobre la responsabilidad social y justificación científica

Existen muchas razones por las que es necesario evitar la extinción de una especie que pueden resumirse en cinco grupos de *Valores Instrumentales*: Económico, Espiritual, Científico-Educativo, Ecológico y Estratégico desde la perspectiva conser-

vacionista (Primack & Ros 2002). Además, en naciones, comunidades autónomas o incluso ayuntamientos que alberguen en sus ámbitos territoriales especies en riesgo de extinción, debería existir una obligación moral en realizar los esfuerzos de gestión necesarios para eliminar dicho riesgo. Machado (1997) lo denomina *Principio de Responsabilidad Endémica* y, en cierta medida, se ve reflejado cada vez más en la legislación.

El fartet ejemplifica lo aludido. Es endémica a la Península y presenta una profunda regresión en su área de distribución, hasta el punto de ser declarada *Especie en Peligro de Extinción* en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas [Real Decreto 439/1990 (BOE 5.4.90)], *Especie Protegida* en el Anexo III del Convenio de Berna (1988) y *Especie de interés general cuya conservación requiere la designación de áreas especiales para su conservación* en el Anexo II de la Directiva del Consejo de la Unión Europea sobre la Conservación de Hábitats Naturales y de la Fauna y Flora Silvestres (Directiva 92/43/CEE, Fauna-Flora-Hábitats). Por otro lado, la Ley 7/1995, de 21 de abril, de *La Fauna Silvestre, Caza y Pesca Fluvial* de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, considera a la especie como *Especie en peligro de extinción* dentro de su ámbito regional. En consecuencia, existe una responsabilidad legal para recuperarla que, en cierta medida, puede ser reflejo del *Principio de Responsabilidad Endémica* aludido.

Resulta razonable priorizar en la gestión de especies en las que se haya cuantificado su alto riesgo de extinción,

también sobre *Especies paraguas*, y/o sobre especies con una singularidad taxonómica importante (*sensu* Meffe & Carroll 1997). No obstante, también pueden ser valoradas otras consideraciones sobre la especie o poblaciones a gestionar, como su papel ecológico [importancia de las *Especies clave*, su uso potencial, las posibilidades de éxito en la recuperación, etc (Morrison 2002). En este sentido, Machado (1997) presenta un índice para establecer la necesidad de priorizar sobre una especie concreta. Varios de los parámetros del mismo son cumplidos por las poblaciones de fartet presentes en la Región de Murcia: el riesgo de extinción de estas poblaciones es alto y/o muy alto (EN y/ CR según Categorías UICN 2001); en relación a la población global, los *stocks* de la especie establecidos en la región suponen un porcentaje importante (Moreno-Amich *et al.* 1999, Doadrio 2002); entre otros.

También resulta conveniente centrar los esfuerzos sobre aquellas especies en la que se ha evaluado su potencial de recuperación (NFMS 2004). En función de los *Hábitats Potenciales* (HPs) para albergar nuevas poblaciones, el fartet muestra un potencial de recuperación elevado a nivel de la región. A su vez, la especie ya ha mostrado una respuesta positiva a determinadas actuaciones aisladas (actuaciones de restauración de hábitats, cría en cautividad, etc.) (Riusueño *et al.* 1999). En resumen, existen justificaciones razonables de índole científica para realizar un esfuerzo de gestión en la recuperación de la especie en la región.

Unidades de Manejo del fartet en Murcia

Una unidad infraespecífica o población puede mostrar necesidades de gestión específicas y debe reflejarse en la estrategia de recuperación de una especie. Es decir, pueden existir claras justificaciones científicas para recomendar incrementos en la protección y gestión de segmentos o poblaciones exclusivas de una especie (Morrison 2002).

Como unidades de gestión de la especie, a nivel regional, han sido definidas dos *Unidades Ecogeográficas de Gestión* (UEs) [(1) Río Chícamo y (2) Mar Menor y Humedales de su entorno] que, en función de su variabilidad genética, han mostrado tres *Unidades de Conservación Operacionales* (OCUs *sensu* Doadrio *et al.* 1996): (OCU-1) Río Chícamo, (OCU-2) Salinas de Marchamalo y (OCU-3) Mar Menor (Torralva *et al.* 2001, Oliva-Paterna *et al.* 2002a y 2002b).

No obstante, con la finalidad de aumentar la eficacia en la gestión, en Oliva-Paterna (2006) se proponen dos tipos de Unidades de Manejo entendidas como las unidades discretas de gestión a escala local necesarias para asegurar los procesos evolutivos en la recuperación y conservación de la especie en la región:

- Los **Grupos Poblacionales Operativos** (GPOs) son *unidades suprapoblacionales de actuación o manejo a nivel local en el conjunto de la región*, entendiéndose aquí como población el conjunto de individuos de una localidad aislada pero con una persistencia variable que, en poblaciones del Mar Menor y su entorno puede, incluso, mostrar procesos de extinción local.

• Las **Unidades de Hábitat Potencial** (HPs) son áreas o hábitats susceptibles de albergar nuevas poblaciones de la especie inmersas en su rango nativo, esenciales para la creación de una red de hábitats ocupados por la especie.

Además, se propone la presencia de tres tipologías distintivas: *GPOs Epicontinentales*, *GPOs Fuente* y *GPOs Sumidero*. Actualmente, únicamente existe un GPO Epicontinental que corresponde con la población presente en el Río Chícamo. Los *GPOs Fuente* y *Sumidero* conformarían las unidades de manejo en el Mar Menor y su entorno. La información evaluada para el establecimiento de estas unidades ha quedado resumida en capítulos previos del presente libro. En resumen, los criterios seguidos para el establecimiento de los *GPOs* han sido los siguientes:

(1) Establecimiento de las *Unidades Ecogeográficas* (UEs) como unidades operacionales territoriales de carácter extenso.

(2) Definición de *Unidades de Conservación Operacionales* (OCUs) con criterios básicamente de diferenciación genética y aislamiento geográfico.

(3) Diferenciación de *Grupos* o *Tipos de Poblaciones locales* en función de su dinámica de abundancia y biomasa, de su comunidad de peces acompañante y de la selección de hábitat (Básicamente con las unidades presentes en el Mar Menor y su entorno).

(4) Definición de los *Tipos de Poblaciones locales* que presentan una alta probabilidad de actuar como *Poblaciones Fuente* y *Poblaciones Sumidero* en la hipotética *Metapoblación* presente en el Mar

Menor. Así como el aislamiento presente entre las primeras.

(5) Establecimiento del estado de conservación preliminar de los individuos y el hábitat.

Al igual que las áreas con presencia actual de la especie (*GPOs*), los HPs también son zonas prioritarias para la recuperación y conservación del fartet a largo plazo. Es decir, *GPOs* y HPs deben entenderse como *Hábitats Críticos* (sensu Meffe & Carroll 1997) que pueden definirse como áreas específicas esenciales para la conservación de una especie amenazada y que requieren, por tanto, de una gestión y protección especial. Por ejemplo, es recomendable que se asegure la conservación legal de los espacios en los que se localizan dichas unidades, y su gestión debe contener entre sus objetivos prioritarios la viabilidad de poblaciones ya establecidas (en el caso de *GPOs*) o de futuras poblaciones a establecer (en el caso de HPs). En resumen, es necesario que los factores ecológicos, técnicos y políticos de efecto sobre dichos hábitats estén en concordancia con la conservación del fartet.

