



Título del Trabajo Fin de Máster:

***DISTRIBUCIÓN ACTUAL DE LA
MADRILLA DEL JÚCAR,
Parachondrostoma arrigonis
(STEINDACHNER, 1866) Y
MODELIZACIÓN DE SUS
REQUERIMIENTOS DE HÁBITAT A
MESO-ESCALA***

Intensificación:

ORDENACIÓN, RESTAURACIÓN Y GESTIÓN DE CUENCAS

Autor:

SOARES COSTA, RUI MANUEL

Director/es:

DR. MARTÍNEZ CAPEL, FRANCISCO

Fecha: SEPTIEMBRE, 2013



Título del Trabajo Fin de Máster:

**DISTRIBUCIÓN ACTUAL DE LA MADRILLA DEL JÚCAR,
Parachondrostoma arrigonis (STEINDACHNER, 1866) Y
MODELIZACIÓN DE SUS REQUERIMIENTOS DE HÁBITAT A MESO-
ESCALA**

Autor: **Soares Costa, Rui Manuel**

Tipo	A <input type="checkbox"/> B <input checked="" type="checkbox"/>	Lugar de Realización	VALENCIA
Director	Francisco Martínez Capel	Fecha de Lectura	SEP, 2013
Codirector1			
Codirector2			
Tutor			

Resumen:

La degradación del hábitat ha reducido la complejidad de los ríos Mediterráneos en España y ha contribuido en la disminución del área de distribución de la madrilla del Júcar (Parachondrostoma arrigonis), especie catalogada como en peligro de extinción y endémica de la cuenca del río Júcar (España). La mayoría de su población vive en el río Cabriel, que se divide en dos segmentos por el embalse de Contreras. Los objetivos de este estudio fueron diagnosticar el estado actual de las poblaciones de madrilla del Júcar y desarrollar un modelo multivariado de idoneidad del hábitat (MMIH) para esta especie que pueda ser utilizado en la evaluación de caudales ambientales y escenarios de gestión del agua en el río Cabriel. Se calculó la abundancia de la especie (2006 a 2013) y se compararon las características físicas del hábitat, a escala mesohábitat (unidades hidromorfológicas, UHM), y la variabilidad entre ocho tramos de estudio. Se han desarrollado modelos aditivos generalizados (GAM) para la abundancia de peces alevines y adultos con las características del hábitat. Ambos modelos mostraron un rendimiento aceptable o bueno (R^2 ajustado de 69.4 para los alevines y el 72.4 para los adultos) por lo que la abundancia de peces se utilizó como indicador de la calidad potencial del hábitat (PNH) para la madrilla del Júcar. El último paso consistió en aplicar el MMIH para evaluar el PNH en dos escenarios de regímenes de caudal ambientales y en el régimen actual en el tramo regulado situado debajo del embalse de Contreras. A partir del análisis de los datos actuales se concluye que la población de madrilla del Júcar se restringe a los ríos Cabriel, Magro y Micena (todos ellos afluentes del río Júcar). Todos los resultados apoyan la necesidad de aplicar nuevas medidas de gestión en el río Cabriel, como la aplicación de un régimen de caudales ambientales, e ilustran un procedimiento para la aplicación práctica de los modelos de selección de hábitat a escala mesohábitat.



Resum:

*La degradació de l'hàbitat ha reduït la complexitat dels rius Mediterranis a Espanya i ha contribuït a la disminució de l'àrea de distribució de la madrilla del Xúquer (*Parachondrostoma arrigonis*), espècie catalogada en perill d'extinció i endèmica de la conca del riu Xúquer (Espanya). La majoria de la població viu al riu Cabriol, que es divideix en dos segments per l'embassament de Contreras. Els objectius d'aquest estudi van ser diagnosticar l'estat actual de les poblacions de madrilla del Xúquer i desenvolupar un model multivariat d'idoneïtat de l'hàbitat (MMIH) per aquesta espècie que pugua ser utilitzat a l'avaluació de cabals ambientals i escenaris de gestió de l'aigua al riu Cabriol. Es va calcular l'abundància de l'espècie (2006 al 2013) i es van comparar les característiques físiques de l'hàbitat, a escala mesohàbitat (unitats hidromorfològiques, UHM), i la variabilitat entre vuit trams d'estudi. S'han desenvolupat models additius generalitzats (GAM) per l'abundància de peixos alevins i adults amb les característiques de l'hàbitat. Tots dos models van mostrar un rendiment acceptable o bó (R^2 ajustat de 69.4 per als alevins i el 72.4 per als adults) pel que l'abundància de peixos es va utilitzar com a indicador de la qualitat potencial de l'hàbitat (PNH) per la madrilla del Xúquer. L'últim pas va consistir a aplicar el MMIH per avaluar el PNH en dos escenaris de règims de cabal ambientals i en el règim actual al tram regulat situat sota l'embassament de Contreras. A partir de l'anàlisi de les dades actuals es conclou que la població de madrilla del Xúquer es restringeix als rius Cabriol, Magre i Micena (tots ells afluents del riu Xúquer). Tots els resultats donen suport a la necessitat d'aplicar noves mesures de gestió en el riu Cabriol, com l'aplicació d'un règim de cabals ambientals i il·lustren un procediment per a l'aplicació pràctica dels models de selecció d'hàbitat a escala mesohàbitat.*



Abstract:

*Habitat degradation has reduced the complexity of the Mediterranean streams in Spain and contributed to decreasing the historical range of the endangered Júcar nase, *Parachondrostoma arrigonis*. This species is endemic to the Júcar River Basin (Spain), and most of its populations live in the Cabriel River, which is divided into two segments by the large Contreras Dam. The objectives of this study were to find the actual condition of Jucar nase populations and to develop a multivariate habitat suitability model (HSM) for this species that can be used to evaluate environmental flows and water management scenarios for the Cabriel River. We first assessed the fish densities (from 2006 to 2013) and compared the habitat characteristics and variability among eight study sites based on the physical characteristics of hydromorphological units (HMUs) or mesohabitats. The abundance of the Júcar nase then was related to the HMU type, and generalized additive models of fish abundance were developed for the sites for both small and large fish. Both models showed acceptable or good performance (adjusted R² of 69.4 for small fish and 72.4 for large fish), and fish abundance was used as an indicator of potential habitat quality (PNH) for the Júcar nase. The final step was to apply the HSM to evaluate environmentally friendly flow regimens. Hydraulic simulations were used to estimate the PNH under two flow regimen scenarios and in the actual flow regimen for the regulated study site located below the large dam. The population of Júcar nase, based on the actual data, is restricted to the rivers Cabriel, Magro and Micena (all of them tributaries of river Júcar). The results support the need for new management actions in the Cabriel River, such as implementation of an environmental flow regimen, and illustrate a procedure for the practical application of habitat selection models at the mesohabitat scale.*

Palabras clave:

Madrilla del Júcar, mesohábitat, modelos multivariado, idoneidad

Índice

INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVOS.....	2
METODOLOGÍA	3
Especie Objetivo: <i>Parachondrostoma arrigonis</i> (Steindachner, 1866)	3
Área de estudio	5
Muestreo de campo del hábitat	8
Muestreo de campo de poblaciones piscícolas	9
Hidrometría para la simulación del hábitat en un tramo regulado.....	11
Análisis del hábitat por unidades hidromorfológicas	11
Análisis de datos de la Comunidad piscícola	12
Modelo Multivariado de Idoneidad del Habitat (MMIH) para la madrilla del Júcar	14
Simulación del hábitat físico y evaluación de los regímenes de caudal	15
RESULTADOS	19
Análisis del hábitat por unidades hidromorfológicas	19
Análisis de la Comunidad piscícola y abundancias.....	26
Relación entre abundancias de madrilla del Júcar y las UHM	52
Revisión de la distribución de la Madrilla del Júcar.....	55
Modelos Multivariados de idoneidad del hábitat para la madrilla del Júcar	58
Simulación del hábitat físico y evaluación de los regímenes de caudal	61
DISCUSIÓN.....	64
Análisis del hábitat por unidades hidromorfológicas	64
Comunidad piscícola	65
Modelo multivariado de la idoneidad del hábitat para la madrilla del Júcar.....	67
Aplicación experimental del MMIH en la evaluación de los regímenes de caudales	68
CONCLUSIONES	71
Futuras líneas de investigación.....	72
AGRADECIMIENTOS	73
BIBLIOGRAFIA.....	75

INTRODUCCIÓN

La creciente demanda humana sobre los recursos hídricos y los consecuentes reglamentos sobre el caudal pueden tener consecuencias negativas sobre el medio ambiente (Fette, 2007), tales como la interrupción de la conectividad longitudinal del río impidiendo el movimiento de la fauna y disminuyendo la disponibilidad y diversidad de hábitats (Baeza *et al.*, 2003; Brainwood, 2008). Las respuestas físicas a la variación del caudal provocan cambios ecológicos que incluyen la pérdida de hábitat estable, cambios en la dinámica de los sedimentos, temperatura del agua y velocidad de caudales y la reducción de superficie inundada (Zimmerman, 2009). Las demandas de agua y las crecientes preocupaciones sobre el cambio climático han centrado la atención en la necesidad de determinar y proteger los caudales ecológicos (Petts *et al.*, 1999). Esto implica no sólo los caudales mínimos para cumplir con los requerimientos mínimos de hábitat de una o varias especies objetivo, sino también un rango de caudales mínimos necesarios para un correcto funcionamiento de los ecosistemas fluviales (Petts y Maddock, 1996).

Los sistemas fluviales naturales presentan una enorme variedad de formas físicas, biológicas y procesos. Comprender, medir y predecir estas formas y procesos ha sido la preocupación central de los que estudian, administran y utilizan los sistemas fluviales (Wang *et al.*, 2006). Los gestores y los investigadores deberían ser capaces de ordenar esta variabilidad para poder priorizar los esfuerzos de conservación y extrapolar de forma segura los resultados de la investigación o de la gestión a la realidad (Thomson *et al.*, 2004). Las primeras aproximaciones para clasificar los sistemas fluviales en unidades hidromorfológicas o mesohábitats (UHM), por ejemplo, pozas, runs, rápidos, cascadas, se hicieron durante los años 80 y 90 (Bisson *et al.*, 1982; Frissel *et al.*, 1986; Hankin y Reeves, 1988; Hawkins *et al.*, 1993). Estas unidades están compuestas por varios microhábitats (Hill *et al.*, 2008), y pueden definirse así: partes de un río con características específicas de flujo, forma de la sección y pendiente de energía, con una cierta variabilidad en cuanto a profundidad, velocidad, sustrato y refugio. En ciertas ocasiones éstas unidades se corresponden con los llamados hábitats funcionales, es decir áreas donde un animal acuático puede ser observado durante una porción representativa de su actividad rutinaria diaria (Kemp *et al.*, 1999). Como se ha visto en distintos estudios, es frecuente (aunque no siempre equivalente) asimilar el nombre de UHM con los “mesohábitats” (Bovee *et al.*, 1998; Parasiewicz, 2001).

Aunque el efecto de la complejidad del hábitat en las comunidades piscícolas ha sido bien estudiado (por ejemplo, Jungwirth *et al.*, 2000; Schiemer *et al.*, 2003; Smokorowski y Pratt, 2007) apenas recientemente la descripción cuantitativa y la modelización matemática ha ganado fuerza (por ejemplo, Jungwirth *et al.*, 2000; Fette *et al.*, 2007; Schwartz y Herricks, 2008). La degradación del hábitat asociada a la regulación de los ríos ha reducido desde hace décadas la complejidad y la conectividad de los mismos en España (García de Jalón, 1987; Doadrio *et al.*, 1991).

OBJETIVOS

Con este estudio se han actualizado los datos de distribución de la madrilla del Júcar en la cuenca del río Júcar y se examinaron la complejidad del hábitat y su relación con la población de madrilla en el río Cabriel. En concreto, se abordaron las cuestiones científicas siguientes: (i) ¿Cómo se encuentran los hábitats fluviales y que diversidad de éstos hay?, (ii) ¿cómo han evolucionado las poblaciones de madrilla según los datos disponibles? (iii) ¿Qué características tienen los hábitats seleccionados por los peces?, y iv) ¿Se puede estimar o evaluar la idoneidad de distintas alternativas de regímenes de caudales regulados para la conservación de la especie?

METODOLOGÍA

Especie Objetivo: Parachondrostoma arrigonis (Steindachner, 1866)

La fauna ictiológica de la Península Ibérica tiene una posición muy diferenciada dentro de la fauna europea debido al elevado carácter endémico que presenta, y con condiciones muy similares a las de otras penínsulas mediterráneas como la Itálica y la Balcánica. Las causas de este elevado número de endemismos vienen determinadas por su origen antiguo, Oligoceno Superior – Mioceno Inferior (Doadrio, 1990) y por el aislamiento de la Península respecto a las faunas europeas y africanas durante la mayor parte del Neógeno. Esto ha dado lugar a que los peces dulceacuícolas, con un escaso poder de dispersión, hayan evolucionado originando un gran número de especies, subespecies y poblaciones bien diferenciadas que son el reflejo de los fenómenos paleográficos que han afectado a la Península Ibérica (Doadrio *et al.*, 1991).

Las comunidades piscícolas de los ríos mediterráneos están dominadas por los ciprínidos (Ferreira *et al.*, 2007) con un alto número de especies endémicas en un área de distribución reducida en comparación con el resto de Europa (Granado-Lorencio, 1996; Doadrio, 2001). Sin embargo, pocos estudios se han centrado en el uso del hábitat de las especies endémicas en la Península Ibérica (por ejemplo, Grossman y De Sostoa, 1994a, b; Martínez Capel, 2000; Magalhães *et al.*, 2002; Martínez-Capel *et al.*, 2009). La importancia ecológica de estas poblaciones reside en su adaptación a las condiciones mediterráneas con grandes fluctuaciones de caudales (Sabater *et al.*, 1992; Vidal-Abarca *et al.*, 1992). A pesar de su estado de conservación, la información sobre la selección del hábitat, el comportamiento de alimentación y su reproducción es muy escasa.

Además de las circunstancias que se han comentado, la importancia de la especie objetivo es mayor, ya que se trata de un endemismo ibérico, la madrilla del Júcar o loina, *Parachondrostoma arrigonis* (Steindachner, 1866) (figura 1) que se considera en peligro de extinción ("*Critically Endangered*"; UICN, 2001).



Figura 1. Madrilla del Júcar o loina, *Parachondrostoma arrigonis* (Steindachner, 1866) en el sitio “El Retorno” en el río Cabriel. Autor: Rui M.S. Costa.

La madrilla del Júcar es un pez de tamaño medio que se caracteriza por tener una boca ínfera subterminal, sin barbillones y con un labio inferior córneo. Esta última característica le permite alimentarse de algas y pequeños invertebrados adheridos a las piedras del fondo realizando una especie de “raspado” sobre el sustrato. Se trata de un pez de costumbres gregarias y se reproduce en los tramos altos de los ríos entre los meses de marzo y mayo. Las diferencias respecto a otras especies del mismo género en la Comunidad Valenciana son poco aparentes, aunque la madrilla suele ser de menor tamaño y tiene menor número de escamas en la línea lateral. Con un bajo o nulo valor comercial, la población de madrilla del Júcar se limita a la Comunidad Valenciana y Castilla La Mancha y aparentemente está experimentando un descenso en los últimos 20 años (Doadrio, 2003; figura 2). Los descensos de la población han sido atribuidos a la contaminación del agua, la destrucción del hábitat, la introducción de peces depredadores exóticos e hibridación con la boga del Tajo, *Pseudochondrostoma polylepiss* (Steindachner, 1866) (Elvira, 1995).

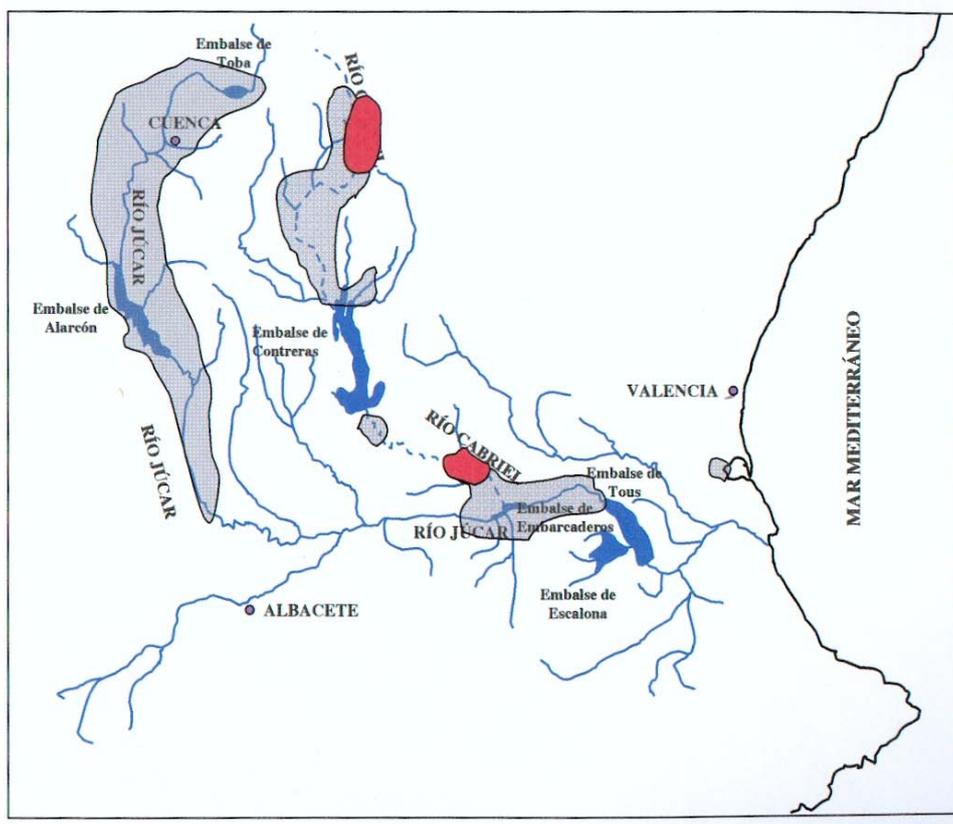


Figura 2. Mapa de la distribución de loina en la cuenca del Júcar. En gris están las áreas de distribución histórica de la especie y en rojo la distribución según Perea (adaptado de Perea, 2004).

Área de estudio

Este estudio fue realizado en la cuenca hidrográfica del río Júcar, localizada en las provincias de Valencia, Cuenca y Albacete (España) y que es una de las cuencas piloto en la implementación de la Directiva Marco de Agua en España. Esta cuenca tiene un clima típicamente mediterráneo y un área de drenaje de 22.123 km². El río principal y que da nombre a la cuenca es el río Júcar cuyos dos mayores afluentes son los ríos Cabriel y Magro. El río Júcar tiene 511 km de largo con una pendiente media de 3,37 m/km, desembocando directamente en el mar Mediterráneo. Las poblaciones de madrilla del Júcar se encuentran en el río Cabriel (principales poblaciones) y en el río Magro, que son los principales afluentes del río Júcar con 220 y 130 km de longitud respectivamente.

Se cuenta con la información procedente de 180 muestreos en toda la cuenca, con mayor incidencia en los ríos Júcar, Cabriel y Magro (35 de ellos por el equipo de la Universidad Politécnica de Valencia – UPV, y 145 por un equipo de la Consellería de Medi Ambient,

Aigua, Urbanisme i Habitatge - CMA) (figura 3). Dichos datos corresponden a estudios y a capturas periódicas realizados entre los años 2006 y 2013.

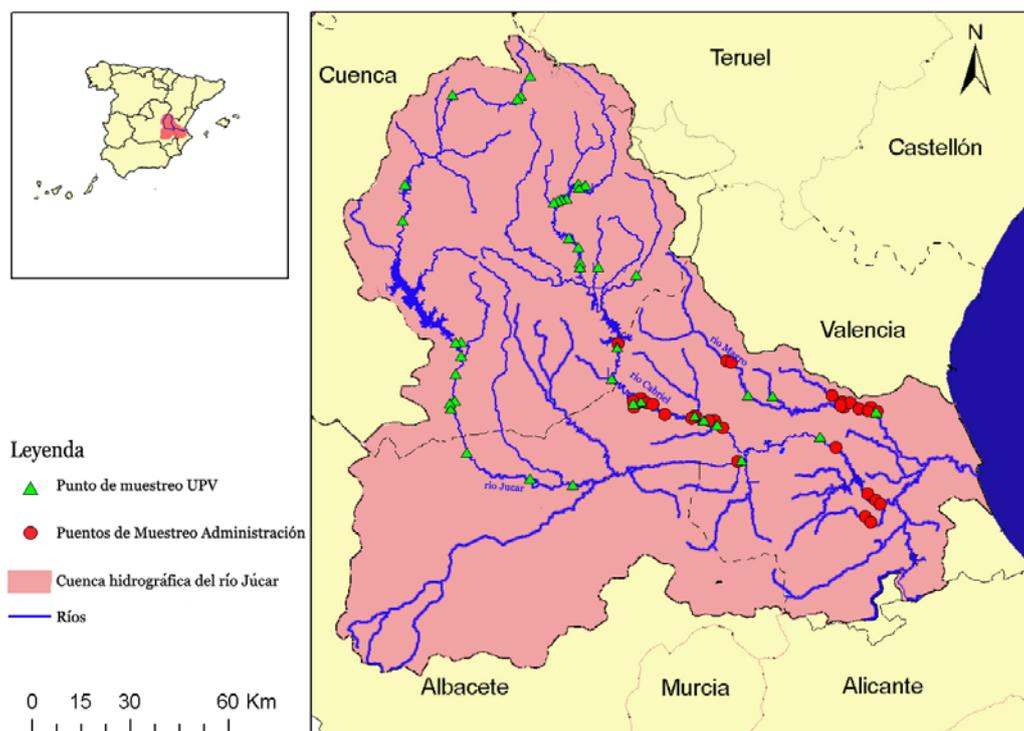


Figura 3. Localización de los 180 puntos de muestreo en la Cuenca Hidrográfica del Júcar (España). Los triángulos representan los muestreos realizados por la Universidad Politécnica de Valencia (UPV) y los círculos los de la Consellería de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge (Generalitat Valenciana).

Para el estudio realizado por el equipo de la UPV, entre 2006 y 2008, en el río Cabriel fueron seleccionados ocho puntos de muestreo que representan diferentes combinaciones de regímenes hidrológicos y comunidades piscícolas. Cuatro de estos puntos estaban situados arriba del embalse de Contreras (llamados C1, C2, C3 y C4) y los otros cuatro abajo del embalse (C5, C6, C7 y C8) (figura 4). Esta selección permitió asegurar un esfuerzo de muestreo equitativo tanto en tramos regulados como en los tramos no regulados del río Cabriel. Es importante referir que en el río Cabriel arriba del embalse de Contreras existía un pequeño azud (Cristinas) que separaba los cuatro tramos de arriba en dos grupos (C1/C2 arriba del azud de Cristinas y C3/C4 por debajo del azud) pero que no afectaba el régimen hidrológico del río. Su importancia reside en el hecho de que arriba del azud no existe registro de la especie boga (*Pseudochondrostoma polylepiss*, Steindachner, 1866) y abajo sí.

Los cuatro tramos de arriba, con regímenes hidrológicos prácticamente naturales, difieren considerablemente entre ellos en el área de la cuenca que abarcan (y por lo tanto en su caudal medio) debido a los afluentes ubicados entre cada tramo. Así, cada tramo tiene un caudal medio y propiedades físicas diferentes, lo que determina un potencial de mitigación distinto de cada tramo frente los potenciales efectos de la regulación de caudales. El primer tramo de aguas abajo del embalse de Contreras (C5) es el tramo más afectado por la regulación de caudales y posee unas características morfológicas distintivas, encontrándose en un área natural protegida, con orillas rocosas de gran pendiente y con una cuenca vertiente con poco terreno agrícola. Inmediatamente aguas abajo del C5, un afluente y varios manantiales aportan agua al caudal del río.

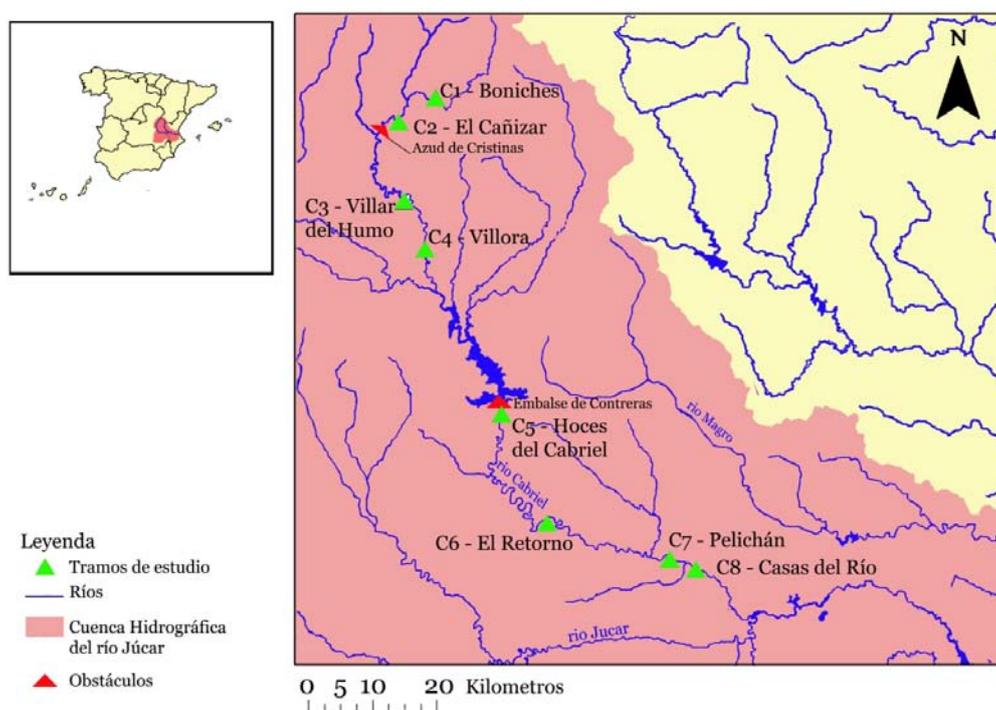


Figura 4. Localización de los 8 tramos de estudio en el río Cabriel (Cuenca Hidrográfica del Júcar) en los tres años de estudio. El embalse de Contreras y el azud de Cristinas están también indicados.

Cada tramo de estudio tenía 1 km de longitud, siendo normalmente más largos hasta completar la última unidad hidromorfológica (UHM) del tramo. La longitud media de los tramos por año y el intervalo de confianza ($\alpha = 0.05$) fueron los siguientes: 1107.6 ± 96.3 m (2006), 1067.4 ± 49.9 m (2007) y 1066.8 ± 25.9 m (2008). Se realizaron mediciones y estimaciones del hábitat y de las poblaciones de peces en todas las unidades hidromorfológicas de cada tramo, durante la primavera y verano de los años 2006, 2007 y

2008. El caudal medio (para los tres años) para los tramos de aguas arriba de la presa de Contreras en el río Cabriel, C1, C2, C3 y C4, fue de 1.30, 2.27, 2.08 y 3.95 m³·s⁻¹ respectivamente, mientras que para los tramos C5, C6, C7 y C8 fue de 0.47, 3.61, 5.20 y 5.07 m³·s⁻¹ respectivamente.

Muestreo de campo del hábitat

En los ocho tramos del Cabriel y en cada año de estudio se clasificaron cinco tipos de unidades hidromorfológicas (adaptado de Dolloff *et al.*, 1993):

- Poza: pendiente escasa, generalmente profundas (> 0.6 m), con velocidades del agua inferiores a la media del tramo. El sustrato puede ser muy variable, existiendo con frecuencia acumulaciones de sedimentos finos. En las zonas más profundas, su sección transversal es típicamente asimétrica.
- Tabla: pendiente moderada a baja, generalmente poco profundas, con velocidades del agua media a baja y sin turbulencias apreciables. El sustrato está compuesto mayoritariamente por gravas, gravillas y arenas. La profundidad no alcanza los 0.6 m, siendo el calado aproximadamente regular en la dimensión transversal.
- Corriente: pendientes moderadas, poco profundas, con rizaduras superficiales, velocidades del agua media (> 0.4 m·s⁻¹) y sustrato y granulometría media, con predominio de gravas y gravillas.
- Rápido: calados de agua menores que la media del tramo, mostrando abundantes turbulencias superficiales y donde la velocidad de las aguas es mayor que la media. El sustrato es más grueso que en otras unidades (generalmente cantos rodados o mayores), y es frecuente que algunos cantos o bolos sobresalgan del agua. Se forman a veces pequeños saltos, pues su pendiente es elevada, y predominan las aguas blancas, turbulentas.
- Run: pendientes moderadas, profundidad media, sin turbulencias superficiales y con velocidad. Podría definirse como una tabla pero con más velocidad en el agua, con una sección transversal similar a las tablas, con profundidades aproximadamente homogéneas en la sección transversal. Muy fácil de encontrar en ríos regulados.

Para cada una de estas UHM se midieron las siguientes variables de hábitat: longitud (m), anchura media (m), profundidad media y máxima (m) y el porcentaje de los siguientes

sustratos: roca madre, grandes bolos (>1024 mm), bolos (256 – 1024 mm), cantos rodados (64 – 256 mm), grava (8 – 64 mm), gravilla (2 – 8 mm), arena (62 μm – 2 mm) y limo (<62 μm).

La complejidad del hábitat se determinó midiendo éstas variables:

- área de backwaters (asociado a los tributarios, m^2)
- porcentaje de cornisas en ambas orillas (porcentaje en longitud de cada orilla, promediados)
- área de pocketwaters creada por bolos o grandes bolos (m^2)
- número de bolos y grandes bolos
- área de remanso asociada a los contornos de las orillas y a la vegetación (m^2)
- porcentaje de recubrimiento por sustrato fino
- porcentaje de sombreado (proyección de sombra a mediodía)

Los caudales de los cuatro tramos de aguas arriba de la presa variaron desde los 0.40 a los 2.70 m^3s^{-1} en 2006, de 0.60 a 3.40 m^3s^{-1} en 2007 y de 2.70 a 5.50 m^3s^{-1} en 2008. En los cuatro tramos de aguas abajo de la presa de Contreras el caudal varió entre 0.47 y 4.94 m^3s^{-1} en 2006, 0.46 y 6.34 m^3s^{-1} en 2007, 0.47 y 4.38 m^3s^{-1} en 2008. El caudal más bajo registrado en cada año siempre fue el del tramo C5, justo debajo de la presa.

