Distribución, ecología y estado de conservación de la ictiofauna del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla

José Prenda, Francisco Blanco-Garrido, Virgilio Hermoso, Miguel Clavero, Arturo Menor, José Antonio Álvarez y Ángel L. Martín

Centro Internacional de Estudios y Convenciones Ecológicas y Medioambientales (CIECEMA)
Universidad de Huelva
Parque Dunar s/n
21760 Matalascañas (Huelva)

Palabras Clave: peces continentales, ciprínidos, ríos mediterráneos, biología de la conservación, gestión fluvial.
Keywords: freshwater fishes, cyprinids, Mediterranean streams, conservation biology, river management.

Distribución, ecología y estado de conservación de la ictiofauna del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla

Distribution, ecology and conservation of the freshwater fish in the Sierra Norte de Sevilla Natural Park

RESUMEN

En el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla y su entorno inmediato habitan 13 especies de peces continentales: anguila (*Anguilla anguilla*), trucha común (*Salmo trutta*), trucha arco-iris (*Oncorhynchus mykiss*), barbo (*Barbus sclateri*), pardilla (*Chondrostoma lemmingii*), boga (*Chondrostoma willkommii*), carpa común (*Cyprinus carpio*), calandino (*Squalius alburnoides*), cachuelo (*Squalius pyrenaicus*), colmilleja (*Cobitis paludica*), gambusia (*Gambusia holbrooki*), pez sol (*Lepomis gibbosus*), blacbás (*Micropterus salmoides*). De ellas ocho son nativas (61,5%) (anguila, trucha común, barbo, pardilla, boga, calandino, cachuelo y colmilleja) y cinco introducidas (trucha arco-iris, carpa, gambusia, pez sol y blacbás) (38,5%). En este trabajo se aborda el análisis general de este componente esencial de la biodiversidad acuática, desde su distribución, hasta sus preferencias de hábitat, pasando por el estudio de las relaciones entre especies exóticas y nativas o el impacto de los embalses sobre los patrones observados. El trabajo finaliza con el diagnostico de su estado de conservación y la propuesta de algunas directrices para su gestión.

ABSTRACT

Thirteen different freshwater fish species inhabit the Parque Natural Sierra Norte de Sevilla and surrounding areas: eel (*Anguilla Anguilla*), common trout (*Salmo trutta*), brown trout (*Oncorhynchus mikiss*), Iberian barbell (*Barbus sclateri*), pardilla (*Chondrostoma lemmingii*), iberian nase (*Chondrostoma willkommii*), carp (*Cyprinus carpio*), calandino (*Squalius alburnoides*), Iberian chub (*Squalius pyrenaicus*), Iberian sand-smelt (*Cobitis paludica*), mosquito fish (*Gambusia holbrooki*), sun fish (*Lepomis gibbosus*) and largemouth bass (*Micropterus salmoides*). This community comprised 8 natives (61.5%) (eel, common trout, Iberian barbell, pardilla, Iberian nase, calandino, Iberian chub and Iberian sand-smelt) and 5 exotics (brown trout, carp, mosquito fish, sun fish and largemouth bass). In this study we tackle from general aspects of spatial distribution of species or habitat preferences, to specific ecological relationships between native and exotic species or the effect of reservoirs on the observed ecological patterns. Additionally, we deal with a general diagnosis of the freshwater fish biodiversity's conservation status within Sierra Norte and we provide with some management advices to preserve it.

INTRODUCCIÓN

Los peces continentales son el grupo de vertebrados peor conocido de la Península Ibérica. Aspectos tan básicos como la riqueza de especies están aún por determinar. La aplicación de técnicas genéticas está sacando a la luz nuevas especies, e incluso géneros, producto del prolongado aislamiento al que han estado sometidas las poblaciones ibéricas (Doadrio & Carmona, 2006; Doadrio *et al*. 2007; Robalo *et al.*, 2007a). El Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España (Doadrio, 2001) ha puesto de manifiesto otras de las grandes lagunas que hoy día existen en torno al conocimiento de la ictiofauna ibérica, como es la referida a su área de distribución. Esta, además, cambia a un ritmo acelerado, en paralelo a las grandes transformaciones que está sufriendo la fisonomía ibérica por efecto de la actividad humana (Prenda *et al.* 2006). La cuenca del Guadalquivir es paradigmática a este respecto y pasa por ser uno de los enclaves que destacan por la falta de información referente a los peces fluviales (taxonomía, distribución, grado de amenaza, factores de extinción, etc.).