El esquema jerárquico de trabajo para la concepción de las unidades de manejo establecidas, *GPOs* y HPs, así como una aproximación a su distribución geográfica queda reflejado en la figura 4.2.

Estructura y desarrollo del Plan de Recuperación

En nuestra normativa no existen guías legislativas o administrativas para la elab-

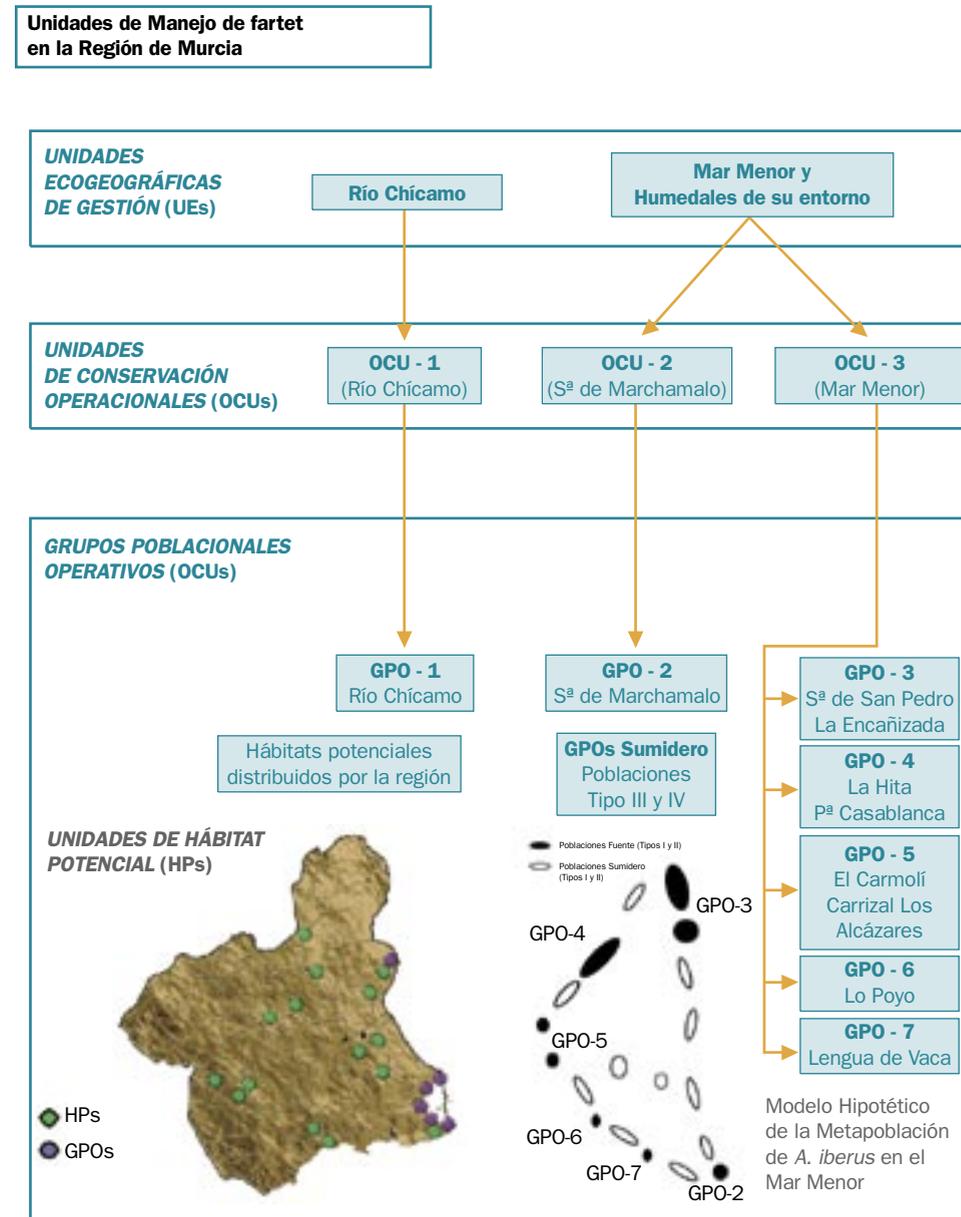


Figura 4.2. Esquema jerárquico de trabajo para la concepción de las *Unidades de Manejo* de fartet en la Región de Murcia. Aclaraciones sobre el esquema en el texto. (Fuente: Oliva-Paterna 2006).

Planes de Recuperación

Modelo Guía

I) Parte Expositiva

- Introducción
- Antecedentes
- Ámbito de Trabajo y Periodo
- Análisis de la Situación
- Biología y Ecología

II) Parte Operativa

- Finalidad y Objetivos
- Directrices y Actuaciones
- Gestión a nivel de la especie
- Gestión a nivel de los Hábitats
- Investigación y Seguimiento
- Información y Divulgación
- Coordinación/Cooperación
- (Implementación/Estimación de Costes)
- Seguimiento y Revisión

analizar la situación de partida; (II) *Sección Operativa* en la que se establecen las directrices de actuación. Además, es recomendable que se conformen documentos simples y escritos con un lenguaje en estilo ejecutivo (NFMS 2004). En definitiva, un *Plan de Recuperación* debe guiar a los lectores a través de un camino lógico que se inicia en los conocimientos de la especie (Biología, Ecología, etc.), sus amenazas o estatus actual y, finalmente, la estrategia y programa para su recuperación.

La ejecución del *Plan* es probablemente la parte más variable del proceso de recuperación en su conjunto. Clark *et al.* (1994) enfatizan sobre la importancia de la estructuración del proceso y de la incorporación de *Equipos de Trabajo* para su desarrollo. La racionalidad técnica para el desarrollo de cada *Plan*, entendida como la capacidad de equilibrar y/o sustituir acciones (= *Práctica reflexiva*), es probablemente la filosofía adecuada para el desarrollo del mismo. Es recomendable que el desarrollo de procesos de estas características sea realizado por equipos multidisciplinares. Información útil más detallada relacionada con la estructura, equipo de trabajo y el proceso de ejecución pueden encontrarse en Westrum (1994) y NFMS (2004).