Muestreo de campo de poblaciones piscícolas

Durante cada año de muestreo (2006, 2007 y 2008) fueron utilizados dos métodos de estimación de la población piscícola: muestreos por buceo en apnea (snorkel) y pesca eléctrica. El buceo fue utilizado porque, debido a la catalogación de especie en peligro de extinción de la madrilla, es una técnica que reduce al máximo las perturbaciones y no permite la mortalidad de la especie objetivo, lo que viabiliza un estudio continuado de tres años de muestreos. Asimismo se utilizó la pesca eléctrica siempre que la visibilidad del agua no permitía el buceo y que el calado fuese el adecuado para la pesca. La técnica del buceo consistió en dos personas que buceaban hacia aguas arriba en tres pasadas en todas las UHM de los ocho tramos del río Cabriel, registrando el número de peces visualizados en cada pasada. De esta forma se obtuvo un buen registro de conteos en el máximo número de hábitats (figura 5).

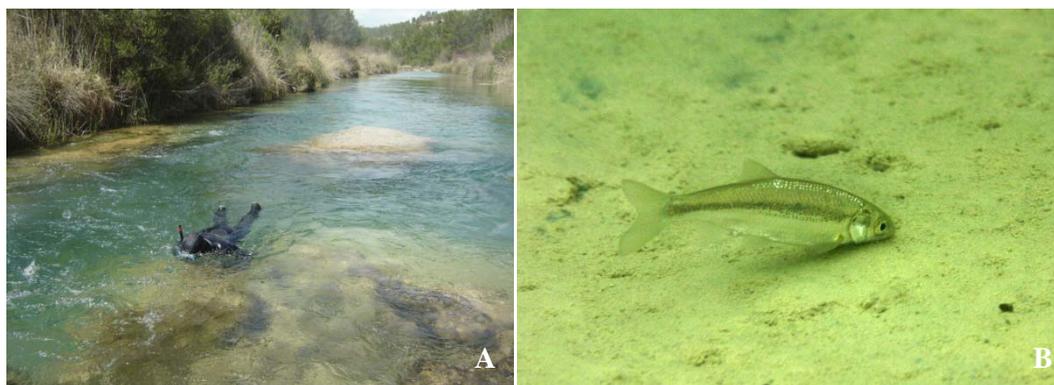


Figura 5. Técnica de buceo aguas hacia arriba en el río Cabriel. Autor: Juan Diego Alcaráz. (B) Madrilla del Júcar observada a partir del muestreo por buceo (mínimo de perturbaciones de modo a que los peces puedan seguir con sus hábitos normales). Autor: Rui M. S. Costa.

Siempre que fue posible vadear el río, se utilizó uno de los dos métodos de pesca eléctrica (figura 6): la de múltiples pasadas o extracciones sucesivas sin reemplazamiento, o en la mayoría de los tramos, la pesca de una sola pasada en aproximadamente 100 metros de tramo (solo permite registrar la presencia de la especie en los tramos y no su abundancia).



Figura 6. Material de pesca eléctrica (motor generador y alternador). B) espécimen capturado por el método de pesca eléctrica. Autor: Juan D. Alcaraz.

Tanto en el buceo como en la pesca eléctrica se diferenciaron peces alevines (<10 cm) y peces juveniles/adultos de cada especie encontrada. Para el desarrollo de modelo multivariado de idoneidad del hábitat a escala de UHM se utilizaron las estimaciones de la madrilla del Júcar en cada unidad de los ocho tramos del Cabriel (ver análisis de datos).

Hidrometría para la simulación del hábitat en un tramo regulado

La evaluación de los regímenes de caudal ambiental se llevó a cabo en el tramo C5, el más afectado por la regulación de caudal por el embalse de Contreras en el río Cabriel. La modelación hidráulica fue necesaria para estimar las variables de hábitat en distintos regímenes de caudal. En 2008, una sub-muestra de las UHM del tramo (en adelante, "tramo de simulación") fue seleccionada en C5 para representar las condiciones hidráulicas del tramo y de los cinco tipos de unidades presentes en el mismo. El sub-muestreo fue necesario ya que no era viable la simulación hidráulica de todo el tramo C5 (1124 m de longitud) debido a restricciones presupuestarias. Para comprobar la representatividad de dicho sub-tramo, se hizo una prueba estadística de las diferencias del hábitat entre el tramo de simulación y C5, mediante las variables de profundidad media y anchura media, utilizando la prueba no paramétrica de Kolmogorov-Smirnov. El test demostró que el tramo de simulación era representativo del C5, sin diferencias significativas durante los 3 años (anchura, $p = 0.124$; profundidad $p = 1.000$).

Durante los tres muestreos, el régimen de caudales fue muy estable debido a las operaciones de la presa (rango: $0.49-0.55 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$). El tramo de simulación consistió en un segmento de 219.8 m de longitud donde se seleccionaron diferentes secciones transversales para medir la topografía y la altura de la lámina de agua. Estas secciones se localizaron donde se registraba un cambio relevante en la pendiente de la lámina de agua y en los puntos de transición entre las UHM adyacentes. Las alturas de la lámina de agua en dichas secciones fueron medidas en tres caudales: 0.57 , 5.96 y $13.93 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ mediante nivel óptico. Estos valores cubrieron el intervalo de caudales necesarios para la simulación hidráulica en los regímenes de caudal naturales y regulados. El estudio siguió las normas para la simulación 1D del hábitat físico (Bovee *et al.*, 1998), basado en curvas de altura-caudal para cada transecto, con el fin de representar las características físicas del hábitat y crear una simulación hidráulica.

Análisis del hábitat por unidades hidromorfológicas

En la primera fase del análisis de datos, las posibles diferencias del hábitat entre tramos fueron evaluadas. Además, de modo similar a otros estudios del hábitat (Alcaraz-Hernández *et al.*, 2011; Garófano-Gómez *et al.*, 2011) las variables físicas tomadas fueron utilizadas para comparar entre sí los 8 tramos de estudio del río Cabriel. Para ello, se utilizaron los métodos gráficos basados en similitud desarrollados por Van Sickle (1997), aunque, en lugar de utilizar las similitudes, se utilizaron las disimilitudes (distancias) siguiendo los métodos de

EnvClass (Snelder *et al.*, 2009.) del paquete estadístico R (R Development Core Team, 2008). Como medida de disimilitud, se calcularon las distancias de Bray-Curtis para cada clase o tramo (es decir, todos los datos para un tramo de estudio), por lo que, un tramo incluiría la variabilidad espacial de las distintas UHM, así como la variabilidad de los tres años de muestreo. La distancia multivariada fue calculada utilizándose las variables del hábitat previamente determinadas, así como la superficie de la lámina de agua. Para corregir el efecto potencial de las diferentes áreas de cuencas hidrográficas en la comparación de las dimensiones del hábitat de cada tramo, todas las variables dimensionales fueron normalizadas al dividirse por el área de la cuenca de cada tramo de estudio.

A partir del análisis descrito anteriormente se construyó un dendrograma de disimilitud de los ocho tramos de estudio. La disimilitud promedio entre tramos y en cada tramo de estudio se puede leer en el eje horizontal de la distancia de Bray-Curtis. La línea vertical en el gráfico (tronco) indica la distancia media entre los tramos (\bar{B}), que es una medida de la homogeneidad y estabilidad de las características del hábitat a través de los ocho tramos de estudio. Cada tramo está representado por una línea horizontal (rama) cuya punta indica la distancia media entre pares de unidades hidromorfológicas (\bar{W}) dentro del tramo (que puede ser mayor que \bar{B}). Cuanto mayor es la diferencia entre $\bar{B} - \bar{W}$ (es decir, una rama más larga en el lado izquierdo) más robusta es la clasificación de un tramo en relación a otros. Las ramas de la derecha indican que las diferencias entre las unidades en el tramo son tan significativas como las diferencias entre los distintos tramos. Para complementar esta evaluación de las diferencias entre los ocho tramos se realizó un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) utilizando las distancias de Bray-Curtis.

Análisis de datos de la Comunidad piscícola

En el método de buceo se debe asumir que, con frecuencia, algunos peces no se observan directamente, por lo que la estimación de la abundancia es inferior a la abundancia real (Dolloff *et al.*, 1996). Teniendo en cuenta este sesgo, se utilizó el método de conteos múltiples de Robson y Whitlock (1964). El número estimado de peces, \hat{N} se calcula de acuerdo con la fórmula:

$$\hat{N} = 2N_m - N_{(m-1)}$$

donde, N_m es el conteo con mayor número de individuos y $N_{(m-1)}$ el segundo conteo con mayor número de individuos de la serie de 3 pasadas de buceo en cada UHM y en cada tramo.

Todos los resultados mostrados, incluyendo los de la pesca eléctrica, se presentan en Capturas Por Unidad de Esfuerzo (CPUE) de las poblaciones estimadas. Es decir que se calcula dividiendo el número de individuos estimado (según el estimador presentado) por la longitud de tramo donde se han contado, lo que indica el esfuerzo realizado (así se tiene en cuenta no solo el número de peces sino también las dimensiones de las UHMs donde se estimó este mismo número de peces). A partir de dicho indicador de abundancia, las relaciones bivariadas entre la madrilla del Júcar y las diferentes especies registradas fueron analizadas utilizando el coeficiente de correlación de Spearman.

Con el paquete ELEFAN I del programa de análisis de las pescas FISAT II (FAO, 2005) se construyeron histogramas de frecuencia utilizando los datos de longitudes de la madrilla en tres zonas de modo independiente (asumiendo que pueden tener distintos crecimientos): en el tramo C3 (Villar del Humo; aguas arriba del embalse de Contreras del río Cabriel), en el tramo C6 (el Retorno; aguas abajo del embalse de Contreras en el río Cabriel) y en el río Magro.

Con el mismo paquete se estimaron, en cada una de las zonas, las constantes L_{∞} y K de la función de Von Bertalanffy (1938), mostrada aquí:

$$L(t) = L_{\infty} \cdot (1 - e^{-K(t-t_0)})$$

donde, $L(t)$ es la longitud (mm) en la edad t (años), L_{∞} es la longitud máxima (mm) permisible en la especie, o de otra forma es la talla media de un pez "muy viejo"; K es un "parámetro de curvatura" que representa la tasa de crecimiento y t_0 es el "parámetro de condición inicial" (su valor puede ser negativo muy cercano a cero). A partir del cálculo de estas constantes para la curva se estimaron las edades de las madrillas, que fueron después validadas con el cálculo de los anillos de crecimiento de las escamas, proporcionadas por el equipo de la Consellería (Generalitat Valenciana).

Para observar si había un efecto muy claro por diferencias del hábitat o por la regulación de caudales, se compararon las abundancias de madrilla (alevines y juveniles/adultos, independientemente) entre los tramos no regulados y regulados, juntando todas las UHM, y luego separándolas por tipos, utilizando la prueba no paramétrica por pares de la U de Mann-Whitney (MW) ($\alpha = 0,05$).

Para desarrollar después el modelo multivariado de idoneidad del hábitat, a escala de UHM, se estimaron las abundancias de la madrilla del Júcar (en términos de CPUE) en cada año de

estudio y para cada unidad en cada uno de los ocho tramos (véase el *análisis de datos*). Las relaciones bivariadas entre las diferentes especies observadas se analizaron mediante los coeficientes de correlación de Spearman, de modo que dos variables correlacionadas nunca se probaban juntas para la elaboración del modelo (de este modo se descarta la colinealidad en dicho modelo).

Modelo Multivariado de Idoneidad del Hábitat (MMIH) para la madrilla del Júcar

El modelo multivariado de idoneidad del hábitat se desarrolló a escala de UHM a partir de los datos en tramos regulados, para describir y predecir la selección del hábitat por la especie en tramos similares; este modelo después permite realizar evaluaciones de la idoneidad del hábitat y definición de caudales ambientales, según la metodología de simulación del hábitat físico (Milhous *et al.*, 1989; Bovee *et al.*, 1998). Para construir este modelo multivariado se examinaron las relaciones entre la madrilla del Júcar (alevines y juveniles/adultos) y las principales variables físicas medidas en las UHM utilizando la correlación de rangos de Spearman (significativas a partir de valores de $p < 0,05$).

Las variables del hábitat fueron seleccionadas en función de la posibilidad de simulación en distintos caudales (es decir, la profundidad media y máxima, la anchura media y el índice de sustrato), así como su importancia para la especie (Costa *et al.*, 2010): el caudal, la velocidad media (se calcula como el caudal dividido por la sección transversal media en cada unidad), área de backwaters, área de remanso por vegetación y la proporción de cornisas. El sustrato se convirtió en un índice mediante la suma de los porcentajes ponderados de cada tipo de sustrato (Mouton *et al.*, 2011) con la siguiente fórmula: $s = 0,08 \times \text{roca madre} + 0,07 \times \text{bolos} + 0,06 \times \text{canto rodado} + 0,05 \times \text{grava} + 0,04 \times \text{gravilla} + 0,03 \times \text{arena}$. Las otras características del hábitat medidas en el campo no se utilizaron ya que un bajo número de variables ofrece más posibilidades para la aplicación del modelo en otros ríos. Además, estas variables de menor importancia requerirían simulaciones más complejas para estimar su variación con los distintos caudales. La exploración de los datos y la experiencia de los buceadores determinaron que el área de backwaters, el área de remansos por vegetación y la proporción de cornisas fuesen consideradas variables importantes para el modelo (Martínez-Capel *et al.*, 2009; Costa *et al.*, 2010).

Los modelos de idoneidad del hábitat se crearon mediante la técnica estadística de los modelos aditivos generalizados (GAM), mediante el programa HabitatPref (I.G. Jowett © 2005), para predecir la densidad de peces en función de las variables del hábitat. La

abundancia de peces se consideró como un estimador de la calidad del hábitat potencial de la madrilla del Júcar, por lo que el resultado de los modelos se nombró como “hábitat potencial de la madrilla” (“potential nase habitat”, PNH). Los GAM pueden analizar las relaciones no lineales entre la distribución de las especies y las variables ambientales teniendo en cuenta las correlaciones e interacciones entre variables (Ahmadi-Nedushan *et al.*, 2006; Jowett *et al.*, 2007). Se utilizó un GAM log-lineal, lo que supone que la variable de respuesta sigue una distribución de Poisson (Jowett *et al.*, 2007) con tres grados de libertad. Se utilizaron dos procedimientos diferentes: la selección hacia adelante y la eliminación hacia atrás de las variables (para los alevines y juveniles/adultos de forma independiente). En primer lugar, se obtuvo un GAM utilizando el procedimiento la selección hacia adelante, en el cual se añadieron las variables de una en una basándose en los coeficientes de correlación de Spearman (comenzando con la principal variable predictiva de la CPUE de la madrilla). Para evaluar la efectividad del modelo, se utilizó el R^2 ajustado y el criterio de información de Akaike (AIC, Akaike, 1974). Para evitar la colinealidad en los modelos, se calcularon los coeficientes de correlación de Spearman de las variables de par en par. Las variables con correlaciones significativas no se incluyeron en el mismo modelo y se evaluaron distintos GAMs con distintas agrupaciones de las variables seleccionadas. El segundo procedimiento consistió en una eliminación de variables hacia atrás. En primer lugar se utilizaron las nueve variables para generar un GAM y luego se descartaron una a una de acuerdo con el valor F de la prueba F-ratio (sólo se mantuvieron las variables con $p < 0,05$). Esta prueba evalúa la no linealidad de cada variable mediante la comparación de su desviación residual en modelos con términos no lineales ($df \geq 1$) y lineales ($df = 1$) (Jowett *et al.*, 2007).

Simulación del hábitat físico y evaluación de los regímenes de caudal

En la última parte del estudio, se propuso un ejemplo de cómo el MMIH se puede aplicar en la evaluación de los regímenes de caudales, basándose en el hábitat potencial de la madrilla del Júcar. El modelo multivariado fue utilizado, tanto para las madrillas alevines como para las juveniles/adultos, para estimar el hábitat potencial en el régimen de caudal regulado actual (caudales medios mensuales) y dos regímenes de caudales ecológicos alternativos para el tramo más afectado por la regulación de la presa de Contreras, el C5.

Para obtener los datos hidráulicos necesarios como entradas del MMIH, se generó un modelo hidráulico unidimensional (en RHYHABSIM; Jowett, 1999). Este modelo fue calibrado con los datos de las secciones transversales y altura de la lámina de agua de tres campañas de

campo realizadas en el tramo de simulación. La simulación hidráulica proporcionó los datos para calcular la anchura media, la profundidad y el índice de sustrato por cada UHM. Los datos de los remansos y cornisas se obtuvieron a partir de los datos de campo. El mismo software también permitió el cálculo de la anchura de paso para los peces (análisis de conectividad fluvial). Se simularon diez caudales distribuidos uniformemente dentro del rango de caudales medidos en las campañas de campo y basados en las curvas de gasto. Para cada caudal, se calculó el indicador PNH utilizando el MMIH. El valor del indicador fue ponderado por el área de cada UHM y finalmente se calculó la suma para el tramo.

Se generaron curvas de PNH versus caudal para los alevines y para los juveniles/adultos de forma independiente. Los cambios en la pendiente de la curva y la anchura de paso total (en el transecto más limitante) se utilizaron para definir un caudal ecológico mínimo para la madrilla del Júcar de acuerdo con la instrucción española para la planificación hidrológica (ARM/2656/2008). A continuación, se evaluó el régimen de caudales actual (regulado) en función del PNH (indicador de hábitat), y considerando también la velocidad media máxima del agua en el tramo y la conectividad del hábitat (anchura de paso para los peces cuando migran). El régimen actual de caudales regulado se calculó utilizando la serie de caudales medios mensuales de los últimos 10 años, los cuales fueron clasificados como húmedos (4 años), intermedios (2 años) y secos (4 años), en función de percentiles de caudales establecidos sobre series más largas de caudales (seco, los años de caudales menores al percentil 25%, húmedos los superiores al percentil 75% de caudal medio anual). Los únicos datos disponibles para el cálculo del régimen de caudales natural fueron los medidos en el año 1972, antes de la construcción del embalse de Contreras. Ambas series de datos (1972 y los caudales de los últimos 10 años) fueron proporcionados por la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ). Los caudales fueron analizados mensualmente porque los datos disponibles para el régimen natural solo existían a escala mensual y porque la CHJ utiliza actualmente los caudales medios mensuales en los planes de gestión de cuenca.

Se evaluó la situación actual del hábitat en el río Cabriel para la madrilla, en el tramo regulado C5, comparando varios regímenes de caudales. Se utilizó la misma aportación anual de agua ($\text{hm}^3/\text{año}$) para generar dos alternativas de régimen de caudal, que fueron simulados y comparados con el actual. Esta aportación anual fue considerada como un dato necesario en el diseño de regímenes alternativos que pudieran ser realistas para su aplicación por la CHJ. El primer régimen de caudales fue un régimen ecológico (régimen E-flow) con el mismo caudal

anual medio del régimen regulado actual pero exhibía el mismo patrón mensual de caudales del régimen natural.

El segundo régimen de caudales utilizado fue un régimen operacional pues tiene en cuenta las tendencias generales de operación del embalse de Contreras. Dichas tendencias indican caudales altos entre los meses de Abril a Septiembre, diferente del patrón hidrográfico natural, pero que se corresponde al periodo de mayor necesidad de agua para riegos de los cultivos de arroz y las huertas; posteriormente en el embalse se consigue bajar al nivel mínimo de almacenamiento de agua en Septiembre, previamente al periodo de mayor riesgo de inundaciones en la región. Este régimen operacional fue diseñado utilizando criterios ambientales y teniendo en cuenta las reglas operativas de la presa. Para tal se postularon cinco criterios:

- a) utilizar la misma cantidad total de agua del caudal regulado actual;
- b) utilizar el caudal ecológico mínimo determinado anteriormente para la población de madrilla del Júcar;
- c) utilizar el mismo periodo de suelta de agua para irrigación actual (de Abril a Septiembre);
- d) el caudal medio mensual máximo se produce durante el periodo estimado de reproducción de la madrilla (Abril), seguido por una disminución lenta hasta Septiembre; dicha reducción tras el máximo es proporcional a la disminución que ocurre bajo el régimen natural;
- e) durante el período de caudales ordinarios de explotación altos, la velocidad media del agua en el tramo de estudio no debería superar $1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (límite superior de la velocidad del agua para los ciprínidos alevines, recomendado por la instrucción española para la planificación hidrológica).

Este régimen operacional se diferencia del régimen E-flow (ecológico) en dos aspectos importantes: primero, el patrón de ascensos y descensos de caudales no es similar al del régimen natural durante varios meses y, en segundo lugar, el caudal máximo se produce 2 meses más tarde, potencialmente afectando el éxito de la reproducción de la madrilla del Júcar.

Finalmente, para evaluar la aplicabilidad potencial de estos resultados, respecto a regímenes de caudales y evaluación del hábitat potencial, a otros tramos regulados, las principales características físicas del mesohábitat o unidades hidromorfológicas fueron comparadas entre C5 y cada uno de los otros tres tramos aguas abajo de la presa de Contreras en el río Cabriel. El test de Kolmogorov-Smirnov ($p < 0,05$) se utilizó para la comparación de las anchuras y profundidades (normalizadas por el área de la cuenca).

RESULTADOS

Análisis del hábitat por unidades hidromorfológicas

En la figura 7 aparecen los resultados obtenidos en los tramos no regulados, aguas arriba de la presa de Contreras, en forma de tartas con la proporción de longitudes. Comparando dichas gráficas se aprecia un aumento gradual de la representatividad en términos de longitudes de corrientes desde 2006 a 2008 en los tramos altos del río Cabriel, de modo paralelo al aumento del caudal circulante. Las UHM consideradas *lentas* (tablas y pozas) que en 2006 representaban más de la mitad de la longitud total medida, en 2007 y 2008 redujeron su representatividad más de la mitad. Sin embargo, en las UHM *rápidas* (corrientes, rápidos y runs) se observa un incremento de su representatividad de longitud medida a lo largo de los años de muestreo. Mientras que en 2006 predominaban claramente las UHM *lentas*, en 2007 las UHM *rápidas* aumentaron y ya en 2008 predominaban. En buena parte, estos cambios se deben a que cada muestreo se realizó con distintos caudales (aunque ligeros cambios morfológicos pudieran haber influido en pequeña medida). Al contrario que en 2006, en 2007 se encontraron runs en los tramos C3 y C4, y en 2008 en los tramos C1 y C2. Nótese que el caudal no fue igual en los tramos de un año al otro ya que los muestreos no coincidieron exactamente en las mismas fechas. Esto puede explicar el cambio en las proporciones de longitud descritas.

En la figura 8 aparecen los resultados obtenidos en los tramos regulados, aguas abajo de la presa de Contreras. En ella se observa que las UHM *lentas*, en los tramos C5 y C6, son las más representativas, con proporciones superiores al 70% del total de longitudes de estos dos tramos. En los tramos C7 y C8 se observa lo contrario: las UHM *rápidas* (corrientes, rápidos y runs) son las más representativas, con más de 65% de la longitud absoluta de los tramos, siendo las corrientes la UHM con porcentajes más elevados. Sin embargo, en 2006, en el tramo C7 hay una predominancia de la longitud de las unidades *lentas* (64%). El cambio en las proporciones de longitud puede ser explicado por los diferentes caudales medidos en cada muestreo; los dos tramos más bajos mantienen un mayor caudal por su mayor cuenca vertiente. Los mayores caudales y la geología contribuyen también a que la morfología en C7 y C8 sea distinta, pues los tramos más rocosos de las hoces quedan arriba, y los tramos bajos discurren por tramos aluviales.

Por el interés especial que genera el tramo C5, se hace aquí especial mención de las proporciones de mesohábitats que presenta. El tramo C5 es aquel que con mayor intensidad

recibe la acción de la presa de Contreras, lo que puede alterar su relación de mesohábitats así como ciertas características de estos, respecto a la situación que habría en condiciones naturales (debido, por ejemplo, al clásico fenómeno de la incisión en cauces bajo las presas). En este tramo, la proporción de UHM *lentas* fue la más elevada (rango 79-85 %) en comparación con los restantes tramos. Este porcentaje fue muy similar al que posee el tramo C6 El Retorno. De esta circunstancia se deduce que la proporción de UHM en longitud no es el factor limitante para la presencia de madrilla porque el tramo C6 fue donde se encontraron las mayores concentraciones de madrilla del Júcar en algunos muestreos.

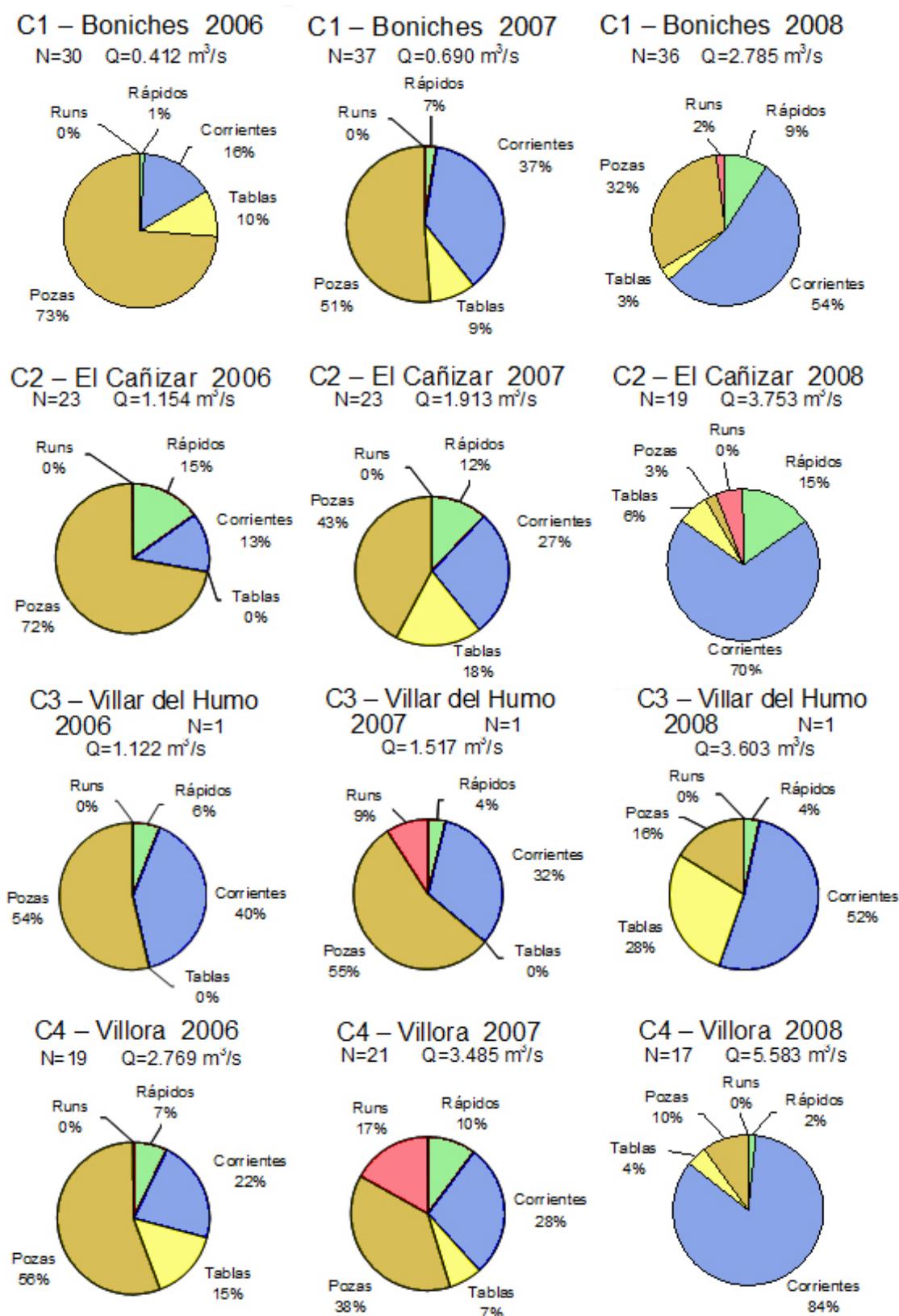


Figura 7. Porcentaje de longitudes absolutas de las UHM en los tramos arriba de la presa de Contreras en el río Cabriel. El N es la cantidad de UHM descritas en el tramo y el Q el caudal que corría en el día de muestreo.

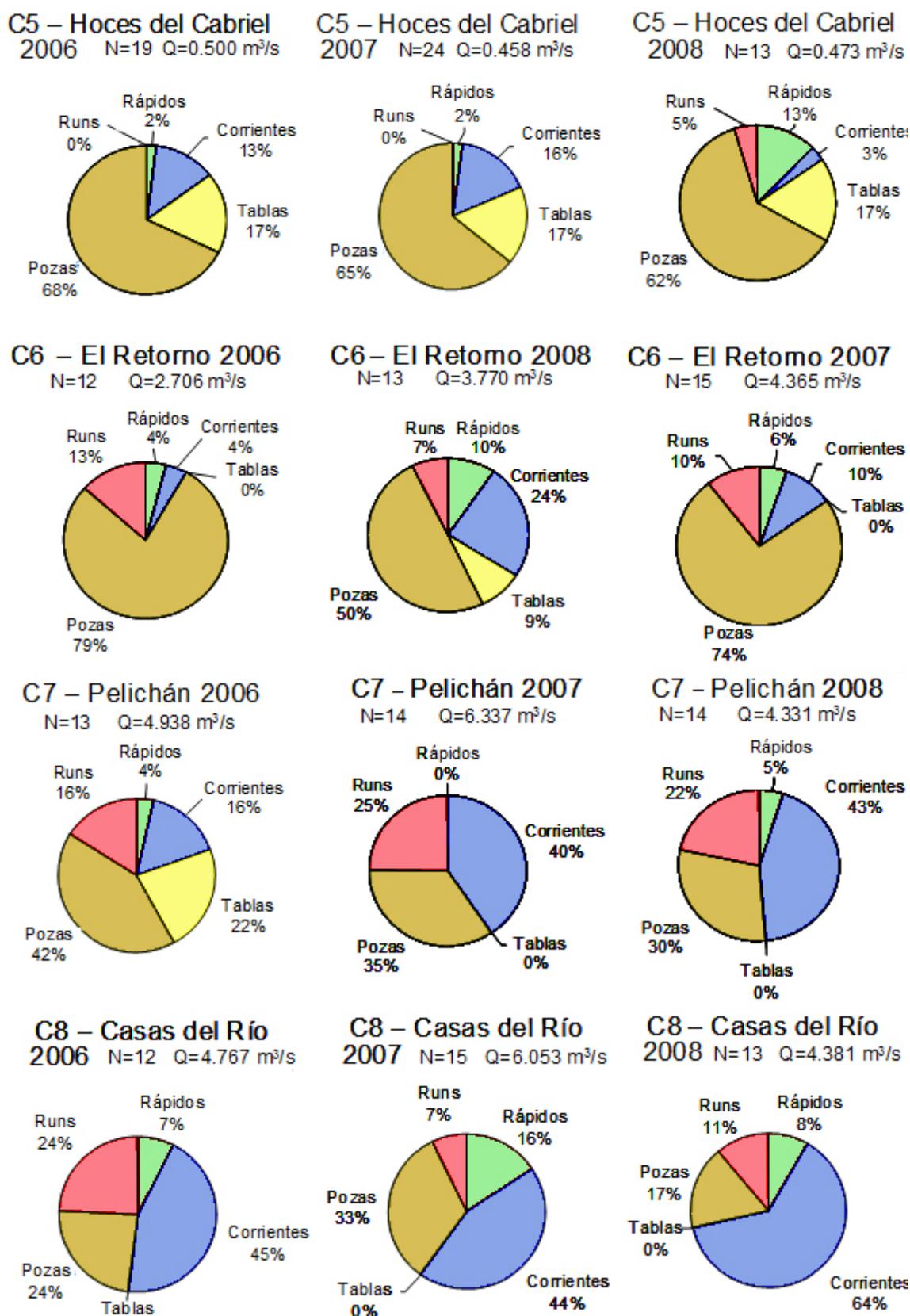


Figura 8. Porcentaje de longitudes de las UHM en los tramos aguas abajo de la presa de Contreras en el río Cabriel. El N es la cantidad de UHM descritas en el tramo y el Q el caudal que corría en el día de muestreo.