Estrategia para la Recuperación y Conservación del fartet

La estrategia para la recuperación y conservación del fartet en la Región de Murcia debe consistir en reducir las amenazas sobre la especie, proporcionar unas condiciones de hábitat adecuadas y, en consecuencia, asegurar su persistencia

boración de Planes de Recuperación, si bien, muchos de estos resultan coincidentes en gran parte de su estructura, probablemente inspirada en los trabajos de referencia de Machado (1989 y 1997). Este autor propone una estructura genérica que intenta reflejar las partes que un plan debe contener: (I) *Sección Expositiva* en la que se debe evaluar, justificar y

Recuperación del fartet en Murcia

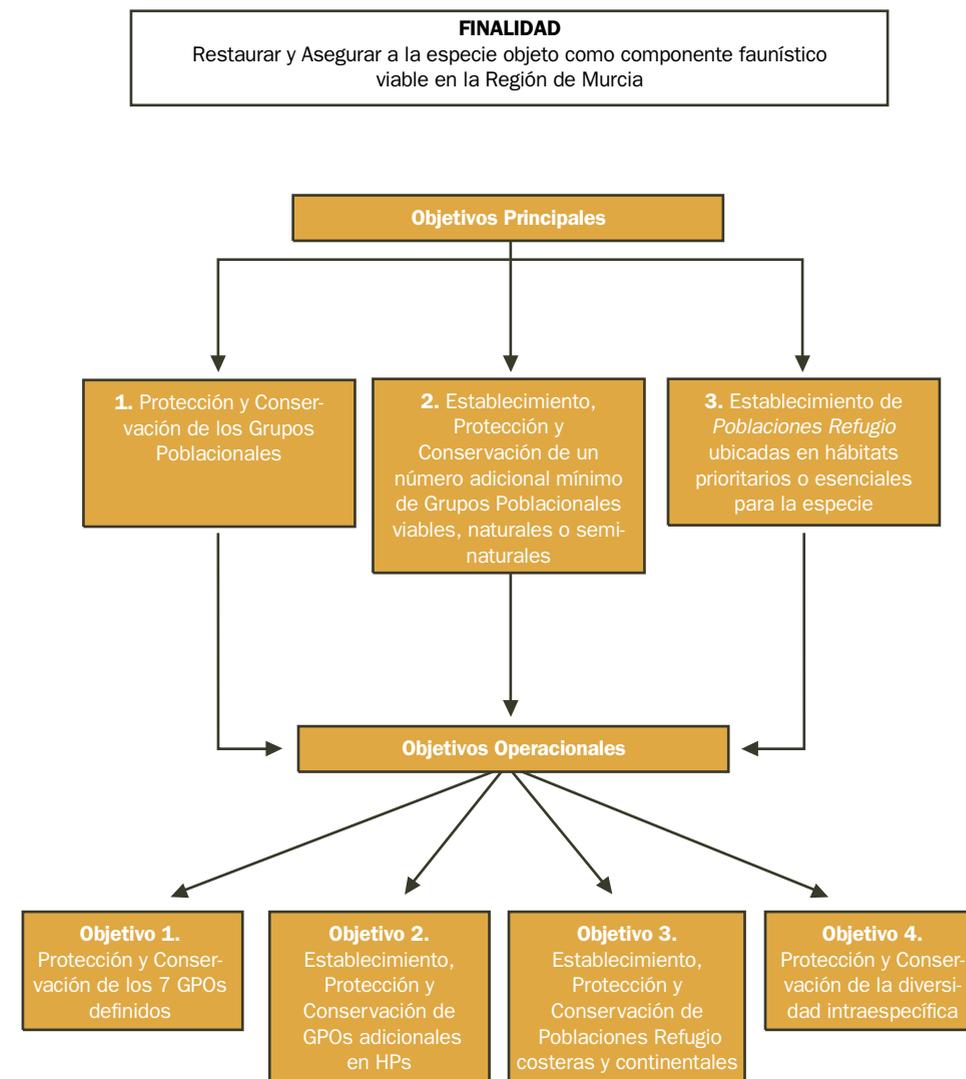


Figura 4.3. Finalidad y objetivos recomendados para la estrategia de recuperación del fartet en la Región de Murcia. Aclaraciones sobre el esquema en el texto (Fuente: Oliva-Paterna 2006).

en su rango actual y nativo. Es lógico que varias de las acciones necesarias para su protección pasen por incrementar el conocimiento de la relación existente entre la especie y su ambiente. De este modo, incrementar aún más el conocimiento sobre la especie y su hábitat, son esenciales para suministrar una base científica mayor en la gestión.

En resumen, la estrategia debe tener como finalidad restaurar y asegurar a la especie como componente faunístico viable a largo plazo en su rango de distribución nativa. Varios son los puntos en los que esta estrategia debe centrarse:

- Conservación, en su estructura y función, de los sistemas acuáticos.
- Control de especies introducidas.
- Preservar la diversidad genética de la especie objetivo.
- Mantenimiento de poblaciones en cautividad.
- Seguimiento de las poblaciones naturales.
- Aplicar una gestión adaptable (= *Práctica reflexiva*).

Los objetivos principales y operacionales presentados en la figura 4.3 describen en gran medida las condiciones específicas que pueden permitir alcanzar la finalidad mencionada. No obstante, el alcance de los mismos debe implicar la puesta en marcha de unas directrices de actuación agrupadas en programas o planes de actuación relacionados y cuya ejecución, en la mayoría de los casos no debe ser independiente. Una importancia notable presentan ciertas actuaciones de manejo inmediato que, en cada caso,

deben incluir acciones concretas y dirigidas a evitar la extinción de la especie en aquellos enclaves donde la situación es extrema, como son el caso de las Salinas de Marchamalo y Río Chícamo. Además, con estas actuaciones prioritarias deben proporcionarse las bases sobre las que actuar para la salvaguarda de la especie a medio y largo plazo.

El plan de actuación a medio plazo debe comprender, a su vez, diversos programas que en resumen pueden ser:

- 1.** Programa de actividades de protección y conservación, cuyo objeto sería establecer y aplicar eficazmente medidas de protección y conservación de la especie y su hábitat, erradicar las actividades que destruyen el hábitat de la especie, y mantener su diversidad genética.
- 2.** Programa de estudios e investigación aplicada a la gestión de la especie, que debe intentar incrementar los conocimientos sobre el fartet y su hábitat, pero siempre dirigidos al establecimiento de los criterios a usar para una gestión adecuada; determinar los hábitats óptimos y críticos para la especie y disponer de información actualizada y continua sobre los parámetros demográficos de la misma en la región. Todo ello acorde con la posición de la UICN con respecto a la investigación con especies en riesgo de extinción (IUCN 1989).
- 3.** Programa de restauración, rehabilitación y manejo del hábitat, su objeto sería la creación de una red de hábitats prioritarios para la especie en la región. Además de diseñar y aplicar actividades que contribuyan eficazmente a la restauración, rehabilitación y/o conservación de los diferentes

hábitats actuales o potenciales.

4. Programa de restablecimiento de poblaciones (reintroducción y reconstitución), que tendría como objeto la selección adecuada de los lugares susceptibles de albergar las nuevas poblaciones de fartet y la realización de una correcta reintroducción y/o reconstitución de tales poblaciones. Esto conllevaría protocolos ajustados, entre otros, a las Guías para la realización de reintroducciones propuestas por la UICN (IUCN, 1998), donde se incluyen aspectos tan importantes como el reconocimiento de las *Introducciones benignas o de Conservación*.