La Tabla 1 muestra las características físicas del hábitat en las UHM. Un total de 450 unidades (273 aguas arriba, 177 abajo del embalse de Contreras) fueron muestreadas durante las tres campañas de estudio. El número de unidades fue aproximadamente similar en 2006, 2007 y 2008, con un total de 144, 170, y 136, respectivamente. La profundidad media osciló entre 0.4 m en C5 y 1.6 m en C6, siendo en 2008 cuando se registraron los valores más elevados en todos los tramos (año de mayores caudales). En la profundidad máxima se registró una amplia gama de disponibilidad de hábitat, con valores oscilando entre los 2.3 m en C2 (corriente, 2007) y los 4.5 m en C5 (poza, 2007). Los valores más altos en 2008 (año de caudales máximos) se registraron en pozas del C1 y C4 (4.0 m) y del C7 (3.9 m), lo que confirma la evidencia de que la profundidad máxima de las pozas está determinada no sólo por el caudal medio o el área de la cuenca, sino también por otros factores hidromorfológicos, como por ejemplo el encajonamiento del cauce.

La velocidad media del agua osciló entre los $0.06 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (en C5) y los $0.49 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (en C8). No se observaron tendencias claras o relaciones directas entre estas variables y el área de la cuenca, excepto para la anchura media que se correlacionó positivamente con el área de la cuenca (coeficiente de correlación > 0.8 para cada una de las tres campañas), como es de esperar por las tendencias morfológicas generales descritas en la literatura (Knighton, 1998; Dunne & Leopold, 1978)

Aunque no es apreciable en la Tabla 1, en el recubrimiento por finos se observó una tendencia: los tramos C1, C2, C3 y C4 presentaban menos sedimentación que los tramos regulados C5, C6, C7 y C8. Esto ocurrió de modo consistente en los tres años de muestreo. A pesar de que bajo Contreras el agua suele ser cristalina y con poca carga en suspensión (pues casi todo el sedimento fino es retenido por la presa), cuando hay tormentas sí parece haber una aportación de finos, además de formarse concreciones importantes de carbonato cálcico; en algunos sitios éstas cubren buena parte del cauce, provocando su elevación, sobre todo donde la vegetación acuática es abundante se forma gran cantidad de toba caliza. También y de forma general, se observó que la mayor aportación en superficie de remansos se debe a la presencia de vegetación (especies emergentes en zonas someras), respecto a la irregularidad en el contorno de orillas. Esas superficies de remanso pueden tener un papel importante en la población de madrilla del Júcar, ya que pueden servir de refugio o de lugar de descanso cuando migran hacia aguas arriba.

Tabla 1. Características físicas del hábitat de las unidades hidromorfológicas (UHM) estudiadas en los 8 tramos de estudio. El caudal se normalizó con el área de cuenca en cada tramo del estudio.

	Año	C1: Boniches	C2: El Cañizar	C3: Villar del Humo	C4: Villora	C5: Hoces del Cabriel	C6: El Retorno	C7: Pelichán	C8: Casas del Río
Nº UHM (3 campañas)	2006	30	27	12	19	19	12	13	12
	2007	41	28	12	21	24	15	14	15
	2008	36	19	11	17	13	13	14	13
Profundidad media (m)	2006	0.7	0.7	0.9	0.8	0.5	1.1	1.1	0.7
	2007	0.8	0.7	0.7	0.8	0.4	0.8	1.0	0.8
	2008	1.2	1.1	1.3	1.1	0.6	1.6	1.13	1.2
Profundidad Máxima (m)	2006	3.3	2.4	2.6	2.9	4.0	3.4	3.4	3.1
	2007	3.4	2.3	2.7	3.2	4.5	2.9	3.9	3.2
	2008	4.0	2.4	2.9	4.0	3.4	3.2	3.9	3.0
Anchura media (m)	2006	6.1	8.4	8.0	10.9	12.4	15.4	15.7	16.9
	2007	6.3	9.0	9.3	10.9	13.1	16.2	16.9	16.9
	2008	7.8	11.1	11.6	12.5	13.8	14.8	16.2	14.7
Velocidad media del agua (m.s ⁻¹)	2006	0.12	0.28	0.20	0.37	0.10	0.19	0.35	0.41
	2007	0.19	0.45	0.28	0.45	0.10	0.35	0.48	0.49
	2008	0.33	0.45	0.31	0.46	0.06	0.29	0.28	0.30
Índice de sustrato	2006	4.8	4.5	5.1	4.3	3.4	5.7	4.4	5.3
	2007	3	3.7	3.6	3.7	3.3	4.6	2.9	3.7
	2008	2.3	3.4	3.6	3.7	1.9	3.4	1.1	1.8
Caudal (m ³ .s ⁻¹ .km ⁻²)	2006	0.001	0.002	0.001	0.002	0.0001	0.001	0.001	0.001
	2007	0.002	0.003	0.001	0.003	0.0001	0.001	0.002	0.001
	2008	0.004	0.005	0.004	0.005	0.0001	0.001	0.001	0.001
Porcentaje de tipos de UHM (% respecto a longitud del tramo, promedio de 3 años)	Pozas	52	41	42	35	65	68	36	25
	Tablas	7	8	9	9	17	3	7	0
	Corrientes	34	37	41	45	11	13	33	51
	Rapidos	6	14	5	6	6	7	3	10
	Runs	1	0	3	6	2	10	21	14

El dendrograma (figura 9) muestra una clasificación robusta de los ocho tramos en función de las características del hábitat. La disimilitud promedio de las unidades entre los tramos (es decir, la disimilitud media de Bray-Curtis = 0.63) fue mayor que la disimilitud promedio en cada tramo (excepto en C3). La variabilidad física interna de cada tramo varía (figura 9a), con un máximo en C3 (disimilitud de 0.68). Algunos de los tramos aguas abajo de la presa de Contreras (C6 a C8) obtuvieron la menor variabilidad interna (es decir, fueron más estables u homogéneos a lo largo de todo el estudio), pasando lo mismo con el tramo C1 de aguas arriba de la presa. Entre los tramos de aguas abajo del embalse de Contreras, el análisis NMDS (figura 9b) mostró que C5, C6 y C8 tenían características de hábitat muy similares (con C7 cerca), lo que indica una fuerte similitud. En cambio, los cuatro tramos de aguas arriba de la presa aparecen dispersos por el área del gráfico del análisis NMDS. Sin embargo, la tensión final del análisis NMDS fue de 23.5, indicando una ordenación pobre de los tramos de acuerdo con las dos dimensiones obtenidas.

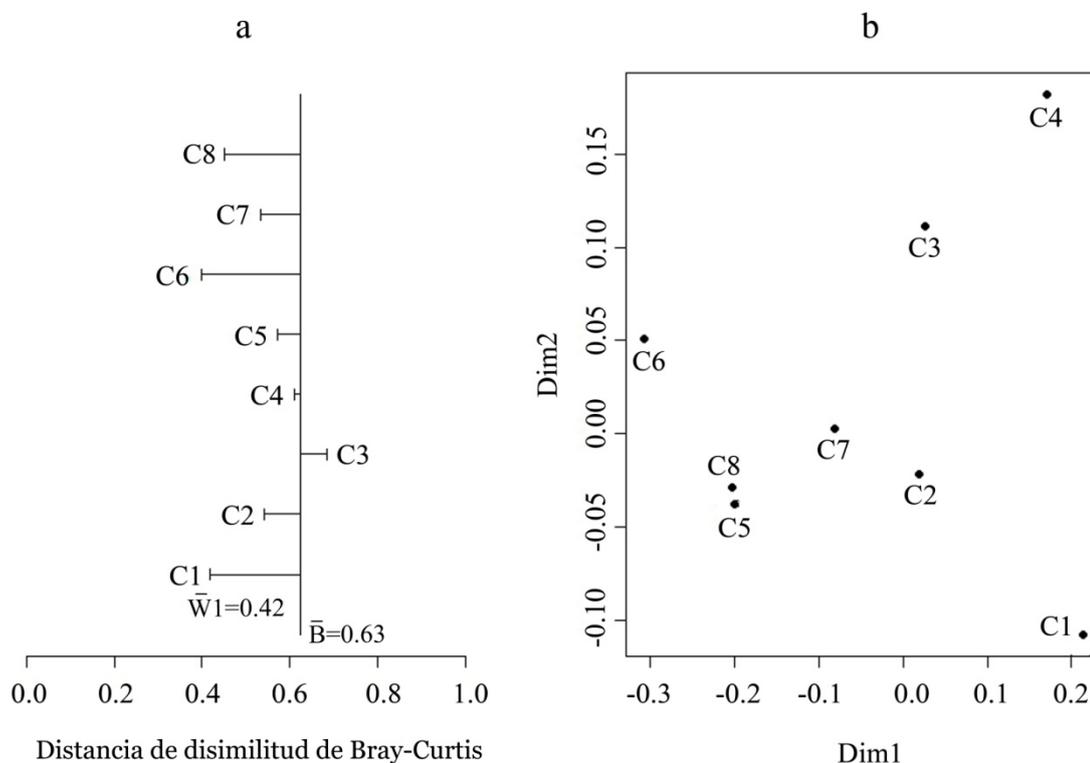


Figura 9. a) Dendrograma que muestra la variabilidad del hábitat de los 8 tramos de estudio (distancia de disimilitud de Bray-Curtis), de C1 (más cercano al nacimiento del río) a C8 (tramo más lejano del nacimiento del río). La distancia media en cada tramo está representada por el final de cada rama horizontal (W_i), mientras que la distancia entre tramos está representada por la base del tronco vertical (B). b) Gráfica del Escalamiento No Métrico Multidimensional (NMDS) de la distancia media de los 8 tramos de estudio.

Análisis de la Comunidad piscícola y abundancias

En los muestreos por buceo de la UPV se registraron once especies piscícolas, de las cuales seis eran especies nativas y cinco exóticas en los ocho tramos del río Cabriel (Tabla 2). No se observó un patrón regular a lo largo del tiempo en la abundancia de las especies, excepto para el alburno (*Alburnus alburnus*) con un claro ascenso desde 2006 hasta 2008 en el río Cabriel.

Tabla 2. Capturas por Unidad de Esfuerzo (nº ind./m) de los muestreos de buceo (promedio de los 8 tramos) del equipo de la UPV en la cuenca del río Júcar (solo pudieron realizarse en el río Cabriel); *Endemismo ibérico **Introducción natural *** Introducción humana.

Especies nativas	Nombre común	Cabriel		
		2006	2007	2008
ANGUILLIDAE				
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Anguila	0.002	0.001	0.004
CYPRINIDAE				
<i>Parachondrostoma arrigonis</i> (Steindachner, 1866)*	Madrilla del Júcar	1.098	1.665	1.159
<i>Squalius valentinus</i> (Doadrio y Carmona, 2006)*	Cacho	3.432	1.932	5.163
<i>Luciobarbus guiraonis</i> (Steindachner, 1866)*	Barbo	3.137	0.235	3.339
BLENNIIDAE				
<i>Salaria fluviatilis</i> (Asso 1801)	Blenio	0.465	0.812	0.196
SALMONIDAE				
<i>Salmo trutta</i> (Linnaeus, 1758)	Trucha común	1.900	0.883	1.463
Especies exóticas				
CYPRINIDAE				
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)***	Alburno	0.000	0.005	1.099
<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)**	Gobio	9.452	1.438	6.752
<i>Pseudochondrostoma polylepis</i> (Steindachner, 1866)*	Boga del Tajo	2.664	2.646	5.747
ESOCIDAE				
<i>Esox lucius</i> (Linnaeus, 1758)***	Lucio	0.036	0.050	0.042
POECILIIDAE				
<i>Gambusia holbrooki</i> (Girard, 1859)***	Gambusia	0.000	0.005	0.549

Las figuras 10 y 11 presentan las proporciones de los tres años juntos de las especies de peces encontradas en el río Cabriel en cada tramo estudiado. El cacho (*Squalius valentinus*) y el barbo Mediterráneo (*Luciobarbus guiraonis*) fueron las especies nativas más abundantes. No existe ninguna especie que sea dominante en todos los tramos, si no que, en cada tramo, hay una o más especies que dominan. La madrilla del Júcar está presente en todos los tramos con excepción del C5, con más expresión en C1 (22,4%) mientras que la boga del Tajo (*Pseudochondrostoma polylepis*) solo está presente en C3 y C4. Esto puede deberse al hecho que el azud de Cristinas sea un obstáculo infranqueable entre los tramos C1/C2 y C3/C4.

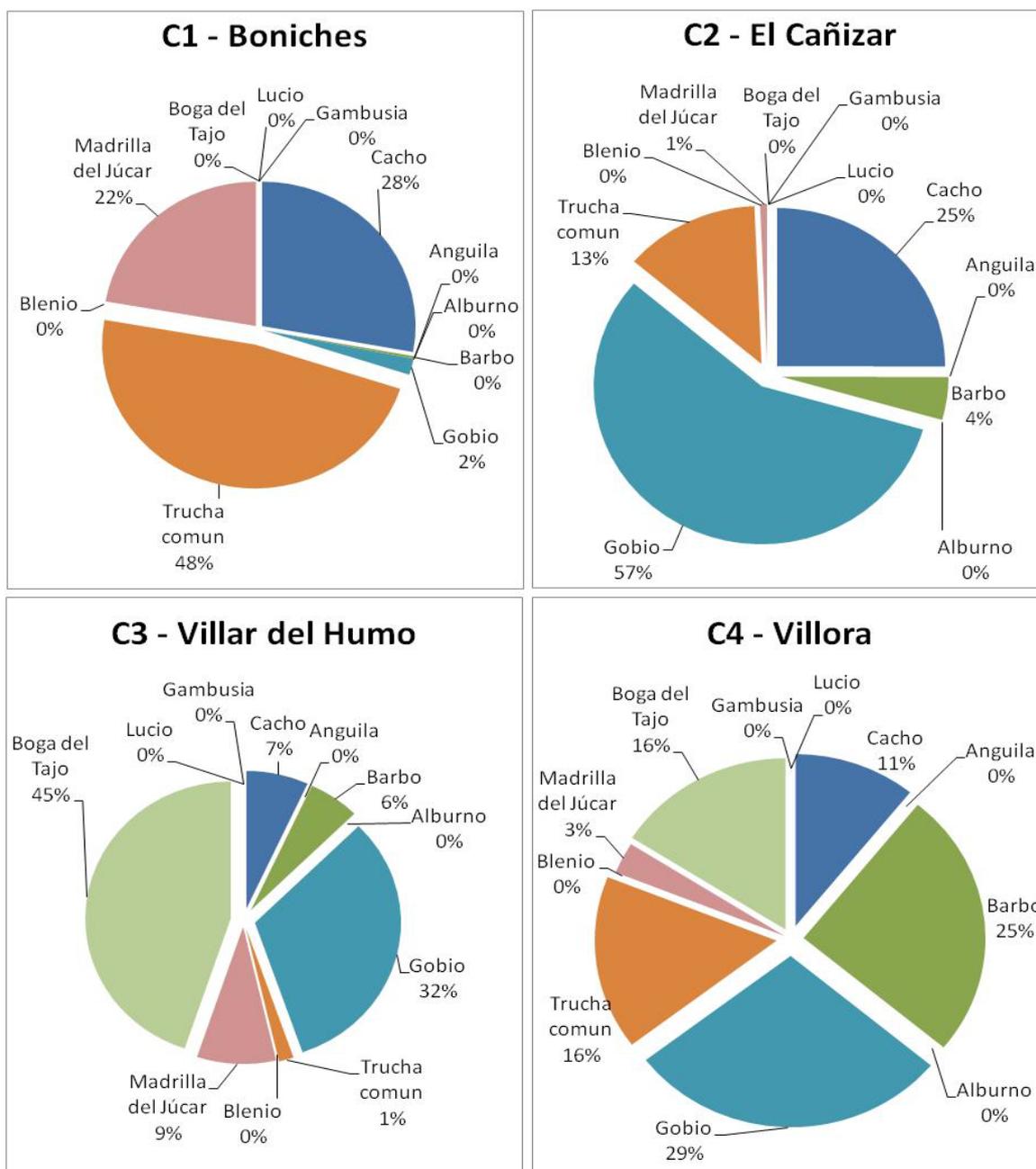


Figura 10. Representatividad de especies (CPUE) registrada por buceo en los tramos de arriba Contreras del río Cabriel (C1, C2, C3 y C4), basada en la media de los tres años de muestreo.

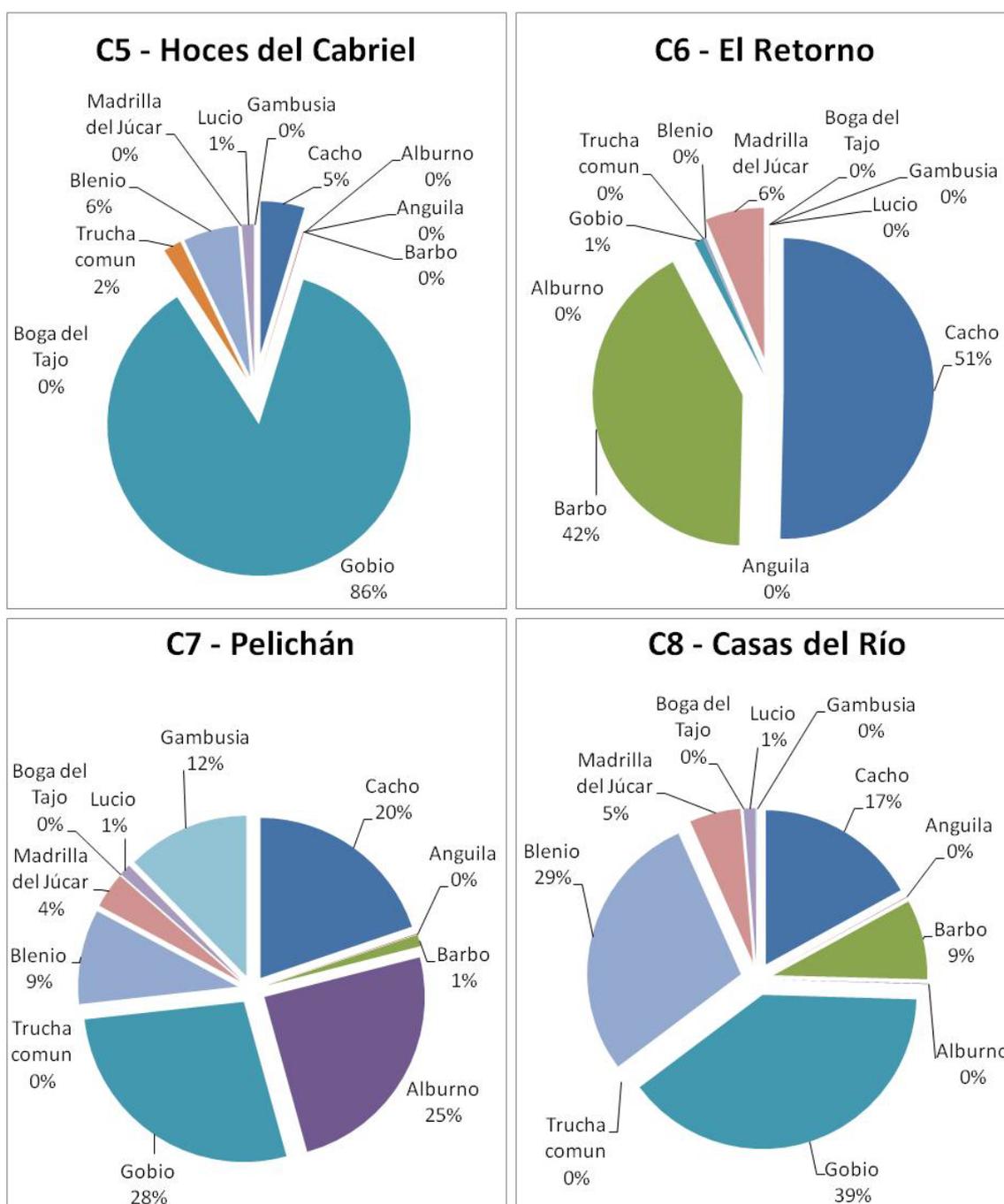


Figura 11. Representatividad de especies (CPUE) registrada por buceo en los tramos de abajo Contreras del río Cabriel (C5, C6, C7 y C8), basada en la media de los tres años de muestreo.

En las figuras 12 y 13 se pueden ver las proporciones de especies nativas (autóctonas) frente a las especies invasoras y exóticas. Estas proporciones son importantes ya que el porcentaje de nativas es uno de los potenciales indicadores del estado ecológico de una masa de agua según la actual Instrucción de Planificación Hidrológica de España. Con el muestreo por buceo se verificó que el tramo que presentó una mayor proporción de individuos de especies nativas fue el C1

con 98% del número total estimado, seguido del C6 con el 96% (figuras 12 y 13). En los restantes tramos la proporción de individuos de especies nativas fue más baja y en los tramos C2, C3, C5 y C7 inferior a la proporción de individuos de especies exóticas/invasoras, siendo incluso muy baja en el C5 con un 13% de especies nativas.

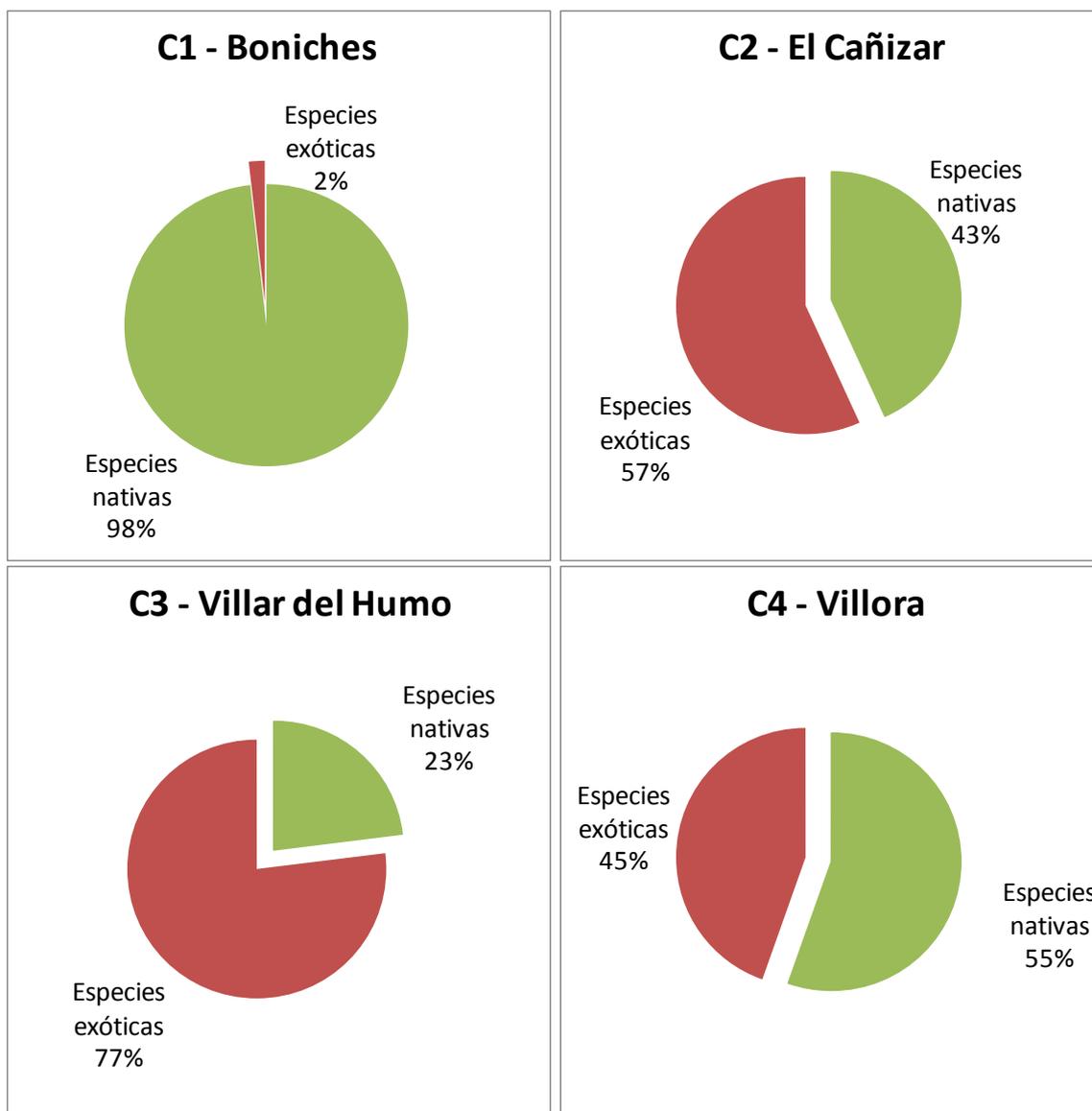


Figura 12. Proporciones de especies nativas y exóticas para los tramos altos del Cabriel calculadas a partir del muestreo por buceo (media de los tres años de muestreo).

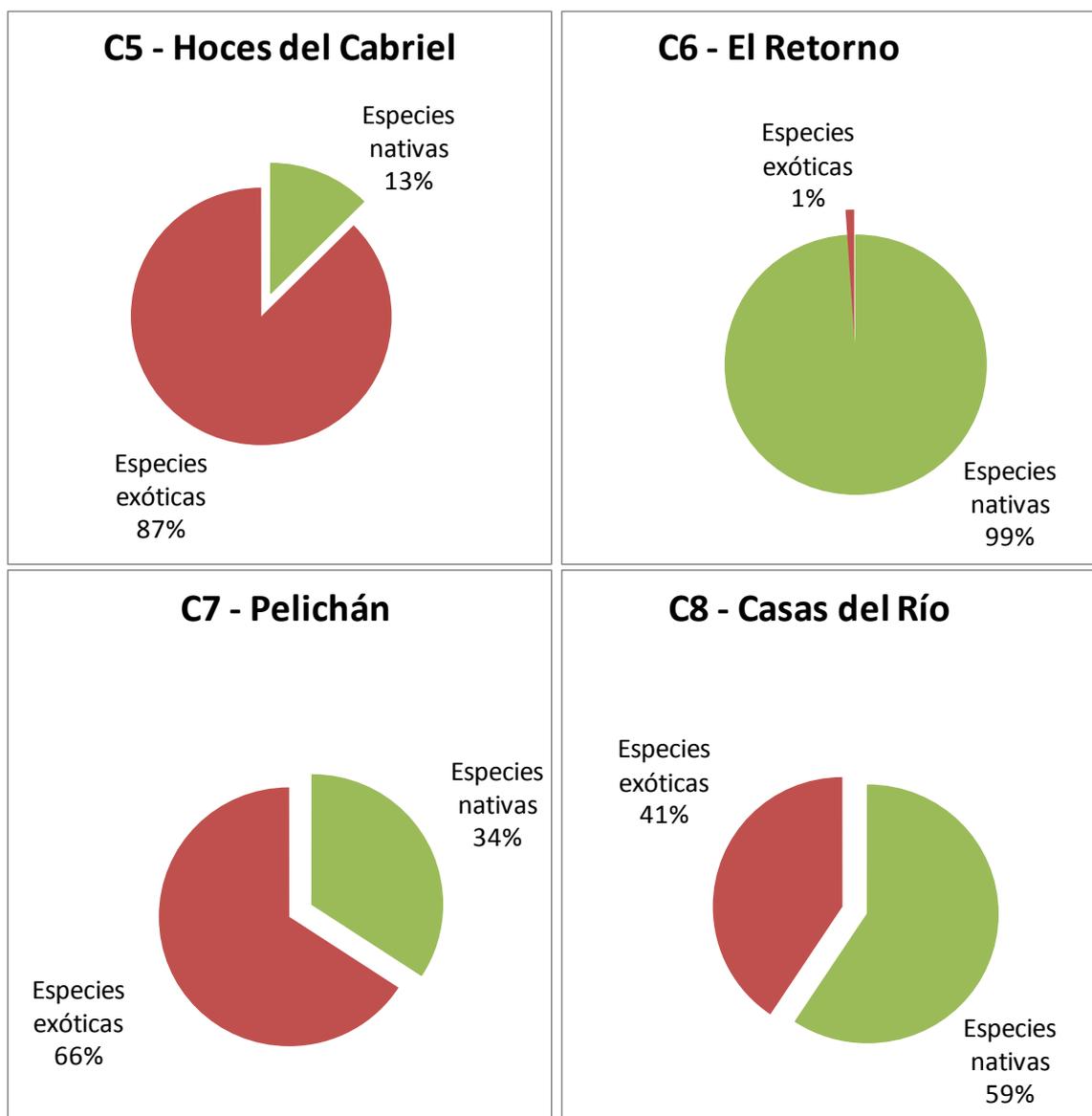


Figura 13. Proporciones de especies nativas y exóticas para los tramos bajos del Cabriel calculadas a partir del muestreo por buceo.

En la figura 14 además del total de las poblaciones estimadas para el río Cabriel se ha colocado también la proporción de especies nativas y de invasoras (exóticas e invasoras juntas) en el conjunto de todos los tramos del río Cabriel. Importante destacar que, para todo el río Cabriel, existe solo un 47% de individuos de especies nativas y un 53% de especies invasoras respecto al total de individuos estimados. Este valor último se debe especialmente a la alta representatividad del gobio (*Gobio gobio*) y boga del Tajo (*Pseudochondrostoma polylepis*). Puesto que el porcentaje de especies nativas se considera legalmente como uno de los indicadores del estado ecológico del río los datos indican que el estado ecológico del río Cabriel, de forma generalizada, es deficiente.

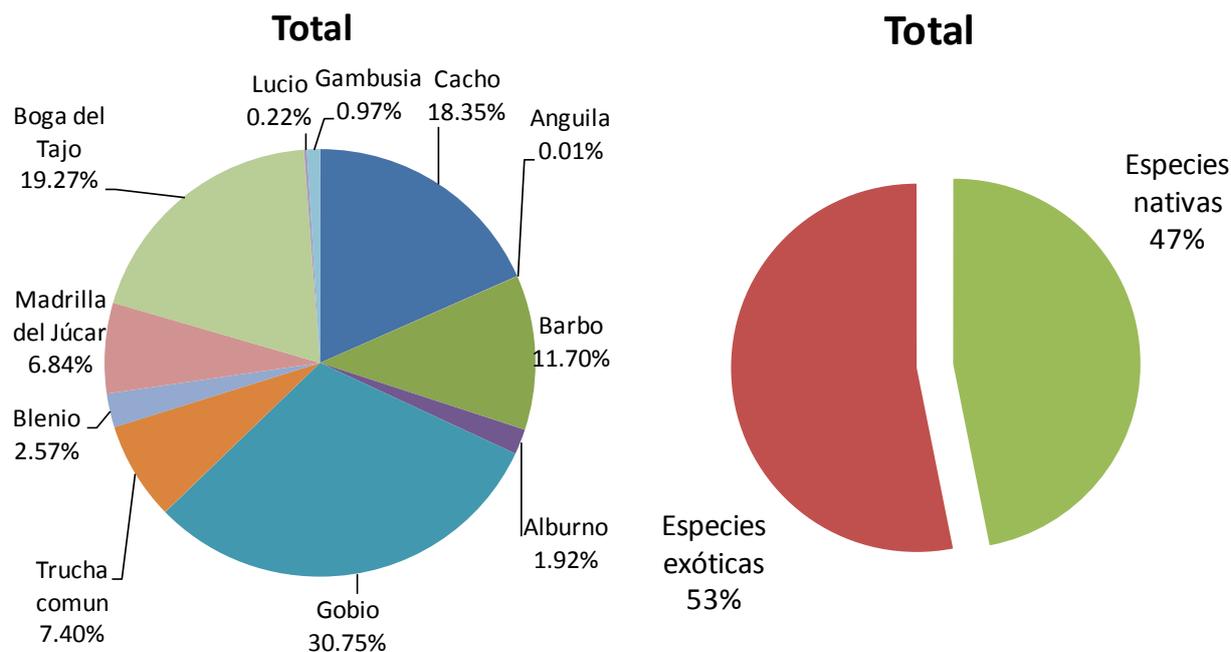


Figura 14. Representatividad de especies (en CPUE) registrada en el conjunto de los 8 tramos de muestreo por buceo realizados en 2006, 2007 y 2008 en el río Cabriel. A la izquierda se detalla por especies, a la derecha el indicador de estado ecológico basado en peces: porcentaje de especies nativas.

En la Tabla 3 y en la figura 14 se puede observar las estimaciones de las capturas por pesca eléctrica de la UPV. Se registraron veinte especies piscícolas, de las cuales ocho eran especies nativas y doce exóticas en los tramos del río Cabriel, Júcar, Magro entre otros afluentes. En el río Cabriel el gobio Ibérico (*Gobio lozanoi*) y la trucha común (*Salmo trutta*) fueron las especies nativas más abundantes mientras que la madrilla del Júcar, aunque registrada, presentaba una estimación muy baja (0.162 n° ind/m). En el río Júcar el gobio (*Gobio gobio*) es la especie dominante seguida de la boga del Tajo mientras que en el río Magro las dominantes fueron el barbo (*Luciobarbus guiraonis*) y el alburno (*Alburnus alburnus*). En los otros puntos de muestreo, en otros afluentes de estos ríos, el cacho (*Squalius valentinus*) y el barbo fueron los más abundantes.

Tabla 3. Capturas por Unidad de Esfuerzo (nº ind./m) de los muestreos de pesca eléctrica del equipo de la UPV en la Cuenca del río Júcar (ríos Cabriel, Júcar, Magro y otros); Endemismo ibérico **Introducción natural *** Introducción humana.

Especies nativas	Nombre común	Cabriel		Júcar			Magro			Otros ríos		
		2006	2009	2006	2007	2008	2006	2007	2008	2006	2007	2008
ANGUILLIDAE												
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Anguila	0	0	0.006	0	0.002	0	0	0	0	0.004	0
CYPRINIDAE												
<i>Achondrostoma arcasii</i> (Steindachner, 1866)	Bermejuela	0	0.096	0	0.011	0.053	0	0	0	0	0	0
<i>Parachondrostoma arrigonis</i> (Steindachner, 1866)*	Madrilla del Júcar	0	0.162	0.017	0.005	0.002	0	0	0	0	0	0
<i>Squalius valentinus</i> (Doadrio y Carmona, 2006)*	Cacho	0.170	1.668	0	0	0.179	0.092	0.285	0.177	0.953	0.438	0.089
<i>Luciobarbus guiraonis</i> (Steindachner, 1866)*	Barbo	0.043	0.710	0.090	0.032	0.223	0.926	1.164	1.629	0.432	0.717	0.273
BLENNIIDAE												
<i>Salvia fluviatilis</i> (Asso 1801)	Blenio	0	0	0.023	0.005	0	0	0	0	0	0	0
SALMONIDAE												
<i>Salmo trutta</i> (Linnaeus, 1758)	Trucha común	0	3.993	0	0.048	0.015	0	0	0	0.066	0.092	0.010
COBITIDAE												
<i>Cobitis paludica</i> (de Buen, 1930)	Colmilleja	0	0	0	0	0.008	0	0	0	0	0	0
Especies exóticas												
CYPRINIDAE												
<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)***	Carpa	0	0	0	0	0.016	0	0	0.011	0	0	0
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)***	Alburno	0	0	0.011	0.117	0.126	0.038	0.259	0.771	0	0.025	0.020
<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)**	Gobio	0	0	0.270	0.122	0.401	0	0	0	0.014	0.058	0.049
<i>Gobio lozanoi</i> (Doadrio & Madeira, 2004)**	Gobio Ibérico	0	4.106	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudochondrostoma polylepis</i> (Steindachner, 1866)*	Boga del Tajo	0	0.470	0.361	0.011	0.057	0	0	0	0	0	0
<i>Tropidophoxinellus alburnoides</i> (Steindachner, 1866)*	Calandino	0	0	0	0.011	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)***	Carpín	0	0	0	0	0	0	0	0.051	0	0	0
SALMONIDAE												
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)***	Trucha arcoiris	0	0	0	0	0.003	0	0	0	0	0	0
ESOCIDAE												
<i>Esox lucius</i> (Linnaeus, 1758)***	Lucio	0.021	0	0	0.005	0.002	0	0	0	0.005	0	0
<i>Micropterus salmoides</i> (Lacep, 1802)***	Perca americana	0	0	0	0.048	0.026	0	0	0	0	0	0
CENTRARCHIDAE												
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)***	Perca sol	0	0	0	0	0.257	0	0	0	0	0	0
POECILIIDAE												
<i>Gambusia holbrooki</i> (Girard, 1859)***	Gambusia	0	0	0.017	0	0.000	0	0	0	0	0	0

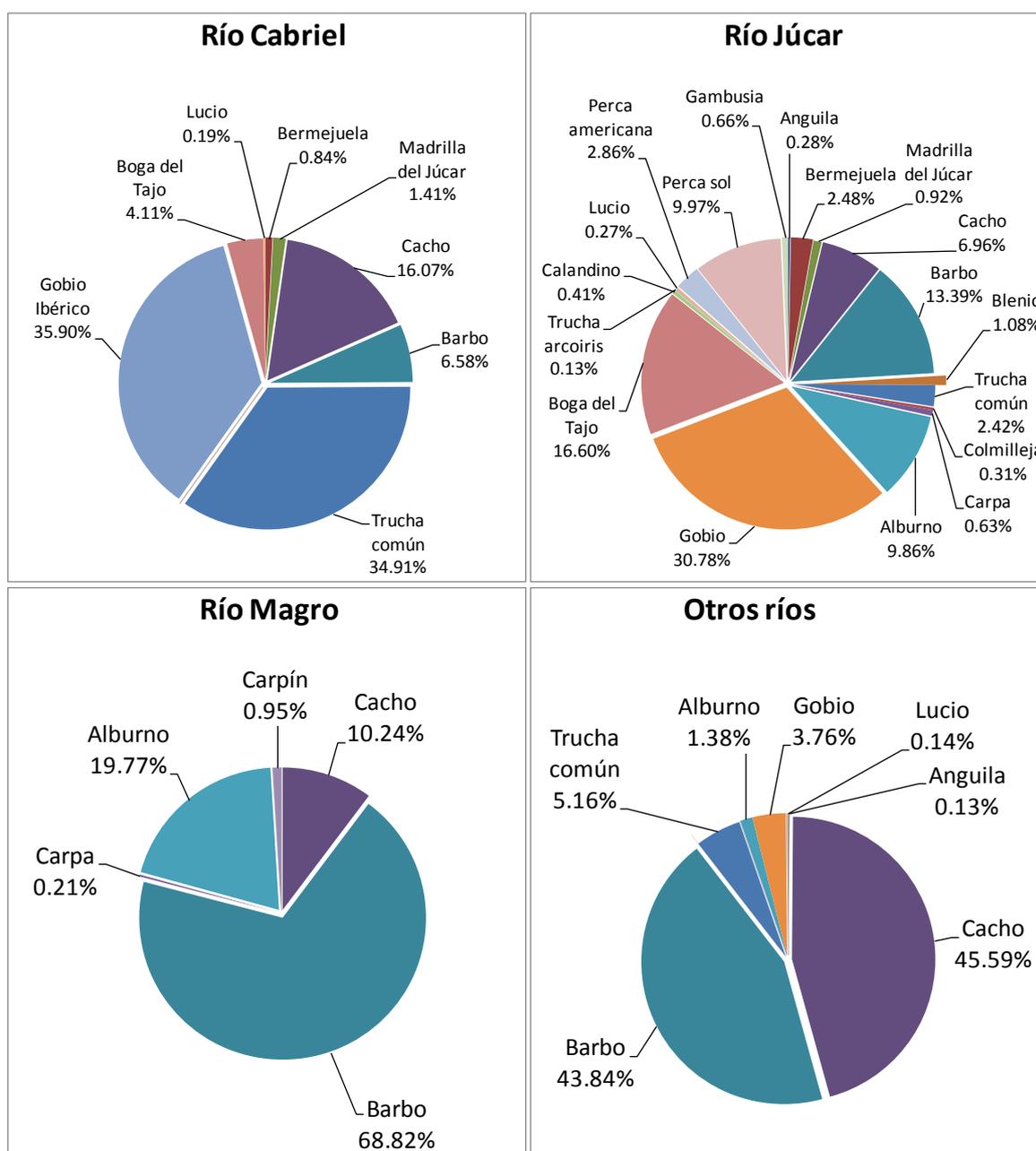


Figura 15. Representatividad de especies (CPUE) registrada en la pesca eléctrica del equipo de la UPV en los tramos de los ríos Cabriel, Júcar, Magro, y otros (media de los resultados en 2006, 2007, 2008 y 2009).

En la figura 16 se observan las proporciones de especies nativas (autóctonas) y especies invasoras o exóticas de los muestreos de pesca eléctrica de la UPV. Contrariamente al muestreo por buceo, con esta metodología en el río Cabriel las especies nativas obtuvieron una proporción más elevada que las exóticas (60% frente al 40% respectivamente); esto no es una contradicción, sino que se debe a que los puntos de pesca estaban concentrados en los tramos altos (C1, C2, C3 y C4) y que en estos, de acuerdo con las observaciones por buceo,

las especies más abundantes eran la trucha común, barbo y cacho (especies nativas) y el gobio (especie exótica). Las proporciones de las especies nativas en el río Magro y otros afluentes presentan una situación similar a la explicada antes, siendo mayores las proporciones de nativas que las de especies exóticas. Sin embargo, en el río Júcar, principal río de la cuenca, las especies exóticas (72%) dominan frente a las nativas (28%) lo que indica un estado ecológico muy deficiente.

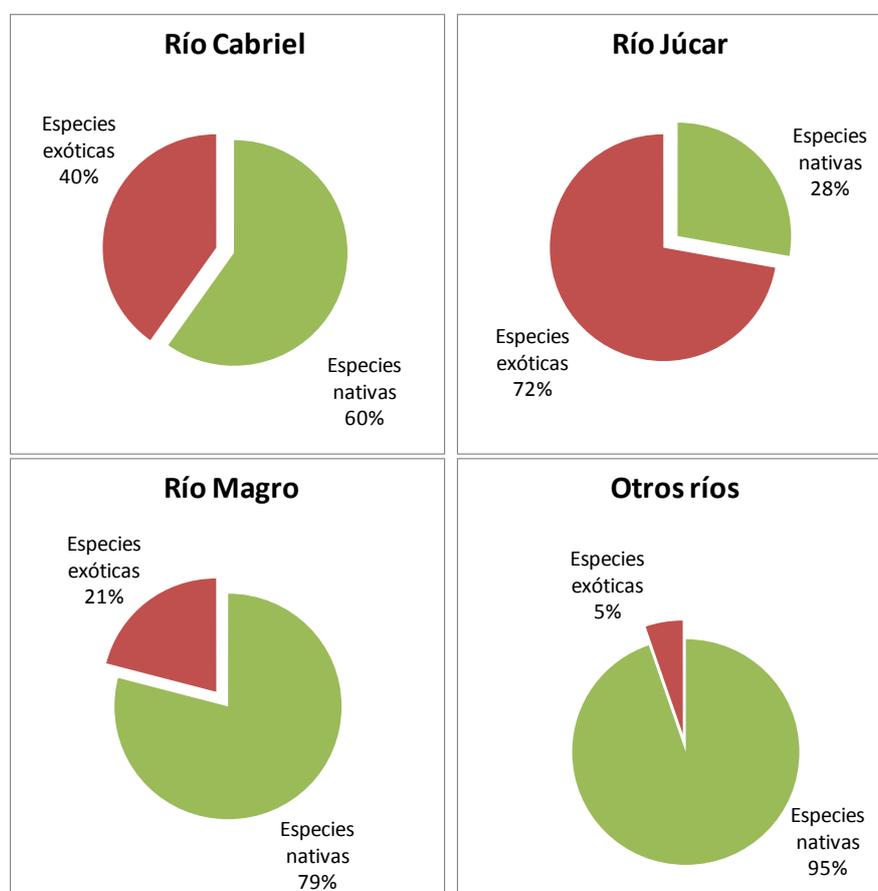


Figura 16. Proporciones de especies nativas y exóticas para los ríos Cabriel, Júcar, Magro y otros afluentes en los años 2006, 2007, 2008 y 2009 calculadas a partir del muestreo por pesca eléctrica de la UPV.

En la Tabla 4 y en la figura 17 se puede observar las estimaciones de las capturas por pesca eléctrica del equipo de la Consellería en 145 puntos desde 2006 hasta 2012. Se registraron veinte especies piscícolas, de las cuales nueve eran especies nativas y once exóticas en los tramos del río Cabriel, Júcar y otros afluentes, entre ellos los ríos Magro y Micena (afluente del río Albaida que por su vez es afluente del río Júcar).

Solo se han capturado madrillas del Júcar en los ríos Cabriel, Magro y Micenas aunque las CPUE fueron muy bajas respecto a otras especies registradas (Tabla 4). En el río Júcar no se

ha registrado ningún espécimen de madrilla del Júcar. En el río Cabriel las especies dominantes fueron el barbo, el cacho y el gobio Ibérico, mientras que en el río Júcar el barbo, la anguila y el alburno (figura 17). En los otros puntos de diferentes afluentes dominaron el barbo, el cacho y el alburno. Cabe referir que de todos los puntos en estos afluentes, solamente en el río Magro y en el río Micena se han registrado individuos de madrilla del Júcar. Todos los datos de las pescas de la Consellería se concentraron exclusivamente en la Comunidad Valenciana por lo que las estimaciones de las poblaciones piscícolas no son representativas de toda la extensión de los ríos en estudio.

Tabla 4. Capturas por Unidad de Esfuerzo (nº ind./m) de los muestreos de pesca eléctrica (145 puntos) de la Consellería (solo Comunidad Valenciana) en la cuenca del río Júcar (ríos Cabriel, Júcar, y otros) (continúa); *Endemismo ibérico **Introducción natural *** Introducción humana.

Especies nativas	Nombre común	Cabriel							
		2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	
ANGUILLIDAE									
	<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Anguila	0.130	0.060	0.160	0.300	0.220	0.110	0.130
ATHERINIDAE									
	<i>Atherina boyeri</i> (Risso, 1810)	Pejerrey mediterráneo	0	0	0	0	0	0	0
CYPRINIDAE									
	<i>Parachondrostoma arrigonis</i> (Steindachner, 1866)*	Madrilla del Júcar	0.180	0.120	0.140	0.400	0.330	0.360	0.080
	<i>Squalius valentinus</i> (Doadrio y Carmona, 2006)*	Cacho	1.180	0.710	1.220	1.280	1.910	2.020	0.720
	<i>Luciobarbus guiraonis</i> (Steindachner, 1866)*	Barbo	1.630	2.520	1.750	1.930	3.120	1.760	1.460
BLENNIIDAE									
	<i>Salaria fluviatilis</i> (Asso 1801)	Blenio	0.920	0.960	1.310	0.320	0.100	0.090	0.190
SALMONIDAE									
	<i>Salmo trutta</i> (Linnaeus, 1758)	Trucha común	0.010	0	0	0.140	0.070	0.020	0
VALENCIIDAE									
	<i>Valencia hispanica</i> (Valenciennes, 1826)	Samaruc	0	0	0	0	0	0	0
COBITIDAE									
	<i>Cobitis paludica</i> (de Buen, 1930)	Colmilleja	0	0	0	0	0	0	0
Especies exóticas									
CYPRINIDAE									
	<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)***	Carpa	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)***	Alburno	0	0.230	0.110	0.050	0.170	0.110	0.160
	<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)**	Gobio	1.250	0.290	0.320	0	0	0	0
	<i>Gobio lozanoi</i> (Doadrio & Madeira, 2004)**	Gobio Ibérico	0	0.240	0.240	0.590	1.150	0.500	2.080
	<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)***	Carpín	0	0	0	0	0	0	0
SALMONIDAE									
	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)***	Trucha arcoiris	0	0	0	0	0	0	0
ESOCIDAE									
	<i>Esox lucius</i> (Linnaeus, 1758)***	Lucio	0.010	0.050	0.020	0.050	0.170	0.110	0.160
	<i>Micropterus salmoides</i> (Lacep, 1802)***	Perca americana	0	0	0.020	0	0	0	0
CENTRARCHIDAE									
	<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)***	Perca sol	0	0	0	0	0	0	0
PERCIDAE									
	<i>Sander Lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)***	Lucioperca	0	0	0	0	0	0	0.010
POECILIIDAE									
	<i>Gambusia holbrooki</i> (Girard, 1859)***	Gambusia	0	0	0	0	0	0	0

Tabla 4. Continuación.

Especies nativas	Nombre común	Júcar					Otros ríos				
		2007	2011	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	
ANGUILLIDAE											
	<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Anguila	0.880	0.410	0.010	0	0	0.070	0.010	0.820	1.020
ATHERINIDAE											
	<i>Atherina boyeri</i> (Risso, 1810)	Pejerrey mediterráneo	0	0	0	0	0	0.030	0	0	0.190
CYPRINIDAE											
	<i>Parachondrostoma arrigonis</i> (Steindachner, 1866)*	Madrilla del Júcar	0	0	0	0.130	0.220	0.320	0.480	1.020	0.270
	<i>Squalius valentinus</i> (Doadrio y Carmona, 2006)*	Cacho	0.380	0.110	0.430	0.140	1.510	10.040	6.760	6.010	2.910
	<i>Luciobarbus guiraonis</i> (Steindachner, 1866)*	Barbo	0.510	1.490	3.090	0.320	3.510	15.580	11.060	14.390	4.670
BLENNIIDAE											
	<i>Salaria fluviatilis</i> (Asso 1801)	Blenio	0.130	0.230	0	0	0	0	0	0.050	0
SALMONIDAE											
	<i>Salmo trutta</i> (Linnaeus, 1758)	Trucha común	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VALENCIIDAE											
	<i>Valencia hispanica</i> (Valenciennes, 1826)	Samaruc	0	0	0	0	0	0.040	0	0	0
COBITIDAE											
	<i>Cobitis paludica</i> (de Buen, 1930)	Colmilleja	0.080	0	0	0	0	0	0	0	0.020
Especies exóticas											
CYPRINIDAE											
	<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)***	Carpa	0.010	0.030	0.150	0.010	0.130	0.780	0.100	1.370	0.210
	<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)***	Alburno	0.640	0.140	0.380	0	1.260	2.070	2.340	4.890	1.830
	<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)**	Gobio	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Gobio lozanoi</i> (Doadrio & Madeira, 2004)**	Gobio Ibérico	0.170	0.090	0	0	0	0	0	1.030	0
	<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)***	Carpín	0	0	0	0	0	0	0	0.150	0.380
SALMONIDAE											
	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)***	Trucha arcoiris	0	0	0	0	0	0	0	0	0.150
ESOCIDAE											
	<i>Esox lucius</i> (Linnaeus, 1758)***	Lucio	0.030	0.140	0	0	0	2.070	2.340	4.890	1.830
	<i>Micropterus salmoides</i> (Lacep, 1802)***	Perca americana	0.140	0.050	0	0	0.020	0.540	0	0.010	0.110
CENTRARCHIDAE											
	<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)***	Perca sol	0.010	0.110	0	0	0	0	0.030	0.110	0.330
PERCIDAE											
	<i>Sander Lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)***	Lucioperca	0	0	0	0	0	0	0	0	0
POECILIIDAE											
	<i>Gambusia holbrooki</i> (Girard, 1859)***	Gambusia	0	0	0	0	0	0	0	0.080	0

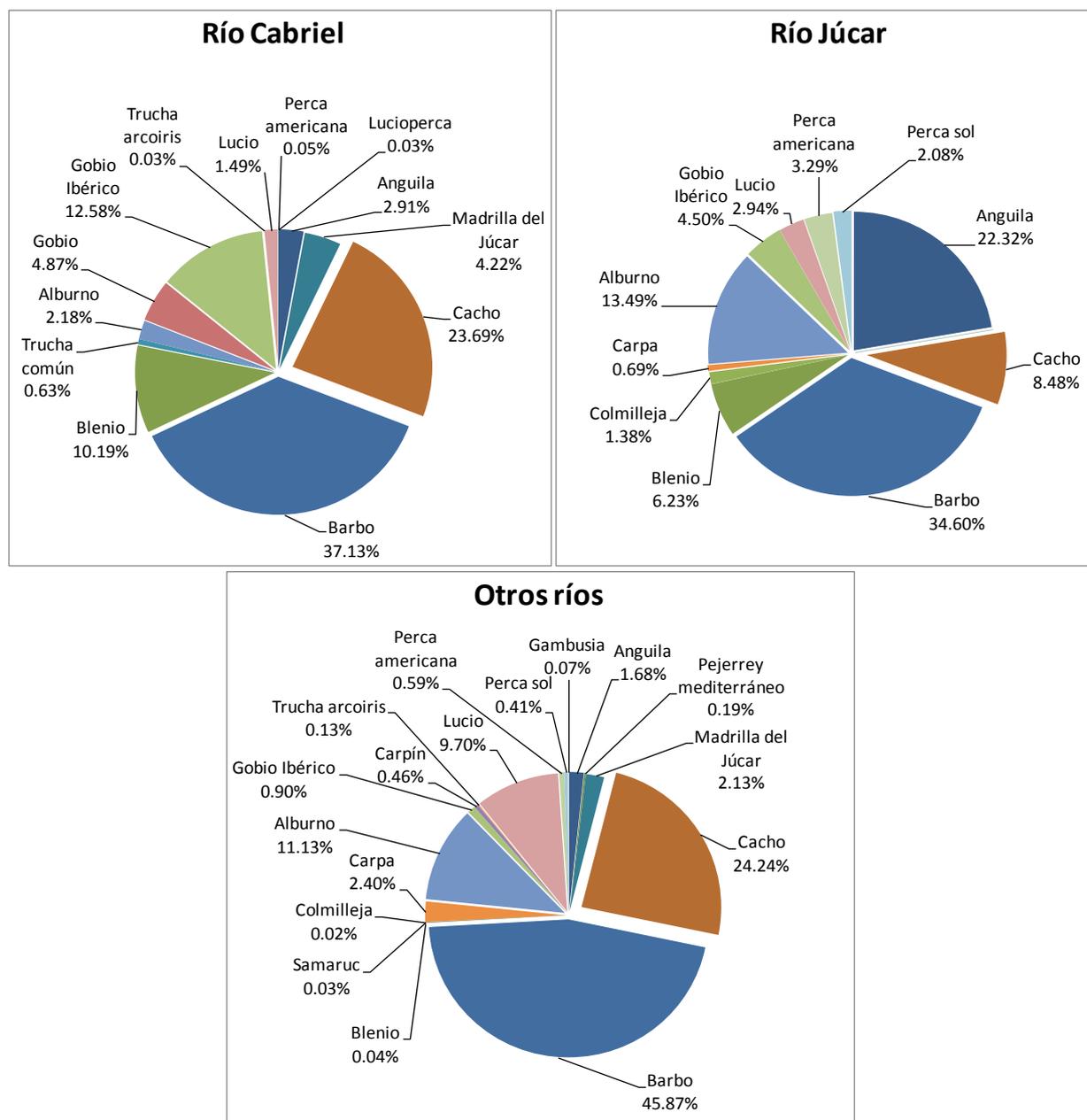


Figura 17. Representatividad de especies (CPUE) registrada en la pesca eléctrica del equipo de la Consellería (solo Comunidad Valenciana) en los tramos de los ríos Cabriel, Júcar y otros ríos, entre ellos los ríos Magro y Micena, desde 2006 hasta 2012.

En la figura 18 se observan las proporciones de especies nativas (autóctonas) y especies invasoras o exóticas de los muestreos de pesca eléctrica de la Consellería. Todos los ríos muestreados presentan una proporción de especies nativas superior al 70% del total de especies registradas. Sin embargo, en el río Cabriel los puntos de pesca se concentraron cerca del tramo C6 de buceo. Este tramo tiene una fuerte presencia de especies nativas (análisis apoyado por ambos muestreos) y que no representa la situación en todo el río Cabriel. Los

tramos de pesca del río Júcar solamente representan el tramo final del mismo donde se encontraron mayores concentraciones de barbos y anguilas.

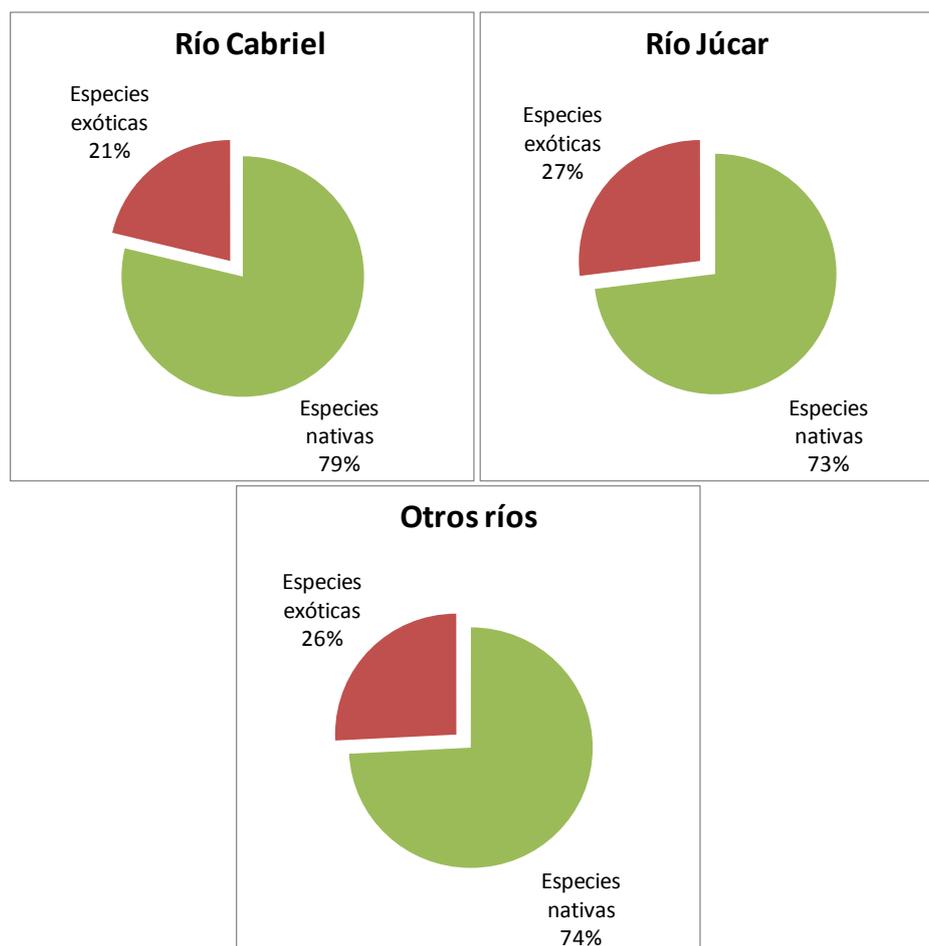


Figura 18. Proporciones de especies nativas y exóticas para los ríos Cabriel, Júcar y otros afluentes entre los años 2006 y 2012 calculadas a partir del muestreo por pesca eléctrica de la Consellería (solo Comunidad Valenciana).