5. Programa de caracterización e intercambio genético entre poblaciones, que debería garantizar el mantenimiento de la diversidad, actual y futura, de las unidades de manejo establecidas. Esto abarcaría la caracterización genética de dichas unidades.

6. Programa de cría en cautividad, cuyo objeto debe ser asegurar la supervivencia de la especie y su acervo genético; establecer un *stock* en cautividad de aquellas unidades de manejo actuales que presenten una amenaza patente; obtener ejemplares para estudio e investigación y obtener un número adecuado de individuos para el programa de restablecimiento de poblaciones.

7. Programa de divulgación y concienciación, fundamental en cualquier intento de recuperar y conservar una especie de estas características (Deacon & Deacon 1991), y que debería tener como objeto incrementar la sensibilidad de los distintos grupos sociales hacia la problemática del fartet y la necesidad de conservarlo.

8. Actuaciones de coordinación y coope-

ración entre Administraciones y Organizaciones no Gubernamentales interesadas en la conservación de la especie, que debería fomentar la coordinación y cooperación entre dichas entidades para obtener una gestión conjunta en todo el sureste peninsular.

Finalmente, para no incurrir en una estrategia de conservación inefectiva, debería contemplarse un Plan de Seguimiento y Vigilancia con la finalidad de priorizar actuaciones durante el desarrollo de la estrategia, evaluar resultados y redefinir, siempre que se considere necesario, los objetivos de la misma.

4.2. Proyecto LIFE-Natura para la conservación de poblaciones exclusivas: Objetivos y Actuaciones

En la actual Unión Europea, el programa LIFE es, probablemente, el principal instrumento financiero para la aplicación y desarrollo de sus políticas ambientales. Dentro de sus modalidades, LIFE-Naturaleza tiene como objetivo la gestión y conservación de hábitats y especies de flora y fauna silvestres presentes en el territorio europeo incluidas en la Directiva Hábitats (Directiva 92/43/CE).

La Comisión de las Comunidades Europeas aprobó en julio de 2004 una ayuda financiera a la Región de Murcia para el desarrollo del proyecto "Conservación de stocks genéticos exclusivos de *Aphanius iberus* en la Región de Murcia" (LIFE05/NAT/ES/000035; Periodo 2005-2008). La coordinación del proyecto corresponde a la Unidad Técnica de Gestión Centro-Noreste perteneciente a la Dirección General



Figura 4.4. Las acciones de rehabilitación de hábitats y seguimiento científico de las poblaciones de fartet incluidas en el proyecto LIFE se realizan todas en LICs de la región: (A) Salinas del Rasall, (B) Salinas de Marchamalo, (C) Río Chicamo, (D) Complejo salinero de Rambla Salada de Fortuna, y (E) Rambla Salada de Fortuna.

del Medio Natural (CARM) que, en convenio con la Universidad de Murcia (Dpto. Zoología y Antropología Física) y el Museo de la Ciencia y el Agua de la Ciudad de Murcia, desarrolla las acciones incluidas en el mismo.

El objetivo principal del proyecto es sentar las bases para asegurar la conservación de la especie a largo plazo. En resumen, éste contiene tres grandes líneas de actuación: (1) Rehabilitación de zonas para el mantenimiento *in situ*, es decir en estado silvestre, de las poblaciones más amenazadas en la región; (2) Restauración y acondicionamiento de nuevos hábitats para la especie en localidades donde se ha extinguido recientemente, como es el caso de las Salinas del Rasall; y (3) Creación de un centro para el mantenimiento y cría del fartet en Murcia. Este centro constará de laboratorios equipados para la cría en cautividad, así como de balsas de naturalización para el acondicionamiento de individuos a utilizar en futuras actuaciones de repoblación. Bajo el supuesto de desaparición en estado silvestre de alguna población, su recuperación será factible gracias a la conservación *ex situ* que se pretende realizar en este centro.

Todas las actuaciones inmersas en el proyecto pretenden recuperar áreas con excepcionales valores naturales que presentan otras especies y hábitats de interés comunitario (Fig. 4.4). Dentro de este contexto, se pretenden acondicionar las Salinas del Rasall en el Parque Regional de Calblanque y solventar los problemas de funcionamiento existentes en las Sa-

linas de Marchamalo, para mantener la explotación artesanal de las mismas como uno de los usos más compatibles con la conservación de esta especie en el marco geográfico y socioeconómico murciano. En el mismo sentido, se pretende rehabilitar parte de las Salinas de Fortuna, finca propiedad de la Dirección General del Medio natural e incluida en el Paisaje Protegido de Rambla Salada y Ajaque, con la doble finalidad de restaurar el funcionamiento de las mismas, fomentando el valor didáctico de la zona, y de mantenimiento de una población de fartet en cautividad, aumentando notablemente el valor conservacionista de este paraje.

También hay que mencionar la rehabilitación en la zona de cabecera del río Chicamo, pequeño arroyo inmerso en una de las zonas más áridas de la región que, tal y como ya se ha mencionado a lo largo del presente libro, mantiene una de las poblaciones más amenazadas y única población de fartet existente en ecosistemas naturales no costeros. Las actuaciones enmarcadas en el Proyecto consisten en ampliar el hábitat disponible para la especie mediante la construcción de charcas anexas al cauce y el control de dos especies exóticas invasoras enormemente dañinas, la Gambusia y el Cangrejo Rojo Americano. En el año 2001, la entonces Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente, asesorada por el Departamento de Zoología de la Universidad de Murcia, realizó una experiencia piloto con la creación de charcas y, si bien ha surgido la necesidad de su mantenimiento para evitar la colmatación de varias, los resultados obtenidos fueron



Figura 4.5. Charcas de nueva creación con presencia de fartet en la Cabecera del río Chícamo. (A) Charcas en las primeras fases de creación; (B) Charcas en fases intermedia de naturalización; y (C) Charca con un nivel elevado de naturalización.

satisfactorios y la especie todavía se mantiene en el río Chícamo (Fig. 4.5).

Un complemento básico del Proyecto es el compromiso por parte de la Comunidad Autónoma a elaborar y aprobar el *Plan de Recuperación del Fartet en la Región de Murcia*. De este modo, bajo el contexto del Proyecto LIFE se va a crear el documento técnico-administrativo que será la herramienta de gestión primordial para recuperar y conservar la especie a largo plazo. No obstante, es necesario que la eficacia y gestión administrativa sean las óptimas para que esto tenga el efecto positivo para salvaguardar la especie que todos esperamos.

El éxito para conservar una especie en peligro de extinción radica en la capacidad para sensibilizar a la sociedad y, en especial, a los colectivos que están en contacto directo con la misma (Comunidades de regantes, Salineros, Pescadores, etc). Con esta finalidad, el Proyecto LIFE contempla su máxima difusión editando carteles, trípticos informativos, vídeos, web, etc, que en definitiva convengan al ciudadano de la necesidad de conservar la especie y de denunciar cualquier atentado contra ella. Además entre los objetivos del Proyecto está la realización de campañas de divulgación y formación dirigidas a los colectivos locales más directamente relacionados con la conservación de la especie. En este contexto, se han realizado cursos de formación dirigidos específicamente a técnicos y agentes medioambientales, así como charlas de información con asociaciones de vecinos del entorno del río Chícamo (Fig. 4.6).