Las correlaciones de rangos de Spearman indicaron que la madrilla del Júcar, en el río Cabriel y en el conjunto de los tres años, tiene una relación positiva con el cacho, el barbo Mediterráneo, el gobio, la trucha común y con la boga del Tajo (debido principalmente a la elevada abundancia de ambas en C3/C4); presenta una relación negativa con el blenio ($p < 0.05$; Tabla 5). Con los datos de la pesca de la UPV en río Júcar se encontró una correlación positiva de la madrilla del Júcar con la boga del Tajo ($p < 0.01$; Tabla 6). En el río Magro esta relación existe con la carpa ($p < 0.01$) y con la perca americana (*Micropterus salmoides*) ($p < 0.05$; Tabla 7).

Tabla 5. Coeficiente de correlación de Spearman entre las CPUE de todas las especies de peces registradas por buceo en 418 unidades hidromorfológicas de los ocho tramos del río Cabriel. * $P < 0.01$; ** $P < 0.05$. El código de especies sigue el mismo orden que la columna de la izquierda, de arriba a abajo.

Especie	Nombre común		Sv	Aa	Lg	Al	Gg	St	Sf	Pa	El	Pp	Gh
<i>Squalius valentinus</i>	Cacho (Sv)	Coef. correlación Sig. (bilateral)	1.000	-.022	,628**	-.091	,297**	,138**	-,165**	,619**	-.042	,270**	-.096
			.	.659	.000	.062	.000	.005	.001	.000	.396	.000	.051
<i>Anguilla anguilla</i>	Anguila (Aa)	Coef. correlación Sig. (bilateral)		1.000	.014	.089	,105*	-,103*	,165**	-.032	.084	-.040	,178**
				.	.769	.068	.032	.035	.001	.520	.085	.418	.000
<i>Luciobarbus guiraonis</i>	Barbo (Lg)	Coef. correlación Sig. (bilateral)			1.000	-.044	,395**	-.005	-.031	,413**	-.045	,357**	-.095
					.	.373	.000	.918	.526	.000	.358	.000	.051
<i>Alburnus alburnus</i>	Alburno (Al)	Coef. correlación Sig. (bilateral)				1.000	,242**	-,440**	,476**	-.080	,520**	-,165**	,317**
						.	.000	.000	.000	.102	.000	.001	.000
<i>Gobio gobio</i>	Gobio (Gg)	Coef. correlación Sig. (bilateral)					1.000	-,126**	,402**	,210**	,336**	,342**	.076
							.	.010	.000	.000	.000	.000	.122
<i>Salmo trutta</i>	Trucha común (St)	Coef. correlación Sig. (bilateral)						1.000	-,612**	,169**	-,426**	,283**	-,137**
								.	.000	.001	.000	.000	.005
<i>Salaria fluviatilis</i>	Blenio (Sf)	Coef. correlación Sig. (bilateral)							1.000	-,140**	,552**	-,264**	,150**
									.	.004	.000	.000	.002
<i>Parachondrostoma arrigonis</i>	Madrilla del Júcar (Pa)	Coef. correlación Sig. (bilateral)								1.000	-.025	,418**	-.030
										.	.611	.000	.541
<i>Esox lucius</i>	Lucio (El)	Coef. correlación Sig. (bilateral)									1.000	-,176**	,193**
											.	.000	.000
<i>Pseudochondrostoma polylepis</i>	Boga del Tajo (Pp)	Coef. correlación Sig. (bilateral)										1.000	-.053
												.	.282
<i>Gambusia holbrooki</i>	Gambusia (Gh)	Coef. correlación Sig. (bilateral)											1.000
													.

Tabla 6. Coeficiente de correlación de Spearman entre las CPUE de todas las especies registradas en la pesca eléctrica de la UPV en 29 UHM de los puntos de muestreo en el río Júcar. * $P < 0.01$; ** $P < 0.05$.

Especie	Nombre común		Sv	Aa	Cc	Lg	Alb	Gg	St	Sf	Pa	El	Ms	Cp	Lepg	Om	Pp	Gh	Acha	Ta	Gl
<i>Squalius valentinus</i>	Cacho (Sv)	Coef. Cor. Sig. (bi.)	1.000	.050	-.154	.292	-.409*	.036	-.181	.015	.104	.072	-.253	-.154	.308	-.086	-.010	-.086	-.123	-.086	-.123
				.799	.425	.125	.027	.852	.347	.937	.592	.709	.185	.425	.105	.658	.959	.658	.523	.658	.523
<i>Anguilla anguilla</i>	Anguila (Aa)	Coef. Cor. Sig. (bi.)		1.000	-.154	-.031	.047	-.316	-.181	508**	-.154	.657**	.385*	.208	.007	-.086	.013	.378*	-.124	-.086	.270
					.425	.874	.807	.095	.347	.005	.425	.000	.039	.278	.973	.658	.948	.043	.523	.658	.156
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa (Cc)	Coef. Cor. Sig. (bi.)			1.000	-.091	.165	.039	-.135	.095	-.115	-.135	.324	-.115	.024	-.064	-.172	-.064	-.092	-.064	.353
						.639	.392	.841	.484	.622	.552	.484	.087	.552	.901	.741	.373	.741	.634	.741	.060
<i>Luciobarbus guiraonis</i>	Barbo (Lg)	Coef. Cor. Sig. (bi.)				1.000	-.258	.058	-.010	-.047	.313	-.032	-.299	.363	.306	-.219	.110	-.219	.054	-.219	-.131
							.176	.765	.959	.809	.098	.869	.115	.053	.106	.253	.569	.253	.781	.253	.497
<i>Alburnus alburnus</i>	Alburno (Alb)	Coef. Cor. Sig. (bi.)					1.000	-.198	-.360	.269	-.306	.340	.519**	.129	.030	.256	-.457**	-.170	-.245	-.170	.474**
								.302	.055	.158	.107	.072	.004	.504	.875	.181	.013	.377	.200	.377	.009
<i>Gobio gobio</i>	Gobio (Gg)	Coef. Cor. Sig. (bi.)						1.000	.231	.561**	.278	-.305	-.266	-.120	.233	-.209	.215	-.058	.129	.186	-.301
									.227	.002	.145	.107	.162	.536	.223	.276	.263	.765	.504	.334	.113
<i>Salmo trutta</i>	Trucha común (St)	Coef. Cor. Sig. (bi.)							1.000	-.202	.191	-.159	-.222	.200	-.262	-.075	.246	-.075	.694**	.433*	-.108
										.293	.320	.410	.247	.297	.170	.698	.198	.698	.000	.019	.575
<i>Salaria fluviatilis</i>	Blenio (Sf)	Coef. Cor. Sig. (bi.)								1.000	-.172	.578**	.308	.175	-.176	-.096	-.257	-.096	-.138	-.096	.584**
											.373	.001	.104	.364	.360	.621	.179	.621	.476	.621	.001
<i>Parachondrostoma arrigonis</i>	Madrilla del Júcar (Pa)	Coef. Cor. Sig. (bi.)									1.000	-.135	-.189	-.115	-.223	-.064	.429*	-.064	-.092	-.064	-.092
												.484	.326	.552	.246	.741	.020	.741	.634	.741	.634
<i>Esox lucius</i>	Lucio (El)	Coef. Cor. Sig. (bi.)										1.000	.307	.250	.061	-.075	-.202	-.075	-.109	-.075	.311
													.105	.190	.752	.697	.293	.697	.575	.697	.101
<i>Micropterus salmoides</i>	Perca americana (Ms)	Coef. Cor. Sig. (bi.)											1.000	.148	-.232	-.105	-.282	-.105	-.152	-.105	.517**
														.445	.225	.587	.138	.587	.433	.587	.004
<i>Cobitis paludica</i>	Colmilleja (Cp)	Coef. Cor. Sig. (bi.)												1.000	.066	-.064	.077	-.064	.337	-.064	.368*
															.734	.741	.691	.741	.074	.741	.050
<i>Lepomis gibbosus</i>	Perca sol (Lepg)	Coef. Cor. Sig. (bi.)													1.000	.193	-.332	-.124	-.179	-.124	-.179
																.316	.078	.521	.354	.521	.354
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Trucha arcoiris (Om)	Coef. Cor. Sig. (bi.)														1.000	-.096	-.036	-.051	-.036	-.051
																	.621	.854	.791	.854	.791
<i>Pseudochondrostoma polylepis</i>	Boga del Tajo (Pp)	Coef. Cor. Sig. (bi.)															1.000	.447*	.195	-.096	-.138
																		.015	.311	.621	.476
<i>Gambusia holbrooki</i>	Gambusia (Gh)	Coef. Cor. Sig. (bi.)																1.000	-.051	-.036	-.051
																			.791	.854	.791
<i>Achondrostoma arcasii</i>	Bermejuela (Acha)	Coef. Cor. Sig. (bi.)																	1.000	.668*	-.074
																				.000	.703
<i>Tropidophoxinellus alburnoides</i>	Calandino (Ta)	Coef. Cor. Sig. (bi.)																		1.000	-.051
																					.791

Tabla 7. Coeficiente de correlación de Spearman entre las CPUE de todas las especies registradas en la pesca eléctrica de la UPV en 13 UHM de los puntos de muestreo en el río Magro. * $P < 0.01$; ** $P < 0.05$.

Espece	Nombre común		Sv	Cc	Lg	Aa	Pa	Ms	Ca
<i>Squalius valentinus</i>	Cacho (Sv)	Coef. correlación Sig. (bilateral)	1.000 .	,786 .001	,669 .012	.387 .191	.472 .103	.464 .111	.309 .304
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa (Cc)	Coef. correlación Sig. (bilateral)		1.000 .	,618 .024	.194 .524	,640 .018	,565 .044	.377 .204
<i>Luciobarbus guiraonis</i>	Barbo (Lg)	Coef. correlación Sig. (bilateral)			1.000 .	,621 .024	.367 .217	.464 .111	.386 .192
<i>Alburnus alburnus</i>	Alburno (Aa)	Coef. correlación Sig. (bilateral)				1.000 .	.099 .747	.399 .177	.479 .098
<i>Parachondrostoma arrigonis</i>	Madrilla del Júcar (Pa)	Coef. correlación Sig. (bilateral)					1.000 .	,736 .004	-.123 .690
<i>Micropterus salmoides</i>	Perca americana (Ms)	Coef. correlación Sig. (bilateral)						1.000 .	-.083 .787
<i>Carassius auratus</i>	Carpín (Ca)	Coef. correlación Sig. (bilateral)							1.000 .

Las correlaciones de rangos de Spearman aplicadas a los datos de pesca de la Consellería (solo Comunidad Valenciana) indicaron que la madrilla del Júcar, en el río Cabriel, tiene una relación positiva con el barbo mediterráneo (*Luciobarbus guiraonis*) y el cacho ($p < 0.05$) y una relación negativa con el blenio ($p < 0.01$) y el lucio (*Esox lucius*) ($p < 0.05$; Tabla 8). Las correlaciones con el cacho y el blenio coincidieron con las encontradas con los datos de buceo. En el río Magro solamente se encontraron relaciones entre la madrilla del Júcar con el barbo mediterráneo y el cacho ($p < 0.05$; Tabla 9).

Tabla 8. Coeficiente de correlación de Spearman entre las CPUE de todas las especies registradas en la pesca eléctrica de la Consellería (solo Comunidad Valenciana) en 52 muestreos en el río Cabriel. * $P < 0.01$; ** $P < 0.05$.

Especie	Nombre común		Aa	Pa	Lg	Sv	Sf	St	Lepg	Ms	Gl	Om	Alb	El	Sl
<i>Anguilla anguilla</i>	Anguila (Aa)	Coef. correlación Sig. (bilateral)	1.000 .	.140 .321	-.048 .734	.031 .828	.321* .020	.221 .115	.081 .568	.209 .137	.191 .174	-.067 .638	-.072 .614	.266 .057	-.067 .638
<i>Parachondrostoma arrigonis</i>	Madrilla del Júcar (Pa)	Coef. correlación Sig. (bilateral)		1.000 .	.712** .000	.888** .000	-.274* .049	.022 .875	-.130 .359	-.185 .188	-.032 .822	.235 .094	.209 .137	-.392** .004	-.130 .359
<i>Luciobarbus guiraonis</i>	Barbo (Lg)	Coef. correlación Sig. (bilateral)			1.000 .	.779** .000	-.476** .000	-.131 .354	-.183 .193	-.186 .186	.030 .830	.099 .486	.101 .478	-.479** .000	-.183 .193
<i>Squalius valentinus</i>	Cacho (Sv)	Coef. correlación Sig. (bilateral)				1.000 .	-.385** .005	.034 .810	-.166 .239	-.237 .090	-.020 .889	.086 .547	.154 .275	-.473** .000	-.166 .239
<i>Salaria fluviatilis</i>	Blenio (Sf)	Coef. correlación Sig. (bilateral)					1.000 .	.135 .340	.185 .190	.313* .024	.155 .274	.025 .861	.197 .163	.312* .025	.195 .167
<i>Salmo trutta</i>	Trucha común (St)	Coef. correlación Sig. (bilateral)						1.000 .	-.055 .698	-.079 .579	-.047 .743	-.055 .698	-.286* .040	.101 .478	-.055 .698
<i>Lepomis gibbosus</i>	Perca sol (Lepg)	Coef. correlación Sig. (bilateral)							1.000 .	.714** .000	.005 .974	-.020 .890	.257 .065	.207 .142	-.020 .890
<i>Micropterus salmoides</i>	Perca americana (Ms)	Coef. correlación Sig. (bilateral)								1.000 .	.089 .532	-.028 .844	.226 .107	.242 .084	-.028 .844
<i>Gobio lozanoi</i>	Gobio (Gl)	Coef. correlación Sig. (bilateral)									1.000 .	-.084 .552	.302* .029	.206 .143	.239 .088
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Trucha arcoiris (Om)	Coef. correlación Sig. (bilateral)										1.000 .	.192 .173	-.103 .466	-.020 .890
<i>Alburnus alburnus</i>	Alburno (Alb)	Coef. correlación Sig. (bilateral)											1.000 .	.065 .648	.192 .173
<i>Esox lucius</i>	Lucio (El)	Coef. correlación Sig. (bilateral)												1.000 .	.130 .357
<i>Sander lucioperca</i>	Lucioperca (Sl)	Coef. correlación Sig. (bilateral)													1.000 .

Tabla 9. Coeficiente de correlación de Spearman entre las CPUE de todas las especies registradas en la pesca eléctrica de la Consellería en 42 muestreos en el río Mago. * $P < 0.01$; ** $P < 0.05$.

Especie	Nombre común		Aa	Pa	Lg	Sv	Gh	Cc	Lepg	Ms	Gl	Ca	Alb
Anguilla anguilla	Anguila (Aa)	Coef. correlación	1.000	-.036	.219	-.023	-.075	.447**	-.075	.017	-.108	.162	-.010
		Sig. (bilateral)	.	.819	.164	.886	.635	.003	.635	.916	.496	.305	.951
<i>Parachondrostoma arrigonis</i>	Madrilla del Júcar (Pa)	Coef. correlación		1.000	.422**	.484**	-.156	.023	-.156	-.078	-.223	.136	.200
		Sig. (bilateral)		.	.005	.001	.325	.883	.325	.624	.156	.392	.205
Luciobarbus guiraonis	Barbo (Lg)	Coef. correlación			1.000	.569**	-.084	.283	-.226	.160	-.251	-.028	.078
		Sig. (bilateral)			.	.000	.597	.070	.150	.313	.108	.862	.622
Squalius valentinus	Cacho (Sv)	Coef. correlación				1.000	-.116	-.010	-.226	-.072	.018	.055	-.181
		Sig. (bilateral)				.	.463	.950	.150	.653	.907	.727	.253
Gambusia holbrooki	Gambusia (Gh)	Coef. correlación					1.000	-.140	-.024	-.057	-.035	-.035	.007
		Sig. (bilateral)					.	.376	.878	.719	.826	.826	.967
Cyprinus carpio	Carpa (Cc)	Coef. correlación						1.000	.077	.260	.010	-.045	-.017
		Sig. (bilateral)						.	.628	.097	.950	.777	.914
Lepomis gibbosus	Perca sol (Lepg)	Coef. correlación							1.000	-.057	-.035	-.035	.027
		Sig. (bilateral)							.	.719	.826	.826	.867
Micropterus salmoides	Perca americana (Ms)	Coef. correlación								1.000	-.082	-.082	.212
		Sig. (bilateral)								.	.606	.606	.178
Gobio lozanoi	Gobio (Gl)	Coef. correlación									1.000	-.050	-.239
		Sig. (bilateral)									.	.753	.128
Carassius auratus	Carpín (Ca)	Coef. correlación										1.000	.153
		Sig. (bilateral)										.	.334
Alburnus alburnus	Alburno (Alb)	Coef. correlación											1.000
		Sig. (bilateral)											.

De las longitudes furcales registradas en los muestreos realizados con pesca eléctrica, desde el año 2002 hasta el 2013, se han calculado las clases de edad en los tramos C3 y C6 (en el río Cabriel aguas arriba y abajo del embalse de Contreras, respectivamente) y en el río Magro. Debido a la necesidad de agrupar suficientes datos para estos análisis, solo fue posible hacerlo en estos tramos. Las distribuciones de frecuencias están representadas en las figuras 19, 20 y 21.

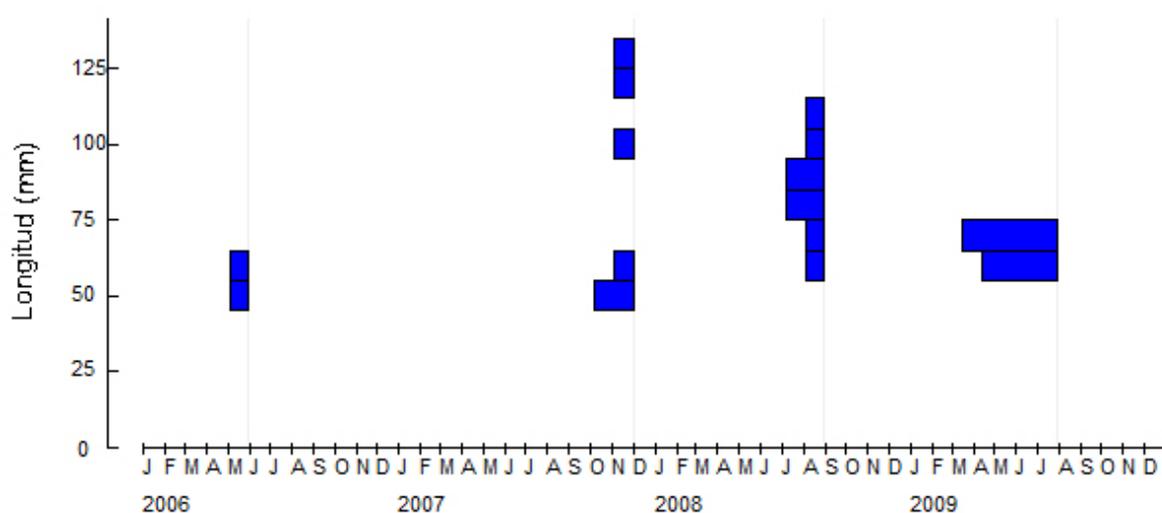


Figura 19. Distribución de frecuencias de longitud de las madrillas del Júcar capturadas por pesca eléctrica en el tramo C3 (Villar del Humo) del río Cabriel ($N_{\text{total}}=16$).

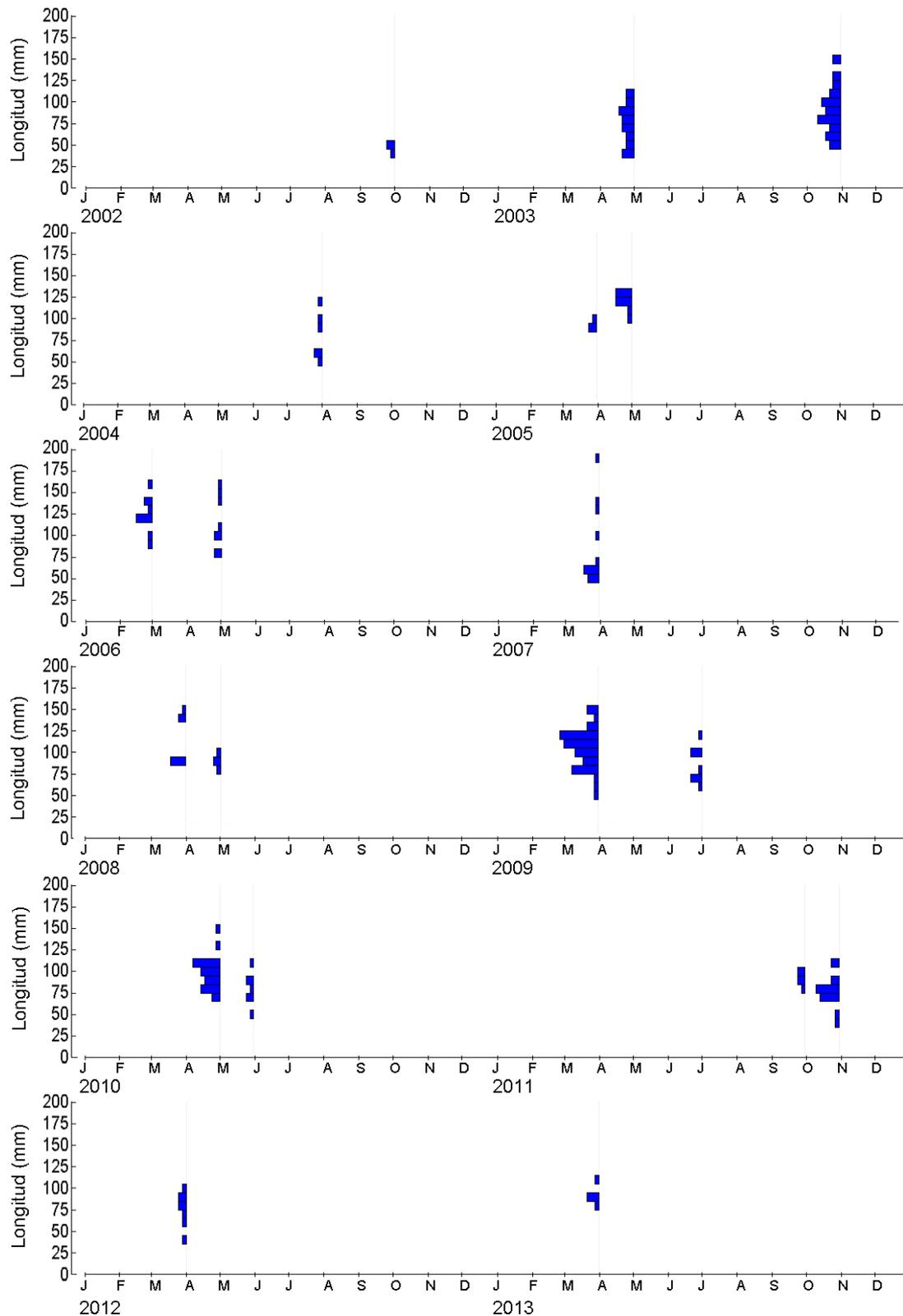


Figura 20. Distribución de frecuencias de longitud de las madrillas del Júcar capturadas por pesca eléctrica en el tramo C6 (El Retorno) del río Cabriel ($N_{\text{total}}=240$).

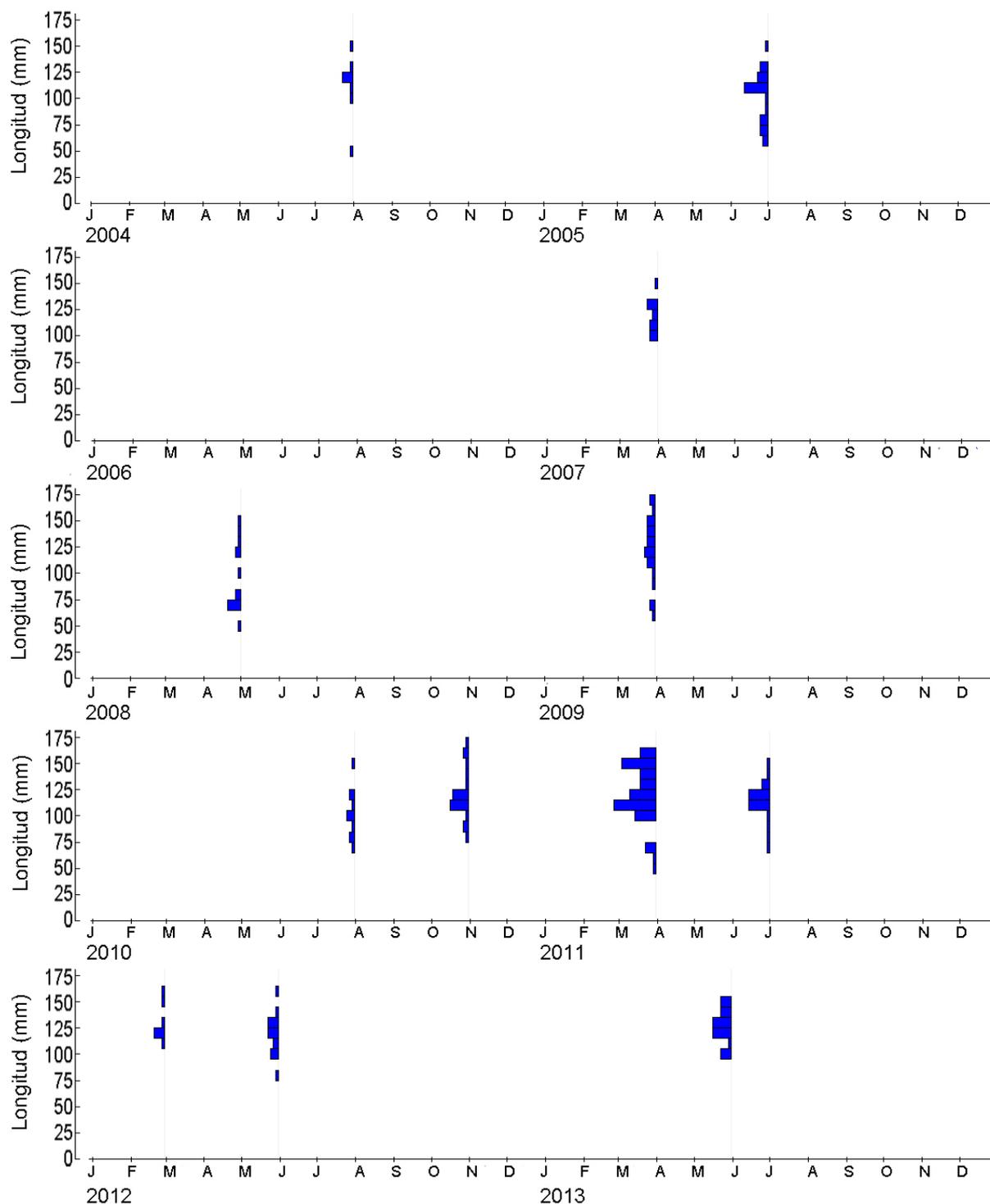


Figura 21. Distribución de frecuencias de longitud de las madrillas del Júcar capturadas por pesca eléctrica en el río Magro ($N_{\text{total}}=267$).

Los valores de la tasa de crecimiento (K) de la ecuación de Von Bertalanffy para la madrilla del Júcar, calculados con el programa FISAT II, fueron 0.37 y 0.31 para los tramos C3 y C6 (aguas arriba y abajo del embalse de Contreras en el río Cabriel) y 0.35 para el río Magro. El

valor de L_{∞} (valor asintótico de longitud de una especie) calculado fue de 190 mm. Las ecuaciones de crecimiento de Von Bertalanffy están representadas en la figura 22. A partir de ellas se calcularon las edades, que variaron entre la 1+ hasta la 6+ en las tres zonas. La edad máxima calculada fue la de 10+ (longitud igual a 182 mm, Tabla 10), aunque ésta corresponde solamente a un individuo pescado en el C6 del río Cabriel. Entre las clases 6+ y 10+ no se han capturado individuos de madrilla del Júcar. Estas clases coinciden con las calculadas a partir de la lectura de los anillos de las escamas recolectadas por el equipo de la Consellería. Sin embargo, todos estos valores presentados son orientativos ya que solo se han recolectado escamas de 29 individuos en total para las tres zonas. Los intervalos de longitudes para las clases de edades calculadas están presentados en la Tabla 10.

Debido a la falta de datos, en algunos casos, los intervalos de longitudes no son continuos (en C3, entre todas las clases de edad y en C6 y río Magro entre las clases 0+ y 1+). Como sería de esperar, entre los tramos existen pequeñas diferencias entre los intervalos de longitudes respecto a cada clase de edad calculada. Así, peces con la misma edad pueden ser un poco mayores en los tramos C3 y en el río Magro que los peces del tramo C6. Sin embargo estas diferencias no son muy grandes y podrían desaparecer en análisis futuras con el empleo de más datos.

Tabla 10. Intervalos de longitudes correspondientes a cada clase de edad calculada para los tramos C3 (Villar del Humo), C6 (El Retorno) y río Magro.