Figura 4.6. (A) y (B) Charlas y Cursos de formación sobre la especie inmersos en el contexto del Proyecto LIFE-Naturaleza. (Fotografías: Dirección General del Medio Natural). La Facultad de Biología de la Universidad de Murcia expone desde inicios del año 2005 un acuario e información sobre la especie dentro de las actuaciones de sensibilización. (Fotografía: F.J. Oliva Paterna).

Como colaboradores de la Dirección General del Medio Natural en la divulgación, hasta el momento, se cuenta con la colaboración del Museo de la Ciencia y el Agua de la ciudad de Murcia para el desarrollo de un programa de conferencias específico sobre el Fartet y mantener una exposición continua de acuarios divulgativos de la especie. Hay que mencionar el apoyo que Grupos Ecologistas como ANSE (Asociación de Naturalistas del Sureste) y Ecologistas en Acción (Región de Murcia) mostraron hacia la solicitud del proyecto. Finalmente, la Facultad de Biología de la Universidad de Murcia participa desde principios de 2005 en la sensibilización sobre la especie mediante la exposición de un acuario e información sobre la especie en sus instalaciones (Fig. 4.6)

Desde aquí, hacemos un llamamiento a la concienciación social hacia los problemas que afectan a la especie, y de forma genérica, a la mayoría de peces endémicos dulceacuícolas de la Península. A la vez que, invitamos a todos aquellos colectivos o personas sensibilizadas con estos temas a colaborar, cooperar y apoyar en la conservación de este precioso pez exclusivo de nuestro Patrimonio Natural. Esperamos que todo este esfuerzo evite la desaparición de una joya entre las especies de la Región de Murcia.

Al igual que alude Miguel Delibes en *“Un Mundo que agoniza”*, la extinción de una especie no es solamente la desaparición física de la misma, sino que también es la destrucción y, por tanto, pérdida de su significado para el hombre, una verdadera amputación espiritual y vital.

Referencias Bibliográficas

Alcaraz C & E García-Berthou. 2006. Food of an endangered cyprinodont (*Aphanius iberus*): ontogenic diet shift and prey electivity. *Environmental Biology of Fishes*: Aceptado en prensa.

Alcaraz C, Pou-Rovira Q & E García-Berthou. 2007. Used of a flooded salt marsh habitat by an endangered cyprinodontid fish (*Aphanius iberus*). *Hidrobiología*.

Almaça C. 1995. Freshwater fish and their conservation in Portugal. *Biological Conservation* 72: 125-127.

Andreu-Soler A, FJ Oliva-Paterna, D Verdiell & M Torralva. 2004. Primeras citas de *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) y *Tinca tinca* (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii, Cyprinidae) en la cuenca del río Segura (Murcia, sudeste de la Península Ibérica). *Anales de Biología* 26: 222-224.

Anónimo. 1952. Las Colecciones de Peces de la Sección de Biología de las Aguas Continentales. *Boletín del Instituto para Investigación Experimental* 63: 1-340.

Araguas RM, Roldán MI., García-Marín JL & C Pla C. 2007. Management of gene diversity in the endemic killifish *Aphanius iberus*: revising Operational Conservation Units. *Ecology of Freshwater Fish*, in press. doi:10.1111/j.1600-0633.2006.00217.x

Armstrong DP. 2004. Integrating the Metapopulation and Habitat Paradigms for Understanding Broad-Scale Declines of Species. *Conservation Biology* 19: 1402-1410.

Bain MK & NJ Stevenson (Eds). 1999. *Aquatic Habitat Assessment: Common Methods*. Bain MK & NJ Stevenson (Eds). American Fisheries society. Bethesda, Maryland.

Ballester R (Coor). 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 (Coor). 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.

Bohlen J. 1999. Influence of salinity on early development in the spined loach. *Journal of Fish Biology* 55: 189-198.

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.

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.

Carroll R, C Augspurger, A Dobson, J Franklin, G Orians, W Reid, R Tracy, D Wilcove & J Wilson. 1996. Strengthening the use of science in achieving the goals of the Endangered Species Act: An assessment by the Ecological Society of America. *Ecological Applications* 6 (1): 1-11.

Clark TW & JR Cragun. 1994. Organizational and managerial guidelines for endangered species restoration programs and recovery teams. En: *Restoration of Endangered Species. Conceptual issues, planning and implementation*. Bowles ML & CJ Whelan (Eds). Cambridge University Press. Cambridge.

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.

Crivelli AJ & PS Maitland. 1995. Future prospects for the freshwater fish fauna of the north Mediterranean region. *Biological Conservation* 72: 335-337.

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.

De Sostoa A, R Allué, C Bas, JM Camarasa, F Casals, J Casaponsa, M Del Castillo, I Doadrio, JV Fernández, R Franquesa, D Lloris, J Lobón-Cerviá, J Matallanas, R Muñoz, FJ De Sostoa & D Vinyoles. 1990. *Història Natural dels Països Catalans. Vol. 11. Peixos*. Fundació Enciclopèdia Catalana (Ed). Barcelona.

De Vlaming V, G Grossman & F Chapman. 1982. On the use of the gonadosomatic index. *Comparative Biochemistry and Physiology* 73A(1): 31-39.

Dirección General para la Biodiversidad (Ed). 2004. *Criterios orientadores para la inclusión de taxones y poblaciones en catálogos de especies amenazadas*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

Doadrio I (Ed). 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*. CSIC y Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

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, 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.

Elvira B. 1995. Conservation status of endemic freshwater fish in Spain. *Biological Conservation* 72: 129-136.

Elvira B. 1996. Endangered freshwater fish of Spain. En: Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe (Kirchhofer A & Hefti D, Eds.). Bassel: Birkhäuser Verlag, Germany.

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.

FAO/PNUMA. 1984. *Conservación de los recursos genéticos de los peces: problemas y recomendaciones. Informe de la consulta de expertos sobre recursos genéticos de los peces.* Documento Técnico de Pesca, Vol. 217. FAO, Roma.

Fernández-Delgado C. 1989a. Life-history Patterns of the Salt-Marsh Killifish *Fundulus heteroclitus* (L.) Introduced in the Estuary of the Guadalquivir River (South West Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 29: 573-582.

Fernández-Delgado C. 1989b. Life-history patterns of the mosquito-fish, *Gambusia affinis*, in the estuary of the Guadalquivir river of south-west Spain. *Freshwater Biology* 22(3): 395-404.

Fernández-Delgado C, J Hernando, M Herrera & M Bellido. 1988. Age, growth and reproduction of *Aphanius iberus* (Cuv. & Val., 1846) in the lower reaches of the Guadalquivir river (south-west Spain). *Freshwater Biology* 20: 227-234.

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-Delgado C, P Drake, A Arias & D García. 2000. *Peces de Doñana y su entorno*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente (Ed). Madrid.

Fernández-Delgado C, R Pintos, JA Torres, FJ Sánchez-Polaina, J Prenda, JC Gutiérrez-Estrada, FJ Oliva-Paterna, S Rossomanno & C Arribas. 1997. Proyectos de Gestión de

Ictiofauna continental en Andalucía. En: *Conservación, Recuperación y Gestión de la Ictiofauna Continental Ibérica*. Granado-Lorenzo C (Ed). Publicaciones de la Estación de Ecología Acuática. EMASESA. Sevilla.

Fernández-Pedrosa V, A González, M Planelles, A Moya & A Latorres. 1995. Mitochondrial DNA variability in three Mediterranean populations of *Aphanius iberus*. *Biological Conservation* 72: 251-256.

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.

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.

Frenkel V & M Goren. 1997. Some environmental factors affecting the reproduction of *Aphanius dispar* (Rüppell, 1828). *Hydrobiologia* 347: 197-207.

García-Berthou E & R Moreno-Amich. 1992. Age and growth of an Iberian cyprinodont, *Aphanius iberus* (Cuv. & Val.), in its most northerly population. *Journal of Fish Biology* 40: 929-937.

García-Berthou E & R. Moreno-Amich. 1993. Multivariate analysis of covariance in morphometric studies of reproductive cycle. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 50: 1394-1399.

García-Berthou E & R Moreno-Amich. 1999. Ecología y Conservación del Fartet (*Lebias iberica*) en las Marismas del Ampurdán (Cataluña). En: *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía*. Planelles M (Coord). Generalitat Valenciana. Valencia.

García-Berthou E, C Fernández-Delgado, Q Pou, D Boix & R. Moreno-Amich. 1999. Edad y Crecimiento del Fartet, *Lebias iberica* Valenciennes, 1846: Comparación entre las poblaciones del Ampurdán (Cataluña) y del Río Guadalquivir. En: *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía*. Planelles M (Coord). Generalitat Valenciana. Valencia.

García-Marín JL & C Plá. 1997. Bases genéticas para la conservación del fartet. *Trofeo Pesca* 53: 52-55.

García-Marín JL & C Plá. 1999. Conservación de la Diversidad Genética en el Fartet, *Lebias iberica*. En: *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía*. Planelles M (Coord). Generalitat Valenciana. Valencia.

García-Marín JL, A Vila & C Plá. 1990. Genetic variation in the Iberian toothcarp, *Aphanius iberus* (Cuvier & Valenciennes). *Journal of Fish Biology* 37: 233-234.

García-Novo F. 1997. La Conservación. ¿Será posible conservar nuestra fauna piscícola

continental? En: *Conservación, Recuperación y Gestión de la ictiofauna continental ibérica*. Granado-Lorencio C (Ed). Publicaciones de la Estación de Ecología Acuática. EMASESA. Sevilla.

Gärdenfors U. 2001. Classifying threatened species at national versus global levels. *TRENDS in Ecology & Evolution* 16(9): 511-516.

Gärdenfors U, JP Rodríguez, C Hilton-Taylor, C Hyslop, GM Mace, S Molur & S Poss. 1999. Draft guidelines for the application of IUCN Red List criteria at national and regional levels. *Species* 31-32: 58-70.

Gaston KJ. 2003. *The structure and dynamics of geographic ranges*. Oxford University Press (Ed). London.

Gotelli NJ & WG Kelley. 1993. A general model of metapopulation dynamics. *Oikos* 68: 36-44.

Granado-Lorencio C (Ed). 1997. *Conservación, Recuperación y Gestión de la Ictiofauna Continental Ibérica*. Publicaciones de la Estación de Ecología Acuática. EMASESA. Sevilla.

Hanski I. 1982. Dynamics of regional distribution: The core and the satellite species hypothesis. *Oikos* 38: 210-221.

Hanski I. 1998. Metapopulation Dynamics. *Nature* 396: 41-49.

Hanski I. 2001. Spatially realistic theory of metapopulation ecology. *Naturwissenschaften* 88: 372-381.

Harrison TD, AEL Ramm & EC Cerff. 1986. A low-cost effective trap for use in sampling aquatic fauna. *Aquaculture* 58: 145-149.

Hava E. 2000. *Protección jurídica de la Fauna y Flora de España*. Editorial Trotta SA. Madrid.

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.

Holyoak M & C Ray. 1999. A roadmap for metapopulation research. *Ecology Letters* 2: 273-275.

IUCN. 1995. *Guidelines For Re-Introductions*. Prepared by Species Survival Commission (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.

Jiménez J. 2005. Catálogos, Planes y Estrategias. El Marco legal y administrativo de fauna amenazada en España. En: *Al borde de la Extinción. Una visión integral de la recuperación de Fauna Amenazada en España*. Jiménez J & M Delibes de Castro (Eds). EVREN Evaluación de Recursos Naturales. Valencia.

Keith P, J Allardi & B Moutou. 1992. *Livre rouge des espèces menacées de poissons*

d'eau douce de France. Coll. Patrimoines Naturels, Vol. 10, SFF-MNHN, CSP, CEMAGREF (Eds), París.

Leberg PL. 1992. Effects of population bottlenecks on genetic diversity as measured by allozyme electrophoresis. *Evolution* 46: 477-494.

Lelek A. 1987. *The Freshwater Fishes of Europe*. Vol.9. Threatened Fishes of Europe. AULA-Verlag Wiesbaden.

Levins R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237-240.

Lloret J, A Marin, L Marin-Guirao & J Velasco. 2005. Changes in macrophytes distribution in a hypersaline coastal lagoon associated with the development of intensively irrigated agriculture. *Ocean & Coastal Management* 48: 828-842.

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. 1958. Contribución al conocimiento del "fartet" (*Aphanius iberus* C. y V.). *Revisiones de la Academia de Ciencias* 52(3): 585-607.

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 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.

Ludovicus. 1966. *Aphanius iberus* Cuvier y Valenciennes. *Vida acuática*, 4.

Machado A. 1989. Planes de Recuperación de Especies. *Ecología* 3: 23-41.

Machado A. 1997. *Guidelines for Action Plans for Animal Species. Planning animal Species Recover. Planning Animal Species Recovery*. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Council of Europe Publishing. Strasbourg.

Maltagliati F. 1998a. Allozyme differences between two endangered Mediterranean Killifishes, *Aphanius iberus* and *A. fasciatus* (Teleostei: Cyprinodontidae). *Italian Journal of Zoology* 65: 303-306.

Maltagliati F. 1998b. Does the Mediterranean Killifish *Aphanius fasciatus* (Teleostei: Cyprinodontidae) fit the one-dimensional stepping-stone model of gene flow? *Environmental Biology of Fishes* 53: 385-392.

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.

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.

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.

Matthews WJ. 1998. *Patterns in Freshwater Fish Ecology.* Chapman & Hall. New York.

Meffe GK & CR Carroll. 1997. *Principles of Conservation Biology* (2nd Edition). Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts.