Long (mm)	0+	1+	2+	3+	4+	5+	6+	10+
C3 - Villar del Humo	< 55	59 - 95	107 - 120	> 128	-	-	-	-
C6 - El Retorno	< 50	53 - 87	88 - 115	116 - 135	136 - 148	155 - 156	-	> 182
Río Magro	< 55	57 - 95	96 - 123	124 - 143	144 - 156	157 - 165	> 166	-

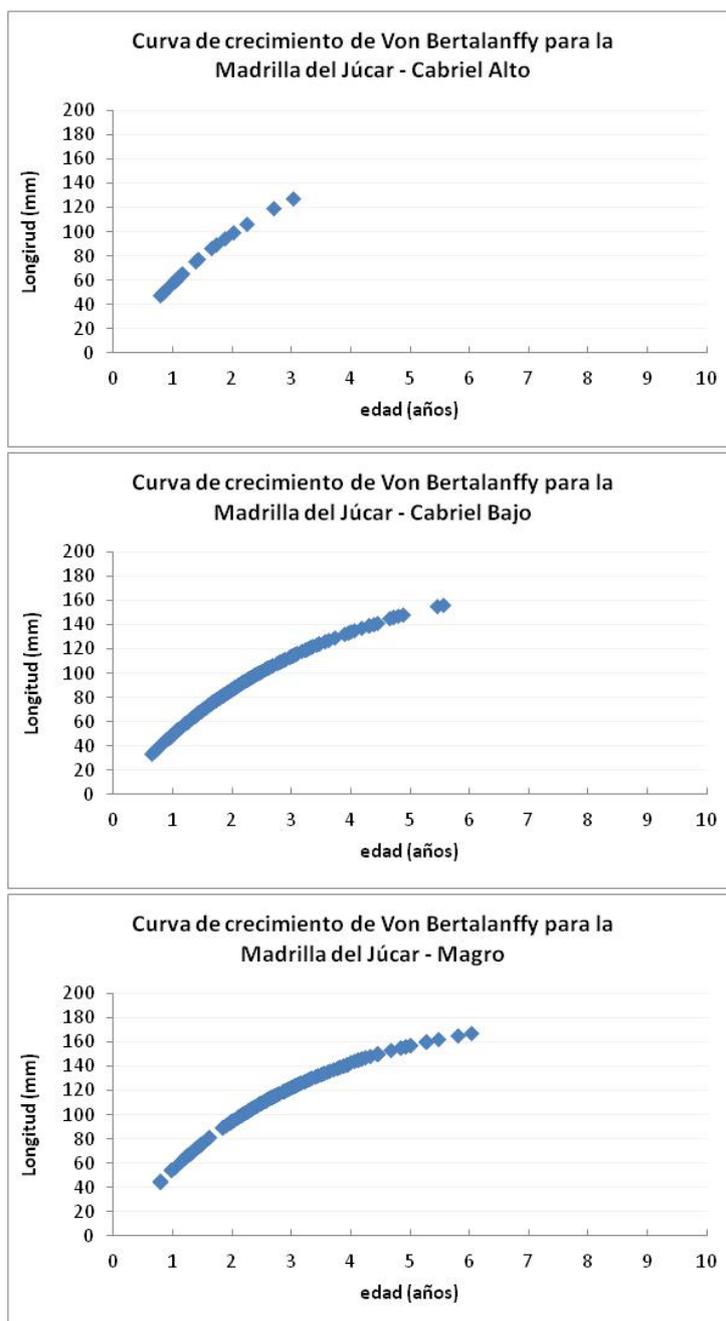


Figura 22. Representación gráfica de los valores teóricos de las edades (años) calculadas a partir del modelo de Von Bertalanffy para las tres zonas de la cuenca del río Júcar.

La figura 23 muestra la proporción de madrilla del Júcar adulta y de alevín en el total de los conteos por buceo y pesca eléctrica en aguas del Cabriel, arriba del embalse de Contreras y aguas abajo del embalse. La diferencia entre los tramos altos y los tramos bajos es evidente. Arriba, el número de alevines es superior al número de adultos (como cabe esperar en una población natural) y abajo el revés. Analizando los tramos y por separado, se verificó que en C5 no habían madrillas (adultas ni alevines) en ningún año; en C6 se observó un pequeño

aumento en el número de alevines (proporcionalmente bajo en relación al tamaño de la población); en C7 y C8 el número de alevines baja drásticamente de 2006 a 2007 y se mantiene bajo en 2008. Aunque estos datos relejan un escaso reclutamiento, los datos también pueden estar sesgados debido a la localización limitada y constante de los muestreos, es decir que los alevines podrían estar más restringidos a zonas de reproducción donde no se hayan realizado muestreos.

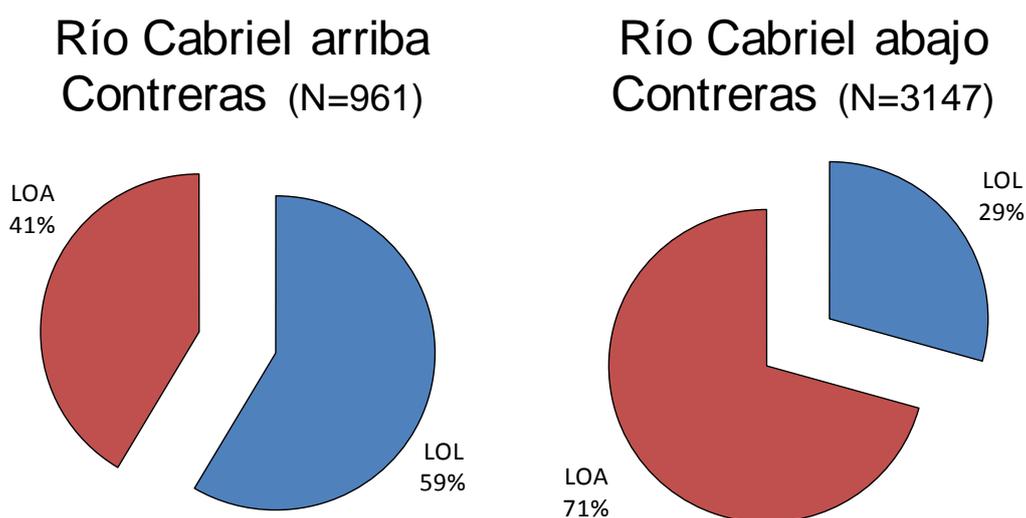


Figura 23. Proporción de madrilla del Júcar adulta (LOA) y alevín (LOL) de los cuatro tramos del río Cabriel, aguas arriba de Contreras y de los cuatro tramos abajo de Contreras.

En la figura 24 se puede ver la abundancia de individuos separados por clases de edad calculadas con los modelos de Von Bertalanffy en los tramos C3 y C6 del río Cabriel y en el río Magro. Estos datos son los procedentes de las pescas eléctricas donde se registraron las longitudes de los individuos capturados. En el tramo C3 (aguas arriba del embalse de Contreras) los datos no son lo bastante numerosos para un análisis viable (total de 25 individuos en el conjunto de los cuatro años de muestreos).

En el C6 la estructura poblacional no es estable a lo largo de los años hasta 2009. En este año se puede observar una población con moda en la clase 2+. A partir de 2010 se registró un descenso en las capturas aunque la clase de edad predominante es la de 1+, lo que indica un reclutamiento aceptable en tales años (según la FAO, 1971, el reclutamiento de una especie se

define como el número de peces jóvenes o alevines de edad 1+ y 0+, que entran en una población cada año). En el río Magro la dinámica poblacional a lo largo de los años es relativamente estable en lo que respecta a las clases de edad predominantes (2+ y 3+). No se capturaron muchos individuos de madrilla de las clases 1+ y 0+.

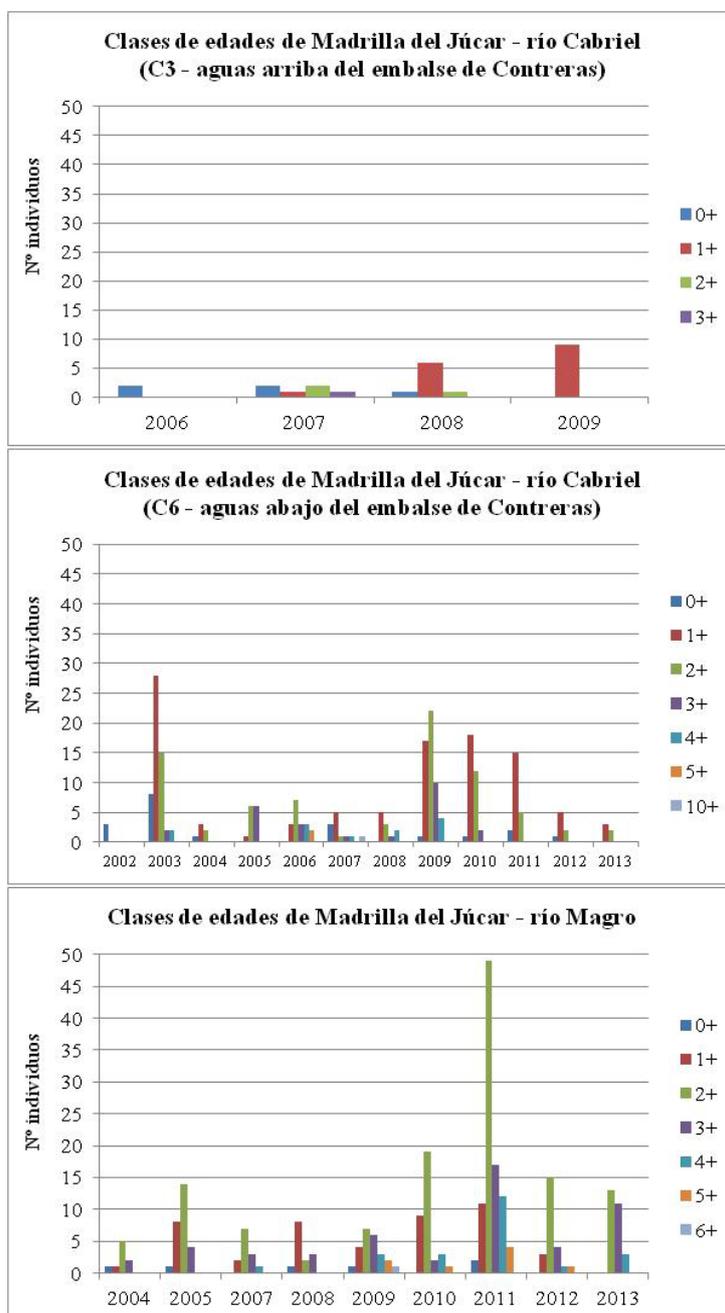


Figura 24. Número de individuos de madrilla del Júcar por clase de edades en los tramos C3 y C6 del río Cabriel (aguas arriba y abajo del embalse de Contreras, respectivamente) y en el río Magro.

Estos datos indican un reclutamiento deficiente aunque hace falta recoger una mayor cantidad

de datos para la realización de un análisis más viable de la situación actual del reclutamiento de esta especie.

Relación entre abundancias de madrilla del Júcar y las UHM

Las figuras 25 y 26 muestran los gráficos de cajas y bigotes (medianas y rango intercuartil) de las CPUE estimadas de madrillas en hábitats *lentos* y *rápidos* de los tramos del río Cabriel de arriba y de abajo del embalse de Contreras respectivamente. En todos los tramos, se registraron más madrillas en mesohábitats *lentos* que *rápidos*. Parece, así, haber una relación intrínseca entre la madrilla (presencia y abundancia) y los hábitats lentos.

Esto apoya, a una escala de mayor detalle, la hipótesis de que la distribución de madrilla es muy irregular en el espacio, y que tanto la proporción de mesohábitats como el microhábitat pueden ser factores fundamentales en su distribución, y pueden ser una pieza clave en el diseño de mejoras de hábitat para la especie. A pesar de las oscilaciones en abundancias, las diferencias ente tipos de hábitats son patentes.

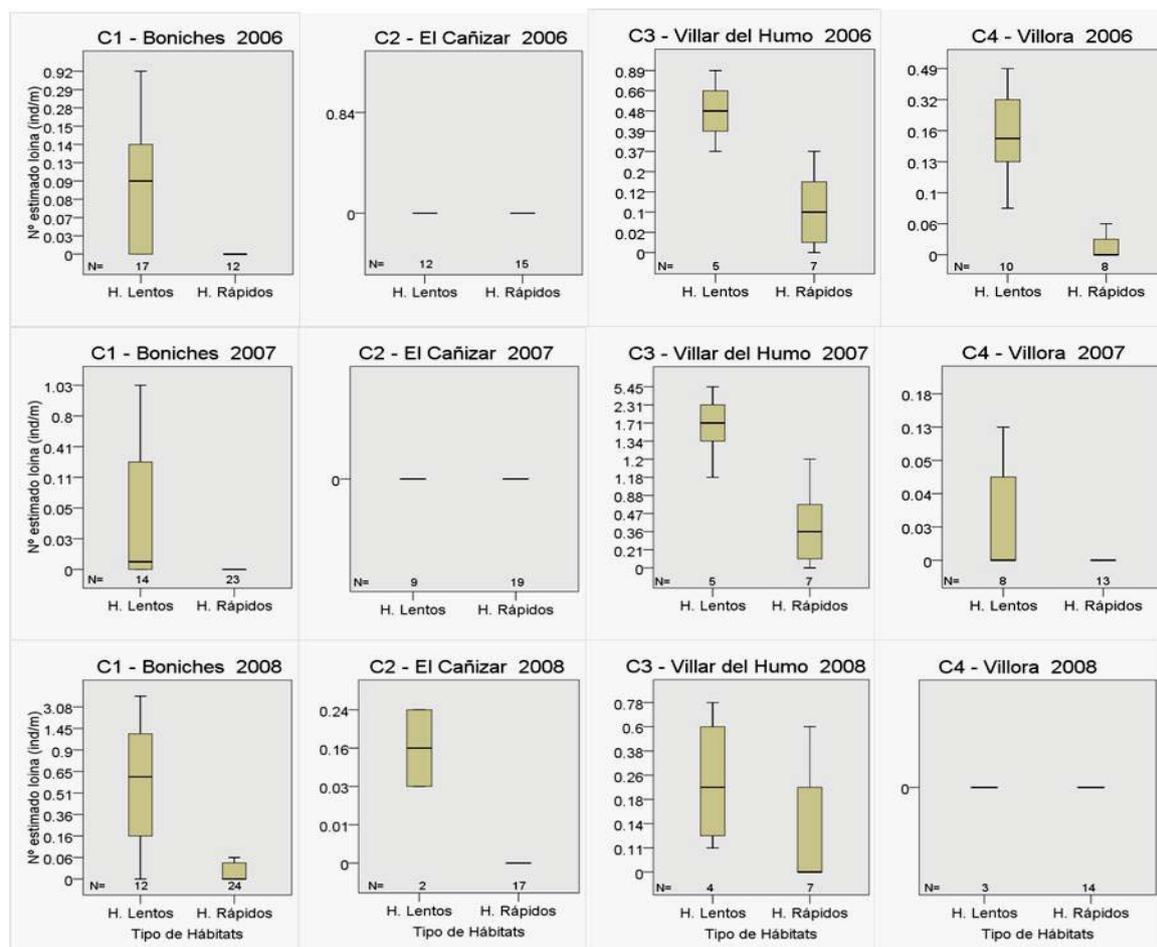


Figura 25. Comparación entre las abundancias estimadas de madrilla (ind/m) en UHM lentas y rápidas de tramos agua arriba del embalse de Contreras, río Cabriel. La “caja” abarca el *rango intercuartil* (entre percentiles 25% y 75%), y los “bigotes” abarcan hasta 1’5 veces el rango intercuartil hacia los lados de la caja. La escala del número estimado de madrillas es diferente para cada tramo y año.

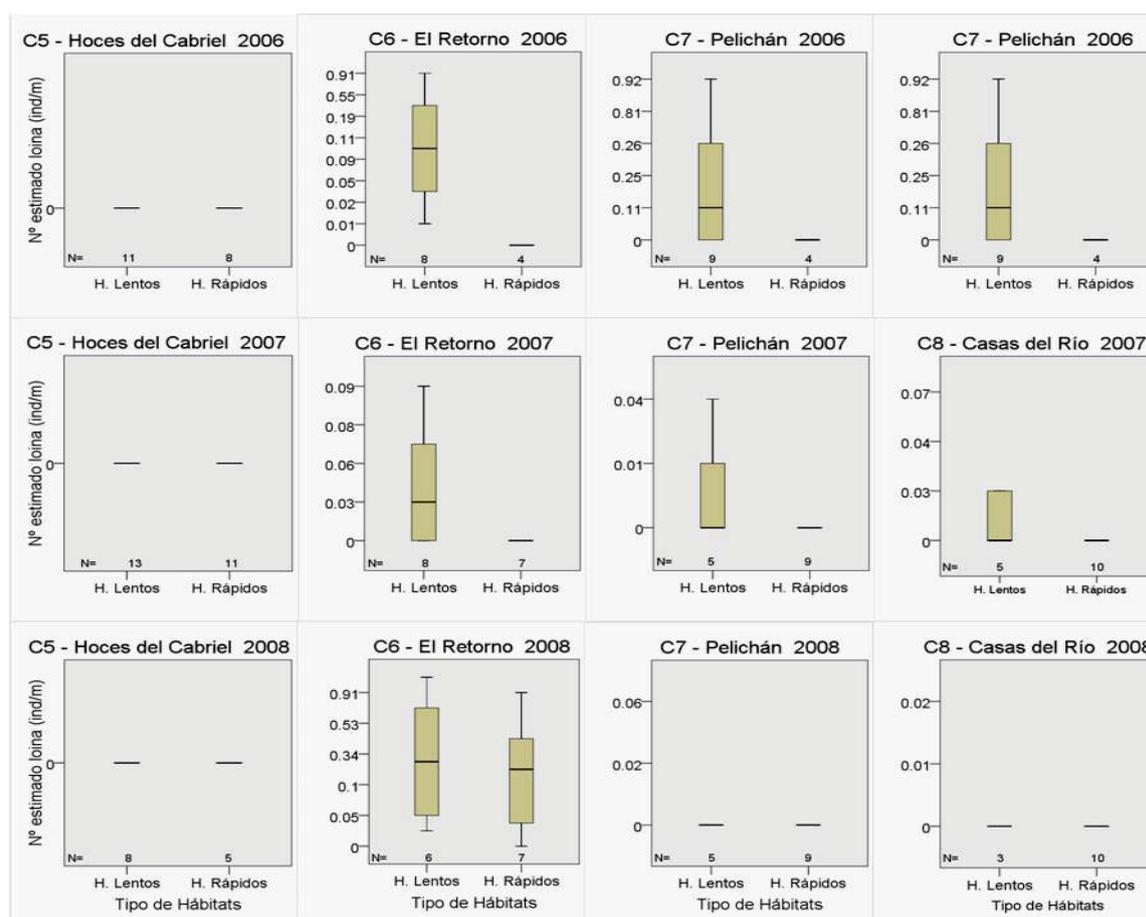


Figura 26. Comparación entre las abundancias estimadas de madrilla (ind/m) en UHM lentas y rápidas de tramos agua abajo del embalse de Contreras, río Cabriel. La “caja” abarca el *rango intercuartil* (entre percentiles 25% y 75%), y los “bigotes” abarcan hasta 1’5 veces el rango intercuartil hacia los lados de la caja. La escala del número estimado de madrillas es diferente para cada tramo y año.

No se encontraron diferencias relevantes en la abundancia de madrilla del Júcar entre los tramos de aguas arriba y los de aguas abajo del embalse de Contreras (M-W $p > 0.05$) cuando se realizó el test con los datos totales en cada zona (es decir, todos los tipos de unidades hidromorfológicas juntos). Sin embargo, debido a las marcadas diferencias entre las UHM, era necesario hacer los análisis por separado; así pues, al comparar la abundancia de peces entre las dos zonas en cada tipo de UHM se encontraron diferencias en las pozas (N = 172, M-W $p < 0.05$), las corrientes (N = 185, M-W $p < 0.01$) y los rápidos (N = 60, M-W $p < 0.05$). Debido al pequeño número de runs (N=15) y tablas (N=18) los resultados del test de Mann-Whitney no se mostraron fidedignos. La abundancia estimada fue mayor para las pozas y las corrientes aguas arriba que en los tramos aguas abajo del embalse; Aunque lo mismo ocurrió

con los rápidos se debe analizar con mayor precaución ya que esta mayor abundancia estimada solo se correspondió a un rápido del tramo C4 en el año 2006.

Las diferencias relevantes en la abundancia de peces y la mayor variabilidad de datos en los tramos regulados, respecto a los tramos no regulados, hicieron que se utilizase solamente los datos de los tramos regulados para el cálculo del modelo multivariado de idoneidad del hábitat. Los datos de los tramos de aguas arriba (C1 a C4) no fueron utilizados porque indicaban características pertinentes para la selección de hábitat por los peces muy diferentes en estos tramos respecto a las de los tramos regulados. Además, el objetivo del análisis fue aplicar la simulación del hábitat físico en segmentos regulados del río Cabriel.

Revisión de la distribución de la Madrilla del Júcar

Contrastando los datos históricos con los actuales se observa una drástica reducción en la distribución de la madrilla del Júcar (figura 27) como ya constatado por Doadrio (2003). La población se divide actualmente en dos núcleos en el río Cabriel separados por el embalse de Contreras, otro en el río Magro y otro en el río Micenas en la provincia de Valencia. Asimismo, en la parte alta del río Júcar se capturaron 3 individuos en 2006, 1 en 2007 y 2008. Estos pocos ejemplares capturados no indican el verdadero estado de la población en el río Júcar ya que no son números significativos.

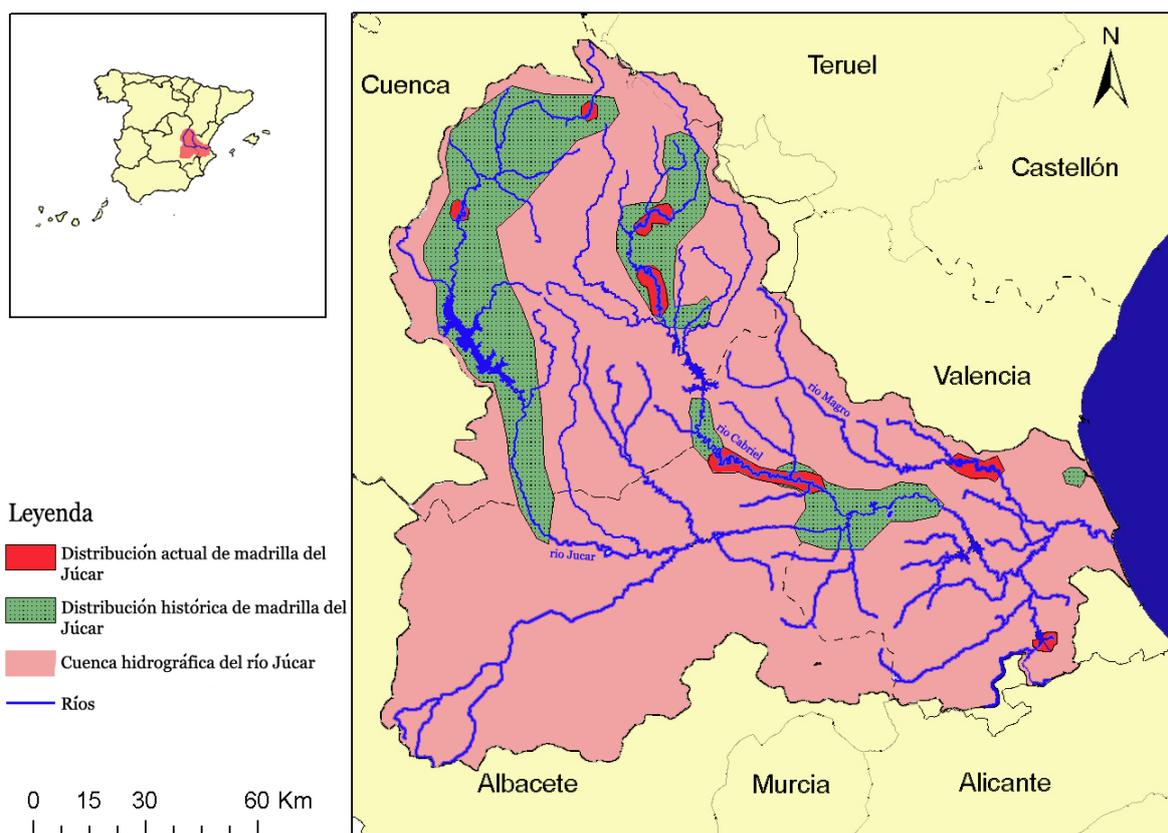


Figura 27. Distribución histórica y actual de la Madrilla del Júcar en la cuenca hidrográfica del río Júcar.

Los conteos del río Cabriel han mostrado oscilaciones fuertes de la población de madrilla, que pueden estar relacionadas con sus movimientos migratorios. Para amortiguar estas diferencias, y presentar un análisis más robusto, se sumaron las CPUE estimadas de tramos cercanos o conectados entre sí, separando las zonas aguas arriba del azud de Cristinas, aguas abajo de este, y en dos partes aguas abajo de Contreras (zona alta y baja) (Tabla 11). Considerando los valores totales en tramo alto y bajo, los resultados indicaron claramente que, a lo largo de todo el periodo de estudio, las densidades de madrilla son significativamente más altas en el tramo aguas arriba de Contreras, respecto al tramo regulado aguas abajo de la presa.

También se observó que solo hay una tendencia temporal aparente en dos zonas. En el tramo más alto en que no hay la boga del Tajo, tramos C1 y C2, parece haber un aumento progresivo, que podría deberse a una recuperación de la especie tras temporadas de fuerte sequía.

En la zona más baja del Cabriel, tramos C7 y C8, se observó un descenso brusco, mientras que en C5 y C6 hubo un fuerte ascenso en 2008; este hecho podría deberse a que los muestreos se realizaron en una época muy sensible, en que tienen lugar los movimientos migratorios de la madrilla. Así, en 2006 se detectaron gran número de madrillas en C8, y muy pocas en el resto del río. En 2008 se detectaron muchas en C6, las cuales aparentemente estaban listas para frezar (por su comportamiento y el tamaño de su barriga), mientras que apenas se contaron madrillas en otros puntos. En 2007 no ocurrió esto en ninguno de los tramos bajo Contreras.

Tabla 11. Suma de la CPUE estimada (nº ind. estimados/metro de río) por pares de tramos. Los tramos altos se han agrupado por la presencia del azud de Cristinas. Los tramos bajos se han agrupado por pares, zona alta y zona baja, para amortiguar el efecto de los movimientos migratorios.

CPUE est Madrilla (ind/m)	2006	2007	2008
C1+C2	0.15	0.19	0.60
C3+C4	0.52	1.43	0.21
<i>Tramo Alto</i>	<i>0.67</i>	<i>1.62</i>	<i>0.81</i>
C5+C6	0.12	0.03	0.34
C7+C8	0.31	0.01	0.01
<i>Tramo Bajo</i>	<i>0.43</i>	<i>0.04</i>	<i>0.35</i>

En resumen, los muestreos pueden haber detectado los mismos núcleos poblacionales que se movilizan en primavera, pero no puede descartarse que las oscilaciones mostradas respondan a una inestabilidad poblacional importante. La oscilación del número de madrillas en los tramos bajos del río Cabriel también se refleja en los datos de pesca eléctrica de la Consellería representados en la Tabla 12; dicha oscilaciones abarcan desde 2006 hasta 2012.

Tabla 12. CPUE (nº ind./m) en los muestreos de la Consellería (solo Comunidad Valenciana) en el río Cabriel desde 2006 hasta 2012.

Cabriel	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
CPUE Madrilla (ind/m)	0.180	0.120	0.140	0.400	0.330	0.360	0.080

Modelos Multivariados de idoneidad del hábitat para la madrilla del Júcar

En las 273 UHM de los tramos no regulados se estimaron un total de 1597 alevines y 1051 adultos de madrilla del Júcar, mientras que, en las 177 unidades de los tramos regulados, se estimaron 226 alevines y 414 adultos. Solamente se utilizaron los datos de los tramos regulados en los modelos, como se ha indicado anteriormente.

Antes de calcular el GAM con el conjunto de datos multivariados (N = 177) se observó que la profundidad máxima y la profundidad media estaban directamente correlacionados ($p < 0.05$) e inversamente correlacionadas con la velocidad media ($p < 0.05$). Para evitar la colinealidad, estas tres variables se incluyeron por separado en las diversas pruebas de modelos hasta encontrarse el modelo mejor calibrado. Las nueve variables analizadas fueron ordenadas de acuerdo con su relevancia para la abundancia de madrilla del Júcar (Tabla 13). Ambos procesos de selección de variables (hacia adelante y hacia atrás) indicaron que el modelo con mejor desempeño y sin colinealidad era el que incluía profundidad media, índice de sustrato, caudal, anchura media, porcentaje de longitudes con cornisas sumergidas y área de backwaters. Los valores del R^2 ajustado (%) fueron iguales a 69.4 (alevines) y a 72.4 (adultos), y los valores del AIC fueron de 394.7 y 959.3 para alevines y adultos respectivamente. Todas las variables mostraron resultados significativos en la prueba de cociente F ($p < 0.05$).

Tabla 13. Correlaciones de Spearman (Rho) entre las variables utilizadas en los GAM y el número estimado de madrilla del Júcar adulto (Rho-adulto) y alevín (Rho-Alevín) por unidades hidromorfológicas (** $p < 0.05$; * $p < 0.01$).

Variables	Rho -Adulto	Variables	Rho - Alevín
Profundidad media	.428**	Profundidad media	.418**
Profundidad máxima	.419**	Profundidad máxima	.415**
Velocidad media	-.364**	Velocidad media	-.368**
Cornisas	.354**	Índice de sustrato	.275**
Índice de sustrato	.309**	Cornisas	.271**
Área remanso vegetación	.216**	Área remanso vegetación	.192*
Caudal	.103	Caudal	.167*
Anchura media	-.095	Anchura media	-.049
Backwaters	-.032	Backwaters	.006

Las figuras 28 y 29 ilustran cómo la abundancia de la madrilla del Júcar varía con las seis variables seleccionadas en los mejores modelos. La profundidad media es la única variable en la que las curvas de los alevines y adultos no muestran un máximo claro dentro de las condiciones del hábitat estudiadas, sino que registran un incremento continuo. Esta variable es la más relevante y con mayor correlación positiva con la abundancia de la madrilla del Júcar,

seguida por la profundidad máxima (Tabla 13). La abundancia de madrillas adultas fue mayor para los valores intermedios de la anchura media (entre los 15 y 20 m). Sin embargo, no se observaron valores óptimos de esta variable para los alevines. El índice de sustrato mostró una fuerte relación con la abundancia de madrillas (Tabla 13) y las curvas indican el mismo valor óptimo (aproximadamente 5, grava) para alevines y adultos. Esta correlación positiva indica que las mejores UHM son aquellas con sustratos de tamaño medio o grande. El caudal se correlacionó con la abundancia dependiendo del tamaño de los peces: mientras que los caudales medios alrededor de $4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ representan el óptimo para los adultos, los valores alrededor a $5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ constituyen el óptimo para los individuos alevines. El área de backwaters presentó un rango óptimo igual para alevines y adultos (entre 15 y 20 m^2). Las cornisas exhibieron correlación positiva con la abundancia de la madrilla del Júcar, con un valor máximo entre 60 y 80% de la longitud del hábitat.

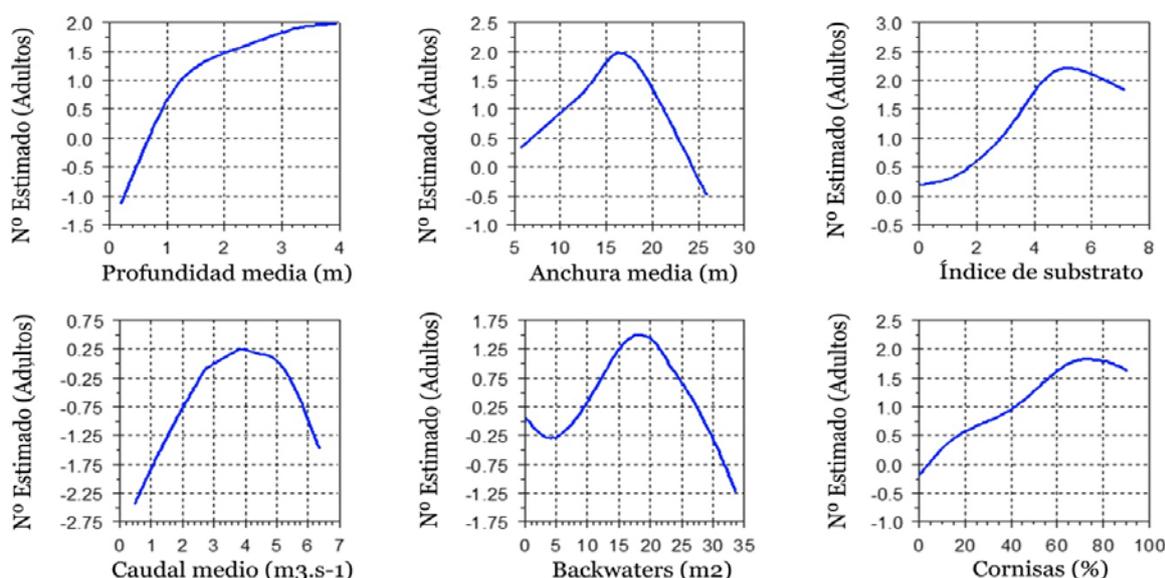


Figura 28. Curvas de efectos parciales de la abundancia de individuos adultos de la madrilla del Júcar en función a la profundidad media (en metros), anchura media (en metros), índice de sustrato, caudal (en $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), backwaters y cornisas (en porcentaje), obtenidas con un ajuste “spline” (grados de libertad = 3) para el modelo aditivo generalizado (GAM).

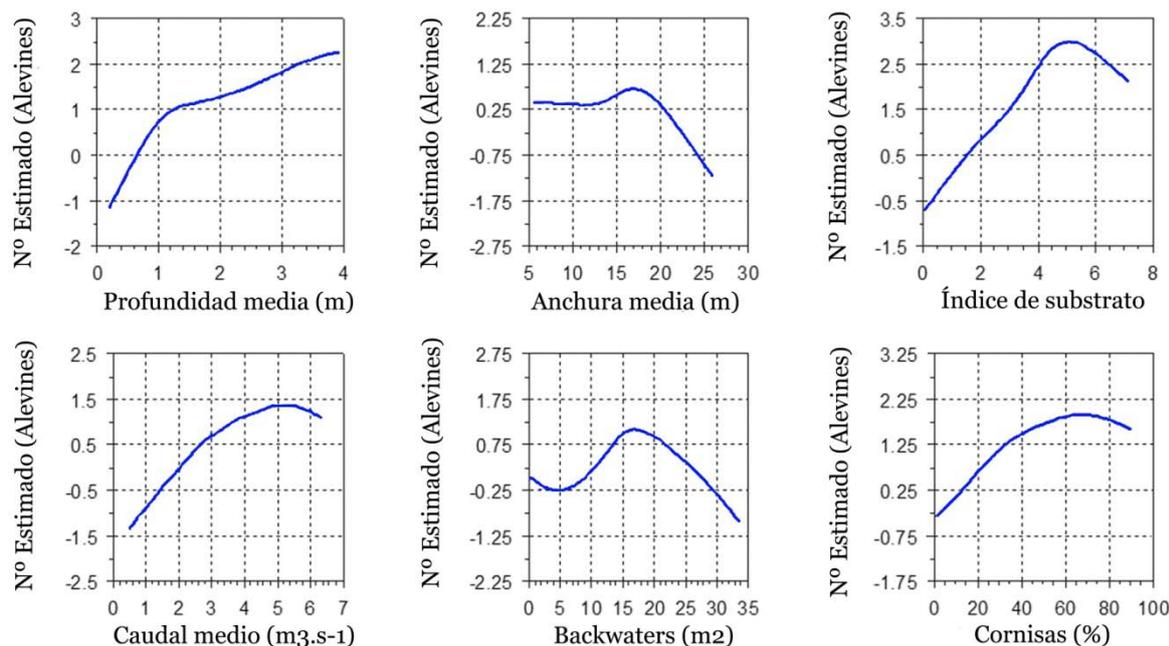


Figura 29. Curvas de efectos parciales de la abundancia de individuos alevines de la madrilla del Júcar en función a la profundidad media (en metros), anchura media (en metros), índice de sustrato, caudal (en $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), backwaters y cornisas (en porcentaje), obtenidas con un ajuste “spline” (grados de libertad = 3) para el modelo aditivo generalizado (GAM).

Las curvas del indicador de hábitat, PNH (“potential nase habitat”) para la madrilla del Júcar (indicador de la abundancia) se generaron por separado para alevines, adultos y para la suma de ambos. Como se puede observar en la figura 30 el valor del caudal ecológico mínimo (perceptible en el cambio en la pendiente de la curva) fue de $3.5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Con este caudal el río alcanza una conectividad con 3.5 m de anchura total de paso, lo que representa aproximadamente un 50% del valor óptimo de la anchura de paso, que se consideró un valor aceptable para la conectividad, pues supone un porcentaje relevante de la anchura del río en la sección transversal más crítica (reducida) para el paso de peces.

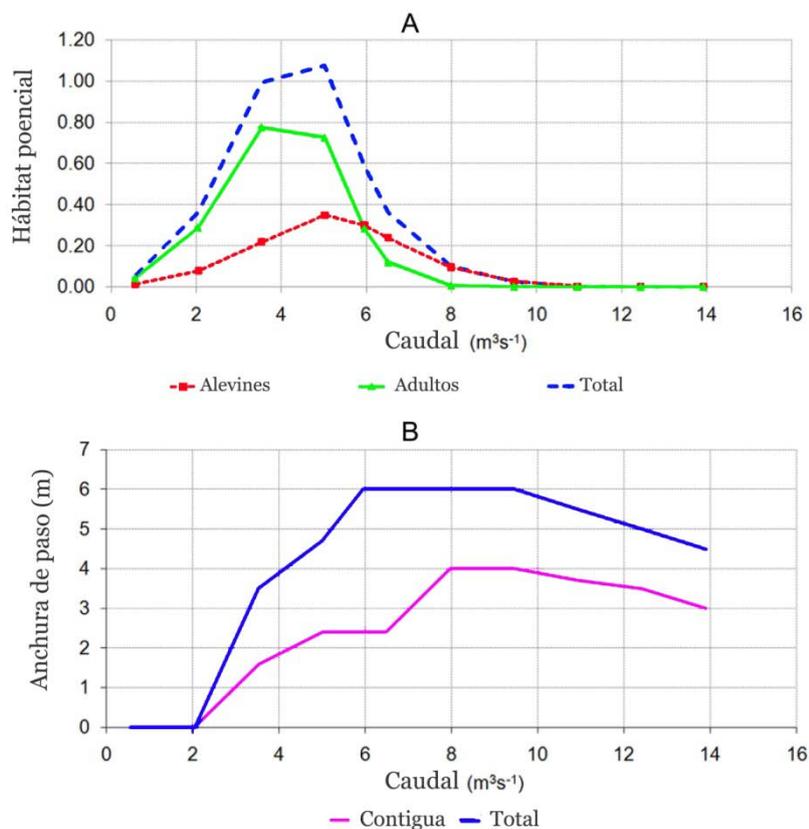


Figura 30. A) Valores estimados del Hábitat Potencial (PNH) para la madrilla del Júcar (alevines y adultos), aguas abajo de la presa de Contreras. B) Curvas de la anchura de paso respecto al caudal (total, o solo el segmento contiguo limitante –contigua–). Los caudales medios del río medidos en las tres campañas de campo fueron 0.577, 5.957 y 13.93 m³·s⁻¹. La anchura de paso contigua se definió como la longitud mínima de la superficie del agua a lo largo del transecto donde la profundidad es mayor que 0.25 m y la de velocidad media menor que 1.25 m·s⁻¹. La anchura de paso total fue la suma de las longitudes de las zonas separadas en la sección transversal que cumplen esta condición para el paso (en el transecto con valor mínimo).

Simulación del hábitat físico y evaluación de los regímenes de caudal

En la figura 31 se observa el régimen de caudal actual aguas abajo de la presa y el régimen natural, registrándose una diferencia relevante en la estacionalidad del caudal. Las diferencias en la magnitud media pueden estar relacionadas con el tipo de año hidrológico, ya que, mientras 1971-72 fue un año húmedo, la última década (2000-2009) no fue así. El caudal medio mensual más elevado en el régimen actual se produjo en el verano (julio), mientras que en el régimen natural se produjo en febrero.

Las diferencias entre el régimen ecológico y el régimen de caudales operacional en el C5 también se observan en la figura 31. Mientras que el primero imita parcialmente la estacionalidad natural (en los meses de mayores caudales naturales) con un máximo en

febrero, en el segundo se alcanza el máximo en abril (coincidiendo con el inicio de transporte de agua para regadíos) y disminuye hasta septiembre, en el cual se baja al caudal mínimo. Estos dos regímenes de caudal requieren una cantidad total de agua equivalente a la disponible en el régimen actual (caudal medio anual de $4.28 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). El caudal mínimo estimado en el régimen actual de la última década fue de $0.593 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ que es considerablemente menor que el caudal ecológico estimado por este estudio. Además, las curvas de conectividad (contigua y total) (figura 30) indican una falta de conectividad a $0.593 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ para los peces en el tramo de estudio.

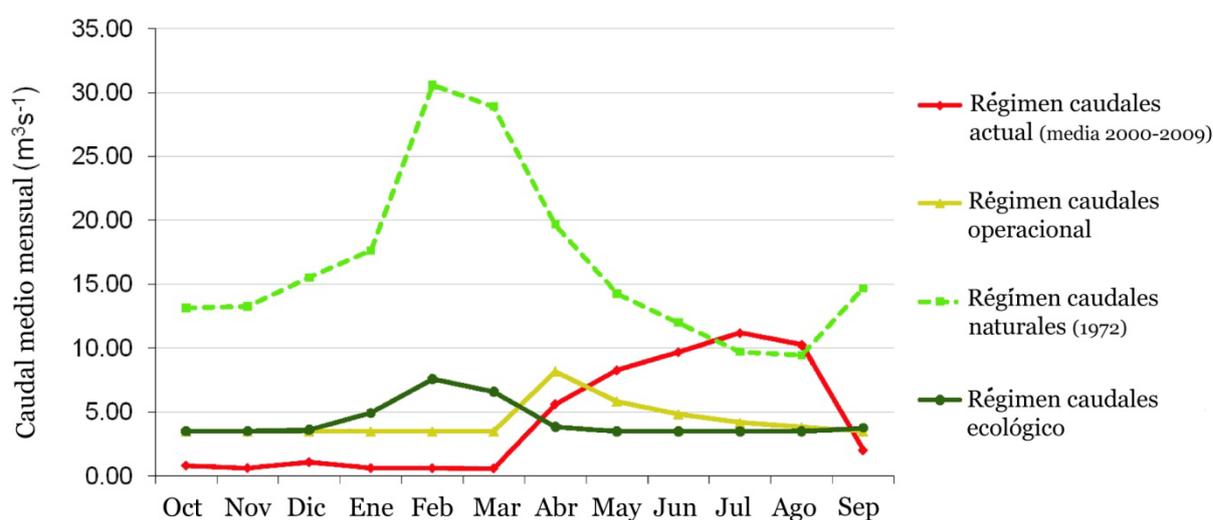


Figura 31. Regímenes de caudales medios mensuales evaluados en el tramo C5, aguas abajo de la presa de Contreras del río Cabriel. Se representan los regímenes actual (valores medios de los últimos 10 años), el operacional, el natural (1971-1972) y el ecológico.

En la figura 32 se observan las diferencias en el hábitat potencial (PNH) de los dos escenarios de regímenes de caudales propuestos, separando el análisis para los individuos alevines y adultos de madrilla del Júcar. El PNH medio para el régimen ecológico (PNH = 0.65 para adultos y 0.23 para alevines) y para el régimen operacional (PNH = 0.66 para los adultos y 0.23 para los alevines) fue notablemente mayor que el PNH medio del régimen de caudales actual (PNH = 0.09 para adultos y 0.05 para alevines). El PNH de los individuos adultos en el régimen ecológico registra una reducción drástica del hábitat durante los caudales máximos de febrero, mientras que, durante el resto del año, se mantiene estable. Para los individuos alevines se observa la misma disminución aunque en menor escala (figura 32A). En el régimen operacional la disminución del hábitat se observó 2 meses más tarde, con el caudal

máximo de abril, siendo este un mes crítico para la reproducción de la madrilla del Júcar (figura 32B).

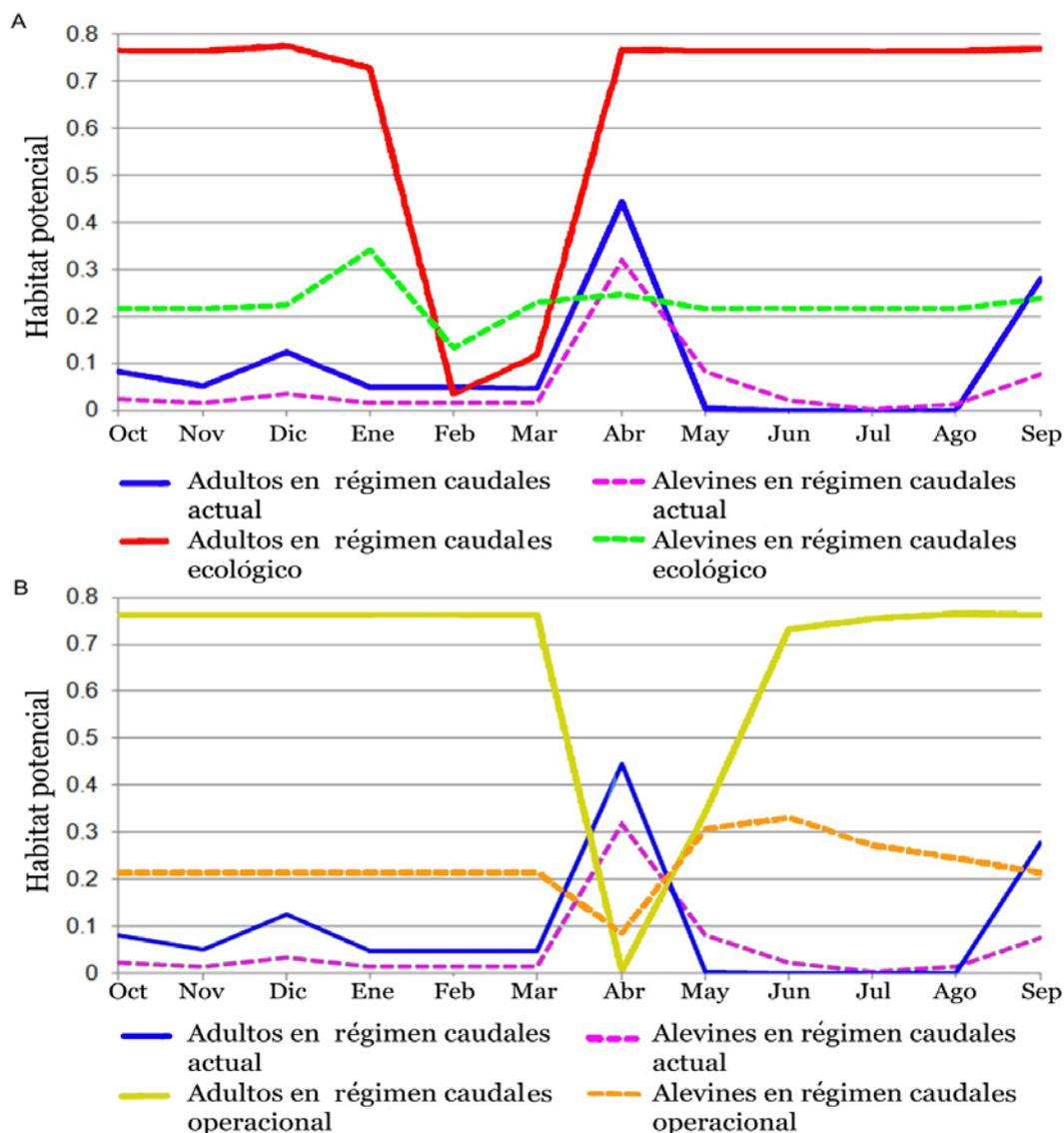


Figura 32. Estimación del hábitat potencial para la madrilla del Júcar alevín y adulta (PNH- medias mensuales) en el tramo C5, aguas abajo de la presa de Contreras en el río Cabriel. Se incluye la estimativa del PNH bajo el régimen regulado de caudales actual (2000-2009). A) PNH para el régimen ecológico; B) PNH para el régimen operacional.

El último análisis fue diseñado para determinar la posible aplicabilidad de estos resultados de C5 a otros sitios regulados. Las comparaciones por parejas de tramos entre C5 y cada uno de los otros tres tramos no revelaron diferencias significativas en sus profundidades medias. El resultado fue igual para la anchura media entre C5 y C6/C7. Sin embargo, se encontraron diferencias significativas entre C5 y C8 ($p < 0.01$).

DISCUSIÓN

Análisis del hábitat por unidades hidromorfológicas

La comparación del hábitat basada en las unidades hidromorfológicas (UHM) indicó que las diferencias entre los tramos regulados de aguas abajo del embalse de Contreras fueron menores que aquellas encontradas entre los tramos no regulados de aguas arriba del embalse. La variabilidad del hábitat en los tramos C6, C7 y C8 fue menor respecto a la de los otros tramos, lo que podría relacionarse con las reglas operativas del embalse de Contreras y los caudales estables resultantes. Esta homogeneización de los hábitats puede relacionarse con la regulación del caudal, ya que reduce la diversidad de hábitats en el espacio y en el tiempo, como se ha observado desde hace varias décadas en otros ríos de España (García de Jalón, 1987; Martínez-Capel *et al.*, 2010).

En el tramo C5, con características del hábitat similares a los otros tramos regulados, la madrilla del Júcar debería, teóricamente, encontrar buenos hábitats en los que vivir. Sin embargo, su abundancia fue muy baja o nula en este tramo. Es posible que otras variables no evaluadas en este estudio también sean relevantes para determinar la abundancia y distribución de esta especie en peligro de extinción. Una de esas variables es la temperatura del agua que, según Olivares (2008), juega un papel clave en el mantenimiento de los ecosistemas fluviales ya que afecta a los organismos acuáticos y a los procesos físico-químicos que determinan la calidad del hábitat físico. Por esta razón la temperatura del agua debería ser incluida en las simulaciones físicas del hábitat y en los estudios de caudales ecológicos (Jowett, 1997; Bovee *et al.*, 1998), especialmente cuando la producción de energía hidroeléctrica produce fuertes oscilaciones térmicas (Toffolon *et al.*, 2010). La regulación del caudal en el embalse de Contreras utilizado para la producción de energía hidroeléctrica y para el riego podría determinar la distribución de la madrilla del Júcar mediante la alteración de la temperatura del agua. Aunque el análisis de los efectos específicos de la producción hidroeléctrica y de la temperatura en las poblaciones de madrilla del Júcar no era el principal objetivo de este estudio, ésta es una de las líneas de investigación adicionales derivada de los presentes análisis.

Por otro lado, la disponibilidad del hábitat está bien representada en este estudio debido al amplio rango de valores de velocidad media, profundidad y anchura de las unidades hidromorfológicas que se midieron. Asimismo, el modelo fue desarrollado para condiciones de caudal base. El tamaño de la muestra, tanto para las unidades hidromorfológicas

registradas como para el número de peces contados y estimados, representa uno de los elementos fuertes del estudio y el enfoque en la escala mesohábitat permite el muestreo de largos segmentos de los ríos un período razonable de tiempo.

Comunidad piscícola

Los datos indican que la madrilla del Júcar está confinada a pequeñas poblaciones en los ríos Cabriel, Magro y Micena de la cuenca del río Júcar, aunque puede haber individuos aislados en los tramos más altos del río Júcar. De hecho, la especie sólo se encuentra en 28 de los 180 tramos de muestreo objeto de este estudio, ampliamente distribuidos en la cuenca del río Júcar.

La población de madrilla, aguas arriba del embalse de Contreras, puede sufrir oscilaciones importantes, que pueden relacionarse principalmente con las condiciones de caudal (que pueden afectar al éxito del reclutamiento) y con su competencia con la boga del Tajo. Aguas abajo del embalse de Contreras, la población también muestra oscilaciones temporales importantes, y se concentra en grandes núcleos en época de freza, siendo escasa o ausente fuera de dichos núcleos. Por ello, la población es muy sensible a cualquier alteración del medio, ya sea vertidos, construcción de obstáculos, etc., que potencialmente, en un momento concreto, podrían dañar a una proporción muy importante de la población actual bajo el embalse.

Las especies exóticas son a menudo identificadas como un factor importante que contribuye a la degradación de la estructura y funcionamiento del ecosistema (Vitousek *et al.*, 1996; McKinney y Lockwood 1999; Rahel 2000, 2002). Estas especies pueden afectar a las especies autóctonas al competir por los recursos, depredando la fauna nativa, transfiriendo patógenos o alterando significativamente el hábitat (Elvira y Almodóvar, 2001). Algunos autores (Vermeij 1996; Williamson y Fitter 1996) han sugerido que la extinción local debido a introducciones de especies exóticas es relativamente poco frecuente. Sin embargo, otros autores (Kaufman 1992; Moyle y Luz 1996a) sugieren que, en sistemas dulceacuícolas, las extinciones locales que se producen se deben principalmente a la introducción de especies no autóctonas. Las correlaciones negativas encontradas entre la madrilla del Júcar y la perca-sol (*Lepomis gibbosus*) y el alburno (*Alburnus alburnus*) apoyan esta última teoría. Sorprendentemente, se encontró una correlación positiva y significativa entre la madrilla del Júcar y la boga del Tajo (*Pseudochondrostoma polylepis*). Se esperaba una correlación negativa entre estas dos especies ya que la boga del Tajo es apuntada como una de las razones de la disminución de la

población de la madrilla del Júcar (Elvira, 1995). Sin embargo esta correlación se puede deber sencillamente a que la abundante presencia de estas dos especies en el tramo se deba a que este tenga mucha productividad primaria y mucho alimento como acontece con otras especies de peces (Downing *et al.*, 1990). Las correlaciones positivas más significativas de la madrilla del Júcar se encontraron con especies autóctonas como el cacho ibérico (*Squalius valentinus*), el barbo mediterráneo (*Barbus guiraonis*), el gobio (*Gobio gobio*) y la trucha común (*Salmo trutta*). Esta relación positiva con diversas especies podría relacionarse con factores ambientales que regulan las abundancias de todas las poblaciones de ciprínidos o a toda la comunidad piscícola, como la luz, temperatura y productividad del medio acuático. El hecho de que se hayan encontrado más especies exóticas que nativas en el río Júcar y que la presencia de la madrilla del Júcar en este río es casi nula viene también reforzar la teoría que las especies exóticas son una causa muy importante de la extinción local de las especies locales (Hermoso *et al.*, 2011), aunque en la cuenca del Júcar hay estudios que indican que el hábitat es probablemente la causa primaria de la expansión de las especies exóticas (Olaya Marín *et al.*, 2012). En los restantes ríos, otros factores podrán ser también la causa del descenso registrado.

Otros factores que pueden afectar a la abundancia y al uso del hábitat por la madrilla del Júcar son la disponibilidad del hábitat y del alimento, la luz, la turbidez del agua y las interacciones entre las diferentes especies piscícolas (Vondracek *et al.*, 1992; Grossman y Sostoa De, 1994a, b; Santos *et al.*, 2004). Aunque las interacciones entre las especies piscícolas no fueron objeto principal de este estudio, es un factor que debe recibir un análisis más detallado y que podría estar basado en los recuentos por buceo realizados durante esta investigación. Resulta importante tener en cuenta que en este estudio el buceo se realizó en condiciones óptimas de turbidez, luz y en segmentos de orden 2 o 3 (según la codificación de Strahler) aguas arriba del embalse, o de orden 4 en las aguas debajo del embalse de Contreras en el río Cabriel. Estas condiciones de trabajo de campo se deben considerar en la comparación y/o aplicación de estos resultados en otros arroyos o ríos dentro de la distribución geográfica de la especie objetivo. Otro factor importante en la distribución de las especies piscícolas es el tipo de UHM (Gosselin *et al.*, 2010). La madrilla del Júcar tiende a seleccionar UHM con velocidades de agua relativamente bajas y con mucho refugio (pozas y corrientes con grandes áreas de refugio). Se puede proponer que la madrilla del Júcar tiende a seleccionar hábitats lentos, aunque se las puede encontrar en hábitats rápidos como las corrientes. Sin embargo, las madrillas del Júcar que fueron registradas en las corrientes, fueron encontradas en las

zonas lentas de las mismas (Costa, observación personal), por lo que hay que añadir las condiciones del microhábitat al análisis de la selección del hábitat por parte de la madrilla del Júcar.

Los cálculos efectuados de las constantes del modelo de Von Bertalanffy deben ser visualizados como una primera aproximación al estudio de la dinámica poblacional de la madrilla del Júcar ya que hace falta un plan de muestreos dedicados enteramente a este tipo de estudios, algo que no fue posible en la actualidad. El reclutamiento es el número de peces jóvenes o alevines de edad 1+ o 0+, que entran en una población cada año. Es uno de los principales factores controladores de la dinámica de las poblaciones de peces (FAO, 1971). Para que dichas poblaciones se automantengan, el reclutamiento tiene que ser relativamente elevado. De los datos actuales se induce que el nivel de reclutamiento de la madrilla del Júcar es bajo, aunque para un análisis más detallado hacen falta una mayor cantidad de datos. En este estudio no fue posible obtener esta mayor cantidad de datos ya que el muestreo por pesca eléctrica supone mayores costes y esta es una especie en peligro de extinción, lo que demanda un gran cuidado en la captura y manipulación de los individuos.

Modelo multivariado de la idoneidad del hábitat para la madrilla del Júcar

Las variables integradas en los modelos de idoneidad resultaron ser buenos predictores del hábitat para la madrilla del Júcar. En consecuencia, las curvas observadas (efectos parciales del GAM) se pueden utilizar en la interpretación de los resultados del modelo. Con ellas se pueden determinar cuáles son las características críticas del hábitat que deben ser mejoradas o controladas bajo los diferentes escenarios de caudales ecológicos y de gestión del agua para la conservación de la especie. Este estudio, a escala del mesohábitat o de unidades hidromorfológicas, proporcionó algunos resultados comparables a otros estudios que se realizaron en la escala microhábitat. Por ejemplo, entre las variables relevantes de los modelos aditivos generalizados (GAM), la profundidad se considera una variable clave en la selección del microhábitat de otras especies del grupo taxonómico *Chondrostoma* (Rincón *et al.*, 1992; Grossman y De Sostoa 1994a, b; Martínez-Capel *et al.*, 2009). En UHM con aguas más profundas (por lo tanto con menor velocidad de caudal) la abundancia de madrilla del Júcar aumenta. La selección de los hábitats de aguas profundas (es decir, pozas) sugiere una capacidad de natación relativamente baja de la madrilla del Júcar en relación a otros ciprínidos (Costa, observación personal). La selección de estos hábitats también puede estar relacionada con la vegetación emergente que proporciona una cierta protección en áreas de

aguas profundas y lentas, especialmente en los márgenes de la unidad hidromorfológica, respecto a secciones de aguas más someras y rápidas. También es posible que estos hábitats sean escogidos por proporcionar una mayor disponibilidad de alimento y la protección contra los depredadores (Martínez -Capel *et al.*, 2009).

Otro resultado interesante es la relación entre el sustrato y la abundancia de peces. A la escala de microhábitat, el sustrato más fino está relacionado con aguas más lentas y con el refugio (frecuentemente localizado en los márgenes de los ríos y en áreas con vegetación), mientras que a mesoescala, los modelos GAM indican que la abundancia aumenta en el sustrato medio-grueso, como se ha descrito para otras especies de peces (Santos *et al.*, 2004; Gosselin *et al.*, 2010). La madrilla del Júcar se alimenta principalmente mediante el raspado del perifiton, por lo que los sustratos de tamaño mediano y grueso son adecuados para la alimentación. Las cornisas también tienen un efecto positivo sobre la abundancia, pudiendo tener un papel importante como refugio.

Aplicación experimental del MMIH en la evaluación de los regímenes de caudales

La aplicación potencial del modelo fue ensayada en este estudio mediante la comparación de escenarios actuales y simulados de gestión del agua. El régimen regulado de caudales actual parece aportar muy poca calidad y cantidad de hábitat para la madrilla del Júcar, debido a que el caudal mínimo no permite una buena conectividad fluvial y las sueltas de agua del embalse de Contreras alcanzan un máximo entre abril y septiembre. Mientras que en el régimen natural el caudal es máximo en febrero y mínimo durante el verano, en el régimen regulado actual el máximo se produce durante y después de la época de reproducción de la especie. Este último escenario podría tener efectos negativos sobre la especie, como el arrastre de los huevos y de los alevines de madrilla y consecuente reducción en el reclutamiento de la especie (Humphries y Lake, 2000), así como una reducción de la superficie de remanso (de gran importancia para los alevines). El régimen regulado también puede producir una disminución de la temperatura durante el período de cría que, a su vez, puede influir en el crecimiento de los peces (Cowx *et al.*, 1989; Harby *et al.*, 2009). Estos posibles efectos negativos indican que los regímenes de caudales ecológicos alternativos deberían considerarse en la gestión del agua con el fin de mejorar las poblaciones de la madrilla del Júcar, acompañándose del seguimiento biológico pertinente para una gestión adaptativa.