Miñano PA, FJ Oliva-Paterna & M Torralva. 2002. Primera cita de *Sander lucioperca* (L.) (Pisces, Percidae) en la Cuenca del Río Segura, S.E. de España. *Anales de Biología* 24: 77-79.

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. Tucson, Arizona.

Moreno-Amich R, M Planelles, C Fernández-Delgado & E García-Berthou. 1999a. Distribución Geográfica de los ciprinodontiformes en la Península ibérica. En: *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía.* Planelles M (Coord). Generalitat Valenciana. Valencia.

Moreno-Amich R, Q Pou, X Quintana & E García-Berthou. 1999b. Efecto de la Regulación Hídrica en la conservación del Fartet (*Lebias iberica*) en Aiguamolls de l'Empordà: Importancia de los refugios de población. En: *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía.* Planelles M (Coord). Generalitat Valenciana. Valencia.

Moreno-Amich R, Q Pou, X Quintana & E García-Berthou. 2000. Ecología y Conservación del Fartet (*Lebias iberica* = *Aphanius iberus*) en las Marismas del Ampurán (Cataluña): Efecto de la regulación hídrica e importancia de los refugios de población. X Congreso de la AEL y II Ibérico de Limnología. Junio de 2000. Valencia.

Morrison ML. 2002. *Wildlife restoration. Techniques for Habitat Analysis and Animal Monitoring.* Society for Ecological Restoration (SER), Island Press. London.

Motivans K & D Croase. 2004. Recovery Planning in the 21st Century. *Endangere Species Bulletin* 24(1): 28-30.

Moyle PB & P Cech. 1982. *Fishes: An introduction to ichthyology.* Prentice-Hall Incorporated (Eds). Englewood Cliffs, New Jersey.

Moyle PB & PJ Randall. 1998. Evaluating the Biotic Integrity of Watershed in the Sierra

Nevada, California. *Conservation Biology* 12: 1318-1326.

Nei M. 1972. Genetic distance between populations. *The American Naturalist* 106: 283-292.

Nelson JS. 1994. *Fishes of the world.* (2nd Edition). Wiley & Sons (Eds). New York.

Nielsen L. 1983. Variation in the catchability of yellow perch in a Otter trawl. *Transaction of the American Fishery Society* 112: 53-59.

NMFS. 2004. *Interim Endangered and Threatened Species Recovery Planning Guidance.* National Marine Fisheries Service.

Oliva-Paterna FJ. 2006. Biología y Conservación de *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846) en la Región de Murcia. Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidad de Murcia.

Oliva-Paterna FJ, PA Miñano, A Andreu, A García-Mellado, C Fernández-Delgado & M Torralva. 2002a. Fartet: Distribución y Conservación en Murcia. *Quercus*, 192: 38-42.

Oliva-Paterna FJ, PA Miñano, A Andreu, PA Miñano, J García & M Torralva. 2002b. Unidades de Conservación del fartet en la Región de Murcia: Amenazas y Aplicación regional de categorías UICN. *Dugastella*, 3: 29-35.

Oliva-Paterna FJ, A Andreu, PA Miñano, D Verdiell, 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.

Oliva-Paterna FJ, A Andreu, D Verdiell & M Torralva. 2005b. First occurrence of *Lepomis gibbosus* (L.,1758) in the Segura river basin (SE, Iberian Peninsula). *Limnetica* 24(3-4): 199-202.

Oliva-Paterna FJ, M Torralva & C Fernández-Delgado. 2006a. Threatened Fishes of the World: *Aphanius iberus* (Cuvier & Valenciennes, 1846) (Cyprinodontidae). *Environmental Biology of Fishes* 75: 307-309.

Oliva-Paterna FJ, I Doadrio & C Fernández-Delgado. 2006b. Threatened Fishes of the World: *Aphanius baeticus* (Doadrio, Carmona & Fernández-Delgado, 2002) (Cyprinodontidae). *Environmental Biology of Fishes.*

Oliva-Paterna FJ, García-Alonso, J., Cardozo, V., Torralva, M., 2007. Field studies of ammonia excretion in *Aphanius iberus* (Pisces; Cyprinodontidae): body size and habitat effects. *Journal of Applied Ichthyology* 23.

Oltra R & R Todolí. 2000. Reproduction of the endangered killifish *Aphanius iberus* at different salinities. *Environmental Biology of Fishes* 57: 113-115.

Parenti LR. 1981. A phylogenetic and biogeographic analysis of Cyprinodontiform fishes (Teleostei, Atherinomorpha). *Bulletin of the American Museum of Natural History* 168: 341-547.

Perdices A, JA Carmona, C Fernández-Delgado & I Doadrio. 2001. Nuclear and mitochondrial

data reveal high genetic divergence among Atlantic and Mediterranean populations of the Iberian killifish *Aphanius iberus* (Teleostei: Cyprinodontidae). *Heredity* 87: 314-324.

Pérez-Ruzafa A, Al 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 modeling for sustainable use and developments*. Gönenç IE & JP Wolflin (Eds). CRS Press. Boca Raton.

Pérez-Ruzafa A, JA García-Charton, E Barcala & C. Marcos. 2006. Changes in benthic fish assemblages as a consequence of coastal works in a coastal lagoon: The Mar Menor (Spain, Western Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*.

Planelles M & P Risueño. 1999. El Samaruc (*Valencia hispanica*, Valenciennes, 1846) en la Comunidad Valenciana: Declive, Esfuerzos para su Recuperación y Situación Actual. En: *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía*. Generalitat Valenciana. Coord: M. Planelles. Valencia.

Planelles M. 1996. The last populations of samaruc *Valencia hispanica*, Valenciennes, 1846: distribution, status and recovery efforts. *Publicaciones Específicas del Instituto Español de Oceanografía* 21: 263-268.

Planelles, M. (Ed). 1999. *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía*. Generalitat Valenciana. Valencia.

Primack RB & J Ros. 2002. *Introducción a la biología de la Conservación*. Editorial Ariel SA (Ed). Barcelona.

Primack RB. 1998. *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Associates (Ed). 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 (Aphanius iberus) en la Región de Murcia*. Documento Técnico. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Murcia.

Reznick D. 1985. Costs of reproduction: an evaluation of the empirical evidence. *Oikos* 44: 257-267.

Rincón PA, AM Correas, F Morcillo, P Risueño & J Lobon-Cervia. 2002. Interaction between the introduced eastern mosquitofish and two autochthonous Spanish toothcarps. *Journal of Fish Biology* 61(6): 1560-1585.

Risueño P, J Velásquez & J Hernández. 1999. Programa de cría en cautividad del Fartet, *Lebias iberica* (Valenciennes, 1846). En: *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc*.

Monografía. Planelles M (Coord). Generalitat Valenciana. Valencia.

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.

Ruiz-Navarro A. 2006. Estrategia de crecimiento de *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846) en las Salinas de Marchamalo (Región de Murcia, SE Península Ibérica). Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología. Universidad de Murcia.

Schönhuth S, G Luikart & I Doadrio. 2003. Effects of a founder event and supplementary introductions on genetic variation in a captive breeding population of the endangered Spanish killifish. *Journal of Fish Biology* 63: 1538-1551.