Un factor que afecta a la aplicabilidad del modelo multivariado es el rango de caudales registrados durante el estudio (0,46 a 6,34 m³·s⁻¹) en los tramos regulados. Los caudales medios mensuales en los regímenes propuestos (el régimen ecológico y el régimen operacional) son superiores a 7 m³·s⁻¹ sólo durante 1 mes, por lo que las condiciones del hábitat con las cuales se desarrolló el modelo multivariado representan la mayor parte del tiempo en estos regímenes. Otra posible limitación de la aplicabilidad de los modelos es que fueron desarrollados utilizando datos del tramo regulado donde el hábitat acuático puede estar influenciado por las normas de operación del embalse de Contreras. No se pudo estimar la inexactitud potencial del modelo debido a la regulación de los caudales, porque no hay un río en estado natural en la cuenca del río Júcar con las características físicas de estos tramos regulados y con la presencia de madrilla del Júcar.

La comparación de los regímenes de caudales indicó que, en la mayor parte del tiempo, la idoneidad del hábitat para la madrilla del Júcar (es decir, el hábitat potencial para los adultos y alevines) fue de aproximadamente siete veces mayor en los dos escenarios de regímenes propuestos (ecológico y operacional) que en el régimen de caudal regulado actual. Como media, el hábitat potencial fue muy similar entre los dos regímenes propuestos aunque en la variación mensual no se haya verificado lo mismo. En el régimen de caudales ecológico, el hábitat potencial para los individuos alevines y adultos de madrilla del Júcar mostró una rápida disminución durante el mes de caudal máximo (febrero), pero este es el mes cuya simulación presenta una mayor incertidumbre, por las razones antes comentadas. Las curvas derivadas de los modelos adictivos generalizados (GAM, figuras 28 y 29) indican que esta reducción está relacionada con caudales elevados (> 7 m³·s⁻¹) y sus respectivas velocidades altas, lo que puede resultar en una disponibilidad baja de los hábitats (por ejemplo, los de las áreas de remanso). Esta reducción drástica del hábitat no significa que la densidad de la madrilla disminuye drásticamente en un mes, sino que más bien debe considerarse una limitación de este enfoque metodológico. Así, el hábitat potencial debe considerarse como un indicador de la idoneidad del hábitat y no como una medida potencial de la abundancia de peces. Los modelos de idoneidad del hábitat indican una calidad baja del hábitat potencial en los caudales más elevados, aunque estos tienen un efecto positivo muy importante de "limpieza" del sustrato del río (Naesje *et al.*, 1995; Wesche *et al.*, 1987). Las interrelaciones entre eventos de caudal alto y funciones ecológicas y sus beneficios para el hombre se han documentado ampliamente en estudios relacionados con caudales ecológicos (Dyson *et al.*, 2008; IWMI, 2009).

Aunque el régimen operacional propuesto cumple la recomendación básica del caudal ecológico mínimo, tiene algunas de las mismas desventajas que el régimen regulado actual, como son los caudales elevados registrados en la temporada de desove de la madrilla (abril) y el hábitat potencial mínimo tanto para los individuos alevines como para los adultos. En este régimen, el arrastre de los nidos y huevos y la resultante reducción en el reclutamiento podrían contribuir para la degradación de la población de la madrilla del Júcar. Esta comparación indica que el régimen de caudales ecológico propuesto con un diseño cuasi-natural se presenta como una mejor alternativa al otro régimen de caudales propuesto que tiene en cuenta las reglas operativas del embalse de Contreras, pero con un régimen anual inverso al natural.

Aunque los GAM demostraron ser adecuados para cumplir los objetivos de este estudio, los resultados concretos de simulación se refieren solamente a un caso experimental (tramo C5). Para evaluar la aplicabilidad de los resultados a los restantes tramos regulados de aguas abajo del embalse se realizaron comparaciones por pares entre estos y C5. Los resultados indicaron una gran similitud entre los tramos cuando C6, C7 y C8 se consideraron conjuntamente frente a C5. Este resultado está de acuerdo con la similitud observada en el análisis NMDS (escalamiento multidimensional no métrico). La morfología del río es un factor que potencialmente afecta a la aplicabilidad de los resultados a otros tramos regulados ya que el tramo C5 incluye un segmento con pendientes rocosas y sustrato duro que puede influir en las características hidráulicas en diferentes caudales. Las restricciones laterales pueden favorecer mayores velocidades cuando aumenta el caudal, reduciendo las zonas de remanso que son importantes para la madrilla del Júcar (figuras 28 y 29). Aunque la roca madre es muy abundante en el tramo C6, en los restantes tramos aguas abajo existe una profusa transformación agrícola de los márgenes del río Cabriel. Por esta razón, más estudios sobre las características morfológicas del río y sus condiciones hidráulicas en caudales cambiantes, en los restantes tramos regulados, permitirían una evaluación más exhaustiva de la aplicabilidad de los regímenes de caudales desarrollados en la presente memoria. El éxito de los GAM indica que estos podrían ser muy útiles para evaluar los hábitats piscícolas en otros ríos; los modelos de idoneidad del hábitat construidos se pueden utilizar para analizar relaciones no lineales entre la distribución de las especies y las variables ambientales ya que tienen en cuenta estas correlaciones (Ahmadi-Nedushan *et al.*, 2006; Jowett *et al.*, 2007).

CONCLUSIONES

Una alarmante disminución en la abundancia de las poblaciones de madrilla del Júcar se ha observado en los últimos 30 años en comparación a muestreos anteriores (Jiménez y Lacomba, 2002). Los resultados obtenidos son consistentes con trabajos anteriores (Blanco y González, 1992; Doadrio, 2001; Elvira y Almodóvar, 2008) que califican a esta especie como en "peligro de extinción". Duncan y Lockwood (2001) afirman que, dada la escasez de información sobre el estado de conservación de los taxones menos conocidos, como la madrilla del Júcar, la velocidad de extinción de especies es, probablemente, aún mayor que la sugerida por las listas rojas como la IUCN. Elvira (1995) justificó este descenso como consecuencia de la contaminación del agua, destrucción del hábitat, introducción de especies exóticas depredadoras y de la hibridación con la introducida boga del Tajo, *Pseudochondrostoma polylepis* (todavía no apoyada por estudios genéticos).

Las simulaciones indican la importancia de complementar los estudios de microhábitat y los estudios a mesoescala, ya que su combinación proporciona sinergias para futuras aplicaciones en la mejora y restauración del hábitat fluvial. Los estudios sobre los criterios de idoneidad de hábitat que tienen en cuenta las diferentes escalas espaciales son esenciales para la implementación de los regímenes de caudales ambientales en los ríos regulados y para la conservación de especies en peligro de extinción. El presente estudio indica que el uso de modelos a escala mesohábitat puede mejorar el conocimiento de las interacciones que se producen entre la fauna piscícola y las características del hábitat, complementando los estudios ecológicos a escala de microhábitat. Como algunos estudios han señalado, los modelos basados en diferentes escalas espaciales superan a los de una sola escala (Olden *et al.*, 2006) y esto sugiere líneas futuras de investigación y de desarrollo de modelos para la madrilla del Júcar y otras especies en peligro.

La escala mesohábitat proporciona la posibilidad de estratificar el hábitat acuático y la realización de muestreos amplios de grandes segmentos de los ríos, con un presupuesto moderado, donde los estudios ecológicos pueden ofrecer nuevas e interesantes perspectivas. Además, para evaluar los efectos de la regulación de los ríos en el marco actual de la gestión del agua en Europa, es fundamental aplicar un enfoque eco-hidromorfológico que integra la ecología (relaciones entre fauna y hábitat a micro y mesoescala), la hidrología y geomorfología fluvial (Vaughan *et al.*, 2009). La respuesta a la pregunta desafiante "¿Cuánta agua necesita un río?" (Richter *et al.* 1997) requiere una comprensión de las interacciones

directas e indirectas entre los caudales y los organismos vivos a través del tiempo y el espacio (Petts, 2009).

Los resultados indican que los modelos basados en UHM son herramientas útiles para la evaluación de los regímenes de caudales ecológicos. Los modelos presentados en este trabajo muestran la posibilidad de futuras evaluaciones basadas en nuevas alternativas en las reglas de gestión del agua. Por ejemplo, los modelos pueden ser utilizados para evaluar los regímenes de caudal bajo diferentes escenarios de disponibilidad de agua, como los años secos, normales o húmedos. El desarrollo de modelos de hábitat en los tramos no regulados del río Cabriel sería un complemento futuro importante para este estudio. Todos estos modelos pueden ser aplicados por los responsables administrativos para evaluar alternativas de gestión del agua o futuras licencias de derechos de agua.

Futuras líneas de investigación

Para futuros trabajos es importante completar y mejorar la información ecológica de la madrilla del Júcar. Para tal, es necesario proyectar un estudio donde se toquen diferentes áreas de la ecología de la especie: la edad, el crecimiento y la reproducción. Para las dos primeras vertientes se puede ejecutar un muestreo mensual continuado de uno o dos años de pesca eléctrica no extractiva registrando los datos pertinentes (longitudes, pesos, recogida de escamas y sexo). Esto permitiría hacer una estimativa más fiable de las constantes de crecimiento y, por consiguiente, establecer una mejor relación entre los rangos de longitudes y las clases de edad del presente estudio. Para el estudio de la reproducción sería importante hacer un estudio gonado-somático. Sin embargo, este estudio en si mismo está limitado por el hecho de que la madrilla del Júcar es una especie catalogada en extinción, por lo que requiere un permiso especial que no siempre es posible obtener ya que para pesar las gónadas se hace necesario la extracción y sacrificio de los individuos capturados.

El estudio de la viabilidad de las principales poblaciones es sin duda otra línea de investigación fundamental (análisis de viabilidad de poblaciones, tamaño poblacional mínimo viable), y es necesario para ello hacer conteos o capturas en distintas épocas, o bien aplicar técnicas de captura-recaptura, para hacer un modelo poblacional sencillo, que permita aportar información fundamental para la gestión y conservación de la especie.

Aunque en el presente estudio no era un objetivo el análisis de las interacciones inter-específicas, se hizo un pequeño análisis de esas interacciones; sería interesante una análisis

más específico del tema ya que son las interacciones entre las especies nativas y las especies exóticas uno de los factores que diversos autores apuntan para la extinción de una especie. Es importante mencionar la importancia del estudio de las interacciones entre la madrilla del Júcar y la boga del Tajo (competencia por alimento y hábitat, hibridación), esta última ampliamente distribuida en el río Júcar.

El estudio del efecto de la temperatura en las poblaciones de madrilla del Júcar es otra posible línea de investigación. Como se ha referido anteriormente, diversos autores apuntan a que temperatura del agua es un factor importante que interfiere en la ecología de una especie piscícola; y está muy documentado el cambio del régimen térmico que se produce en tramos regulados por presas. Por lo tanto, la simulación de las fluctuaciones de la temperatura en los lugares donde hay poblaciones es una línea de trabajo a seguir.

Por último, dado que no es posible extrapolar directamente los modelos de idoneidad del hábitat de este estudio a los tramos naturales, es importante obtener modelos multivariados de idoneidad del hábitat en tales tramos y comparar los resultados con los resultados obtenidos actualmente. Asimismo, es interesante la utilización de estos modelos con otras especies endémicas encontradas en estos tramos (con datos disponibles) ya sean amenazadas o no, de forma que puedan realizarse propuestas de regímenes ecológicos de caudales con un enfoque ecológico más integrado.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue parcialmente financiado por el Gobierno español (Ministerio de Medio Ambiente y Rural y Marino, Confederación Hidrográfica del Júcar), Generalitat Valenciana (Servicio de Biodiversidad), Fondo Europeo de Desarrollo Regional y TRAGSA. También ha recibido financiación parcial del Ministerio de Economía y Competitividad, mediante el proyecto SCARCE (Consolider-Ingenio 2010 CSD2009-00065) y del Ministerio Español de Educación y Ciencia (proyecto POTEVOL, CGL2007-66412).

Agradezco especialmente a mi director y orientador Francisco Martínez Capel por sus consejos y su entusiasmo. A Juan Diego Alcaraz (mi gran mentor en el campo y no solo), a Rafael Muñoz Más (compañero incansable de campo y de buceo en “óptimas” condiciones), a Virginia Garófano (por aguantarnos en el despacho), a Matías Peredo (por su visión) y Aina

Hernandez (mi “predecesora”) y todas las demás personas que colaboraron en el trabajo de campo y con sus sugerencias sobre el análisis de datos.

Para mi familia, Bea y Olo, por estar siempre ahí y apoyarme durante todo este tiempo. Este es un paso más en nuestra vida. A ella y a todos: GRACIAS.

BIBLIOGRAFIA

Ahmadi-Nedushan, B., St-Hilaire, A., Bérubé, M., Robichaud, E., Thiémonge, N. & B. Bobée. 2006. A review of statistical methods for the evaluation of aquatic habitat suitability for instream flow assessment. *River Research and Applications* 22: 503-523.

Akaike, H. 1974. A New Look at Statistical-Model Identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19(6): 716-723.

Alcaraz-Hernández, J.D., Martínez-Capel, F., Peredo-Parada, M. & A.B. Hernández-Mascarell. 2011. Physical heterogeneity of hydromorphological units in Mediterranean streams (East Spain). *Limnetica* 30(2):363-78.

Baeza, D., Martínez-Capel, F. & D. García de Jalón. 2003. Variabilidad temporal de caudales: aplicación a la gestión de ríos regulados. *Ingeniería del Agua* 10: 469-478.

Belmar, O., Velasco, J. & F. Martínez-Capel. 2011. Hydrological Classification of Natural Flow Regimes to Support Environmental Flow Assessments in Intensively Regulated Mediterranean Rivers, Segura River Basin (Spain). *Environmental Management* 47: 992-1004. DOI: 10.1007/s00267-011-9661-0.

Bisson, J.N., Usseglio-Polatera, P., Thomas, S. & J.C. Moreteau. 1998. Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia* 389:73-88.

Blanco, J. C. & J.L. González. 1992. *Libro rojo de los vertebrados de España*. Colección Técnica, ICONA, Madrid.

Bovee, K.D., Lamb, B.L., Bartholow, J.M., Stalnaker, C.B., Taylor, J. & J. Henriksen. 1998. *Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology*. Biological Resources Division Information and Technology Report USGS/BRD-1998-0004. VIII. Fort Collins: U. S. Geological Survey, 131 pp. Brainwood, M., Burgin, S. & M. Byrne. 2008. The impact of small and large impoundments on freshwater mussel distribution in the hawkesbury-nepean river, Southeastern Australia. *River Research and Applications* 24: 1325-1342.

Costa, R., Martínez-Capel, F., Muñoz-Mas, F., Alcaraz-Hernández, J.D., Hernández-Mascarell, A.B. & V. Garófano-Gómez. 2010. Relations between mesohabitat features and

abundance of the endangered Júcar nase, in the Júcar River Basin, Spain. In *Proceedings of the 8th International Symposium on Ecohydraulics*. International Association of Hydraulic Engineering and Research (IAHR): Concepción, Chile; 894-899.

Cowx, I.G. & R.A. Gould. 1989. Effects of stream regulation on Atlantic salmon *Salmo salar* L. and brown trout *Salmo trutta* L. in the upper Severn catchment, UK. *Regulated Rivers: Research and Management* 3: 235-245.

Cushman, R.M. 1985. Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. *North American Journal of Fisheries Management* 5: 330–339.

Dunne, T. & L.B. Leopold. 1978. *Water in Environmental Planning*. W. H. Freeman Co., San Francisco, 818 pp.

Doadrio, I. 1990. Phylogenetic relationship and classification of western paleartic species of the genus *Barbus* (Osteichthyes, Cyprinidae). *Aquatic Living Resources* 3: 256-282.

Doadrio, I., Elvira, B. & Y. Bernat. 1991. *Peces continentales españoles*. Inventario y clasificación de zonas fluviales. ICONA, Colección Técnica. M.A.P.A. I.C.O.N.A.-C.S.I.C. 221 pp.

Doadrio, I. 2001. *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*. Museo Nacional de Ciencias Naturales: Madrid; 233 pp.

Doadrio, I. 2003. *Atlas y Libro Rojo de los Peces*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-CSIC: Madrid; 374 pp.

Dolloff, C.A., Hankin, D.G. & G.H. Reeves. 1993. *Basinwide estimation of habitat and fish populations in streams*. U.S. Department of Agriculture. Forest Service. Southeastern Forest Experiment Station, 25 pp.

Downing, J.A., Plante, C. & S. Lalonde. 1990. Fish production correlated with primary productivity, not the morphoedaphic index. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 1929-1936.

Duncan, J.R. & J.L. Lockwood. 2001. Extinction in a field of bullets: a search for causes in the decline of the world's freshwater fishes. *Biological Conservation* 102: 97–105.

Dyson, M., Bergkamp, G. & J. Scanlon (eds). 2008. Flow - The Essentials of Environmental Flows. IUCN: Gland, Switzerland.

Elvira, B., Nicola, G.G. & A. Almodóvar. 2001. Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. *Journal of Fish Biology* 59 (Supplement A), 323–331.

Elvira, B. & A. Almodovar. 2008. Threatened fishes of the world: *Chondrostoma arrigonis* (Steindachner, 1866) (Cyprinidae). *Environmental Biology of Fishes* 81(1): 27-28.

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

FAO. 2005. *FISAT II – FAO-ICLARM Fish Stock Assessment Tools. Versión 1.2.2*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Roma, Italia. URL: <http://www.fao.org/fi/oldsite/statist/fisoft/fisat/index.htm>.

FAO. 1971. *Manual de métodos para la evaluación de las poblaciones de peces*. FAO Manual in Fisheries Science. 154 < <http://www.fao.org/docrep/x5685s/x5685s00.htm>. [Consulta: 29/05/2013].

FISRWG (10/1998). *Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices*. By the Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG) (15 Federal agencies of the US gov't). GPO Item No. 0120-A; SuDocs No. A 57.6/2:EN 3/PT.653. ISBN-0-934213-59-3.

Ferreira, T., Oliveira, J., Caiola, N., De Sostoa, A., Casals, F., Cortes, R., Economou, A., Zogaris, S., García-Jalón, D., Ilhéu, M., Martínez-Capel, F., Pont, D., Rogers, C. & J. Prenda. 2007. Ecological traits of fish assemblages from Mediterranean Europe and their responses to human disturbance. *Fisheries Management and Ecology* 14: 473–481.

Fette, M., Weber, C., Peter, A. & B. Wehrli. 2007. Hydropower production and river rehabilitation: A case study on an alpine river. *Environmental Modelling Assessment* 12: 257-267.

Frissell, C.A., Liss, W.J., Warren, C.E. & M.D. Hurley. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10: 199-214.

García, A., Jorde, K., Habit, E., Caamaño, D. & O. Parra. 2011. Downstream environmental effects of dam operations: changes in habitat quality for native fish species. *River Research and Applications* 27(3): 312-327.

García de Jalón, D. 1987. River regulation in Spain. *Regulated Rivers: Research & Management* 1: 343-348.

Garófano-Gómez, V., Martínez-Capel, F., Peredo-Parada, M., Olaya Marín, E.J., Muñoz Mas, R., Soares Costa, R.M. & J.L. Pinar-Arenas. 2011. Assessing hydromorphological and floristic patterns along a regulated Mediterranean river: the Serpis River (Spain). *Limnetica* 30(2): 307–328.

Gosselin, M.P., Petts, G.E. & I.P. Maddock. 2010. Mesohabitat use by bullhead (*Cottus gobio*). *Hydrobiologia* 652: 299–310.

Granado-Lorencio, C. 1996. *Ecología de Peces*. Seville: Universidad de Sevilla; 353 pp.

Grossman, G.D. & A. De Sostoa. 1994a. Microhabitat use by fishes in the lower Rio Matarraña, Spain: 1984-1987. *Ecology of Freshwater Fish* 3: 123–136.

Grossman, G.D. & A. De Sostoa. 1994b. Microhabitat use by fishes in the upper Rio Matarraña, Spain: 1984-1987. *Ecology of Freshwater Fish* 3: 141–152.

Hankin, D.G. & G.H. Reeves. 1988. Estimating total fish abundance and total habitat area in small streams based on visual estimation methods. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 834-844.

Harby, A., Alfredsen, K., Forseth, T., Halleraker, J.H., Scheit, T., Sunt, H. & O. Ugedal. 2009. Integration of flow, habitat and temperature mitigation in regulated rivers. *Proceedings of the 7th International Symposium on Ecohydraulics*. Universidad de Concepción: Concepción.

Hermoso, V., Clavero, M., Blanco-Garrido, F. & J. Prenda. 2011. Invasive species and habitat degradation in Iberian streams: an analysis of their role in freshwater fish diversity loss. *Ecological Applications* 21(1): 175-188.

Humphries, P. & P.S. Lake. 2000. Fish larvae and the management of regulated rivers. *Regulated Rivers: Research and Management* 16: 421-432.

IWMI (International Water Management Institute). 2009. *Eco-Hydrological Databases: Estimates of Environmental Flows Worldwide*. Database accessed on March 24, 2009 at URL: <http://dw.iwmi.org/ehdb/efr/wetlandvisitor/information.aspx>

Jiménez, J. & J.I. Lacomba. 2002. *Peces, anfibios y reptiles de la Comunidad Valenciana*, València, Conselleria de Medi Ambient.

Jowett, I.G. & A.J.H. Davey. 2007. A comparison of composite habitat suitability indices and generalized additive models of invertebrate abundance and fish presence-habitat availability. *Transactions of the American Fisheries Society* 136: 428-444.

Jowett, I.G. 1997. Instream flow methods: A comparison of approaches. *Regulated Rivers-Research & Management* 13(2): 115-127.

Jowett, I.G. 1999. *RHYHABSIM River hydraulics and Habitat Simulation. Version 5.0*.

Jungwirth, M., Muhar, S. & S. Schmutz. 2000. Fundamentals of fish ecological integrity and their relation to the extended serial discontinuity concept. *Hydrobiologia* 422/423: 85-97.

Kaufman, L. 1992. Catastrophic change in species rich freshwater ecosystems. *Bioscience* 42: 846-858.

Kemp, J., Harper, D., & Crosa, G. (1999). Use of 'functional habitats' to link ecology with morphology and hydrology in river rehabilitation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem* 9(1):159-178.

Knighton, D. 1998. *Fluvial forms and processes: a new perspective*. Arnold, Hodder Headline, PLC: London.

Magalhães, M.F., Beja, P., Canas, C. & M.J. Collares-Pereira. 2002. Functional heterogeneity of dry-season fish refugia across a Mediterranean catchment: the role of habitat and predation. *Freshwater Biology* 47: 1919–1934.

Martínez-Capel, F. 2000. Preferencias de Microhábitat de *Lucioarbus bocagei*, *Chondrostoma polylepiss* y *Leuciscus pyrenaicus* en la cuenca del río Tajo. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid: Madrid.

Martínez-Capel, F., García de Jalón, D., Werenitzky, D., Baeza, D. & M. Rodilla-Alamá. 2009. Microhabitat use by three endemic Iberian cyprinids in Mediterranean rivers (Tagus River Basin, Spain). *Fisheries Management and Ecology* 16: 52-60.

Martínez-Capel, F., Alcaraz Hernández, J.D., Soares Costa, R.M., Muñoz Mas, R., Hernández Mascarell, A.B., Garófano Gomez, V. & J.H. Patiño Rodriguez. 2008. Factores de degradación de las poblaciones de Ioina (*Chondrostoma arrigonis*) y el estado de su hábitat actual en la cuenca del río Júcar (2006-2008). Informe técnico de la UPV (IGIC). 169 pp.

Martínez-Capel, F., Costa, R.M.S., Muñoz-Mas, & J.L.R. Moreno. 2010. *Evaluación de las poblaciones de peces en el río Júcar bajo el embalse de Alarcón, en las comarcas de la Manchuela Conquense (Cuenca) y la Mancha Júcar-Centro (Albacete)*. Informe técnico del Inst. de Investigación para la Gestión Integrada de Zonas Costeras (Universidad Politécnica de Valencia) y el Centro regional de Estudios del Agua (CREA) para ADIMAN. Casasimarro, Cuenca.

McKinney, M. & J.L. Lockwood. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 450–453.

Milhous, R.T., Updike, M.A. & D.M. Schneider. 1989. Physical Habitat Simulation System Reference Manual e Version II. *Biological Report* 89(16). U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.

Mouton, A.M., Alcaraz-Hernández, J.D., De Baets, B., Goethals, P.L.M. & F. Martínez-Capel. 2011. Data-driven fuzzy habitat suitability models for brown trout in Spanish Mediterranean rivers. *Environmental Modelling & Software* 26: 615-622.

Moyle, P.B. & T. Light. 1996. Biological invasions of freshwater: empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation* 78:149–161.

Naesje, T., Jonsson, B. & J. Skurdal. 1995. Spring Flood: A Primary Cue for Hatching of River Spawning Coregoninae. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 52: 2190-2196.

Olaya Marín, E.J., Martínez-Capel, F. & J.D. Alcaraz-Hernández. 2012. Influence of habitat degradation and invasive species on the native fish diversity in mediterranean rivers. *9th International Symposium on Ecohydraulics 2012 Proceedings*. Ed. H. Mader & J. Kraml. ISBN: 978-3-200-02862-3.

Olden, J., Poff, N. & B. Bledsoe. 2006. Incorporating ecological knowledge into ecoinformatics: An example of modeling hierarchically structured aquatic communities with neural networks. *Ecological Informatics* 1: 33-42.

Olivares, M.A. 2008. *Optimal hydropower reservoir operation with environmental requirements*. Dissertation for the degree of Doctor of Philosophy in Civil and Environmental Engineering, University of California: California; 109 pp.

Parasiewicz, P. (2001). Mesohabsim: A concept for application of instream flow models in river restoration planning. *Fisheries* 26:6–13.

Parasiewicz, P. 2007. The mesohabsim model revisited. *River Research and Applications* 23: 893–903.

Perea, S., Risueño, P. & Doadrio, I. 2004. *Estado de conservación de la loina (Chondrosotma arrigonis)*. Informe técnico.162 pp.

Petts, G.E., Bickerton, M.A., Crawford, C., Lerner, D.N. & D. Evans. 1999. Flow management to sustain groundwater-dominated stream ecosystems. *Hydrological Process* 13: 49-513.

Petts, G.E. & I. Maddock. 1996. Flow Allocation for In-River Needs. In: *The Rivers Handbook*, 2, Calow P, Petts GE (Editors). Blackwell Scientific Publications: Oxford; 289-307.

Petts, G.E. 2009. Instream flow science for sustainable river management. *Journal of the American Water Resources Association* 45(5):1071-1086.

R Development Core Team. 2008. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

Rahel, F. 2000. Homogenization of fish faunas across the United States. *Science* 288:854–856.

Rahel, F. 2002. Homogenization of freshwater faunas. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 33:291–315.

Rincón, P.A., Barrachina, P. & Y. Bernat. 1992. Microhabitat use by 0+ juvenile cyprinids during summer in a Mediterranean river. *Archiv für Hydrobiologie* 125: 323–337.

Robson, D.S. & J.H. Whitlock. 1964. Estimation of a truncation point. *Biometrika* 51:33-39.

Sabater, S., Guasch, H., Martí, E., Armengol, J., Vila, M. & F. Sabater. 1992. The Ter, a Mediterranean river systems in Spain. *Limnetica* 8: 141-149.

Santos, J.M., Godinho, F.N. & M.T. Ferreira. 2004. Microhabitat use by Iberian nase *Chondrostoma polylepis* and Iberian chub *Squalius carolitertii* in three small streams, north-west Portugal. *Ecology of Freshwater Fish* 13: 223–230.

Schiemer, F., Keckeis, H. & E. Kamler. 2003. The early life history stages of riverine fish: ecophysiological and environmental bottlenecks. *Comparative Biochemistry and Physiology* A133: 439–449.

Schwartz, J.S. & E.E. Herricks. 2008. Fish use of ecohydraulic-based mesohabitat units in a low-gradient Illinois stream: implications for stream restoration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 852–866.

Smokorowski, K.E. & T.C. Pratt. 2007. Effect of a change in physical structure and cover on fish and fish habitat in freshwater ecosystems – a review and meta-analysis. *Environmental Reviews* 15: 15 –41.

Snelder, T., Lehmann, A., Lamouroux, N., Leathwick, J. & K. Allenbach. 2009. Strong influence of variable treatment on the performance of numerically defined ecological regions. *Environmental Management*, 44: 658-670.

Thomson, J.R., Taylor, M.P. & G.J. Brierley. 2004. Are river styles ecologically meaningful? A test of the ecological significance of a geomorphic river characterization scheme. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 25-48.

Toffolon, M., Siviglia, A. & G. Zolezzi. 2010. Thermal wave dynamics in rivers affected by hydropeaking. *Water Resources Research*, VOL 46. W08536, DOI: 10.1029/2009WR008234, 2010.

Van Sickle, J. 1997. Using mean similarity dendrograms to evaluate classifications. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 2:370-388.

Vaughan, I.P., Diamond, M., Gurnell, A.M., Hall, K.A., Jenkins, A., Milner, N.J., Naylor, L.A., Sear, D.A., Woodward, G. & S.J. Ormerod. 2009. Integrating ecology with hydromorphology: a priority for river science and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 113-125.

Vermeij, G. 1996. An agenda for invasion. *Biol Conserv* 78:3-9.

Vidal-Abarca, M.R., Suárez, M.L. & L. Ramírez-Díaz. 1992. Ecology of Spanish semiarid streams. *Limnetica* 8: 151-160.

Vitousek, P.M., D'Antonio, C.M., Loope, L.L. & R. Westbrooks. 1996. Biological invasions as global environmental change. *Am Sci* 84:466-478.

Von Bertalanffy, L. 1938. A quantitative theory of organic growth. *Hum. Biol.* 10, 18 1-243.

Vondracek, B., Spence, B. & D.R. Longanecker. 1992. *Seasonal habitat selection of rainbow trout*. Report 009.4-91.9. Pacific Gas and Electric Company, Department of Research and Development: San Ramon.

Wang, L., Seelbach, P.W. & R.M. Hughes. 2006. Introduction to landscape influences on stream habitats and biological assemblages. *American Fisheries Society Symposium* 48: 1-23.

Wesche, T.A., Hasfurther, V.R. & Q.D. Skinner. 1987. *Recommendation and evaluation of a mitigative flushing flow regime below a high mountain diversion*. In Symposium Proceedings, Water Resources Related to Mining and Energy: Preparing for the Future, American Water Resources Association, November 1-6, Salt Lake City, Utah. 18pp.

Williamson, A. & M. Fitter. 1996. The characters of successful invaders. *Biological Conservation* 78:163–170.