Smith KG & WRT Darwall. 2005. *The Status and Distribution of Freshwater Fish Endemic to the Mediterranean Basin*. IUCN Freshwater Biodiversity Assessment Programme 2005. Centre for Mediterranean Cooperation. Malaga.

Smith KJ & KW Able. 1994. Salt-Marsh Tide Pools as Winter Refuges for the Mummichog, *Fundulus heteroclitus*, in New Jersey. *Estuaries* 17(1B): 226-234.

Sutherland WJ. 2000. *The Conservation Handbook*. Research, Management and Policy. Blackwell Science. United Kingdom.

Torralva M (Coord). 2004. Estudio de la Fauna del Mar Menor y Directrices para su Manejo y Conservación. Documentos Técnicos. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio – Universidad de Murcia. Murcia.

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. 2003. El Recurso íctico de las aguas continentales de la Región de Murcia. En: *Los Recursos Naturales de la Región de Murcia: Un Análisis Interdisciplinar*. M.A. Esteve, M. Llorens & C. Martínez (Eds.). Universidad de Murcia, Servicio de Publicaciones. Murcia.

Torralva M, FJ Oliva-Paterna, A Andreu & C Fernández-Delgado. 1998. *Situación actual de las poblaciones de Fartet, Lebias iberica (Valenciennes, 1846), en la Región de Murcia. Problemática de una Especie en Peligro de Extinción*. I Congreso Ibérico de Limnología (IX Congreso Español de Limnología). Junio de 1998. Évora, Portugal.

Torralva M, FJ Oliva-Paterna, C Fernández-Delgado & J García. 1999. Las poblaciones de *Lebias iberica* (Valenciennes, 1846) en la región de Murcia. En: *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía*. Planelles M (Coord). Generalitat Valenciana. Valencia.

Torralva M, FJ Oliva-Paterna, A Andreu, N Ubero-Pascal, A Garcia-Mellado & C Fernández-

Delgado. 1999b. Biología, Distribución y Estado de Conservación de las Comunidades Acuáticas con Ciprinodontiformes en la Región de Murcia y las relaciones con sus hábitats. Informe-I. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Región de Murcia. 125 pp + Anexos.

Torralva M, FJ Oliva-Paterna, A Garcia-Mellado, PA Miñano, A Andreu, V Cardozo, J Garcia-Alonso & C Fernández-Delgado. 2001. Distribución y estado de conservación del Fartet, *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846), en la Región de Murcia (S.E. de la Península Ibérica). Establecimiento de Grupos Poblacionales Operativos. *Anales de Biología* 23.

Torralva M, FJ Oliva-Paterna, A Andreu, Verdiell D, PA Miñano & A Egea. 2006. Atlas de Distribución de los Peces Epicontinentales en la Región de Murcia. Dirección General del Medio Natural. CARM.

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.

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.

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.

Varela-Romero A, G Ruiz-Campos, LM Yépez, & J Alaniz. 2003. Distribution, habitat and conservation status of desert pupfish (*Cyprinodon macularis*) in the Lower Colorado River Basin, Mexico. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 12: 157-165.

Vargas MJ & A De Sostoa. 1997. Life-history pattern of the iberian toothcarp *Aphanius iberus* (Pisces, Cyprinodontidae) from a mediterranean estuary, the Ebro delta (Spain). *Netherlands Journal of Zoology* 2: 143-160.

Vargas MJ & A De Sostoa. 1999. Ecología Trófica del Fartet, *Lebias ibera*, en el Delta del Ebro. En: *Peces Ciprinodóntidos Ibéricos: Fartet y Samaruc. Monografía.* Planelles M (Coord). Generalitat Valenciana. Valencia.

Verdiell-Cubedo D, FJ Oliva-Paterna & M Torralva. 2006. Condition of *Salarias pavo* in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula): Potential influence of environmental variables on juveniles. *Journal of Applied Ichthyology* 22: 1-7.

Verdiell-Cubedo D, FJ Oliva-Paterna & M Torralva. 2007a. Condition of *Gobius cobitis* (Pallas, 1811) juveniles in the Mar Menor coastal lagoon (SE Iberian Peninsula): Effects of

inter- and intraspecific fish competition. *Scientia Marina*: Aceptado en Prensa.

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

Verdiell-Cubedo D, FJ Oliva-Paterna, A Andreu & M Torralva. 2007c. Characterisation of the nursery areas for YOY Sparidae fish species in a Mediterranean coastal lagoon (SE Iberian Peninsula) *Anales de Biología*. 29.

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-Celma A. 1963. Localidades de Ciprinodóntidos ibéricos. *Miscelanea Zoologica* 5: 143-146.

Vila-Gispert A & R Moreno-Amich. 2001. Fish condition analysis by a weighted least squares procedure: testing geographical differences of an endangered Iberian cyprinodontid. *Journal of Fish Biology* 58(6): 1658-1666.

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.

Villwock W. 1970. Distribution, ecology and relationship of Near East and Mediterranean Cyprinodonts of the Genus *Aphanius*. *Journées Ichthyologie Rome*: 89-92.

Weatherley AH & HS Gill. 1987. *The Biology of Fish Growth*. Academic Press (Ed). Great Britain. 443 pp.

Westrum R. 1994. *An organizational perspective: Designing recovery teams from the insideout.* En: *Endangered species recovery. Finding lessons, improving the process.* Clark TW, RP Reading & AL Clarke (Eds). Island Press.Washington DC.

Williams JE, DW Sada & CD Williams. 1988. American Fisheries Society Guidelines for Introductions of Threatened and Endangered Fishes. *Fisheries (Bethesda, Maryland)* 13: 5-11.

Winemiller KO & RA Rose. 1992. Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Science* 49: 2196-2218.

Wootton RJ (Ed). 1998. *Ecology of Teleost Fishes* (2nd Edition). Chapman & Hall. London.

Introducción.....	6
1. Peces ibéricos en extinción: el fartet	10
1.1. Peces continentales nativos en extinción: Ciprinodóntidos ibéricos	10
1.2. Especie objetivo: el fartet (Aphanius iberus).....	12
2. Biología y Ecología del fartet en Murcia	16
2.1. Distribución del fartet en la Región.....	16
2.2. Exclusividad genética de las poblaciones de fartet en la Región de Murcia.....	33
2.3. Estudios sobre la biología del fartet aplicados a su gestión	38
2.4. Estructura y Dinámica Poblacional del fartet en el Mar Menor y su entorno	49
3. Problemática y Estado de Conservación	54
3.1. Problemática sobre la especie en el Sureste Peninsular	54
3.2. Amenazas sobre el fartet en la Región de Murcia	67
3.3. Riesgo de Extinción del Fartet en la Región de Murcia	73
4. Recuperación y Gestión del fartet en la Región de Murcia.....	76
4.1. Plan de Recuperación del fartet	76
4.2. Proyecto LIFE-Natura para la conservación de poblaciones exclusivas: Objetivos y Actuaciones	85
Referencias Bibliográficas	90