Los graves problemas que afectan de forma generalizada a los peces continentales ibéricos por efecto, principalmente, de la contaminación de los ríos, la degradación de los hábitats acuáticos o la introducción de especies exóticas de carácter invasor, etc., exigen la puesta en marcha de estrategias de gestión que permitan conservar estos valiosos recursos naturales, componente fundamental de la biodiversidad. De nuevo, la falta de información básica (número de especies, distribución y estado de las poblaciones) aparece como un difícil escollo a la hora de diseñar las citadas estrategias. Como consecuencia de esta situación resulta llamativa, por ejemplo, la escasa o nula presencia que los peces continentales tienen en los PORN y PRUG de los distintos Parques Naturales andaluces.

Una circunstancia a tener en cuenta en la conservación de la ictiofauna continental es que todas las especies dulceacuícolas habitan en cuencas hidrográficas que son auténticas islas separadas entre si por barreras infranqueables (mar, divisorias de aguas). A consecuencia de este fuerte aislamiento muchas de las poblaciones de peces que viven en una determinada cuenca constituyen una línea evolutiva independiente, una Unidad Evolutiva Significativa (Robalo *et al.*, 2007b). A pesar de que tradicionalmente la unidad de conservación utilizada ha sido la especie, actualmente la tendencia dominante es la de centrar los esfuerzos de conservación en las poblaciones, que son las unidades realmente sometidas a procesos de declive o extinción. En el caso de los peces continentales la conservación centrada en poblaciones implica necesariamente un esfuerzo por conocer la situación de las mismas en cada una de las cuencas hidrológicas que ocupa cada especie.

El conocimiento de la ictiofauna continental del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla, como la del resto de espacios naturales protegidos andaluces, se encuentra muy por debajo de lo que sería deseable para un enclave tan emblemático, y falta una base mínima de información para el desarrollo de una gestión adecuada. La compleja red hidrográfica de este espacio y la ausencia de un inventario de especies preciso convierten a la zona en un punto de gran interés ictiológico. En este trabajo se plantean rellenar estas lagunas por medio de los siguientes objetivos específicos:

1. Realizar el inventario y describir la distribución de las especies de peces del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla, así como caracterizar el estado de sus poblaciones.

2. Analizar los patrones de distribución y de selección de hábitat de las distintas especies de peces en relación a los principales factores ambientales estudiados (posición en la cuenca, características estructurales y limnológicas de los cuerpos de agua, barreras, etc.).

3. Realizar un diagnóstico de la situación de los peces que incorpore la caracterización de la red de drenaje del espacio protegido según un valor de conservación que se derive no solo de la ictiofauna, sino de las condiciones del hábitat.

4. Proponer un conjunto de medidas de manejo y gestión de la ictiofauna y sus hábitats para su conservación.

ÁREA DE ESTUDIO

La zona donde se desarrolla este trabajo comprende una amplia franja en la que se incluyen las principales subcuencas, todas en la cuenca del Guadalquivir, que contactan con el Parque Natural **(Figura 1)**. Entre éstas destacan la del río Viar y la de la rivera del Huéznar. Además en el estudio se han incluido otras subcuencas menores, así como localidades que no se encuentran dentro de los límites del Parque pero que ha sido necesario estudiar para la correcta caracterización de la ictiofauna de la zona. Estas son la rivera de Huelva, incluyendo la rivera de Cala, la rivera de Retortillo y el arroyo del Puerco. Para la descripción de la comunidad íctica de la zona se han estudiado tramos fluviales naturales y ambientes lacustres en embalses, como los de El Pintado, Huéznar y Retortillo.

La mayor parte del área de estudio presenta un relieve con ondulaciones suaves que favorece la formación de numerosos valles fluviales. Casi la práctica totalidad de los cursos de agua de la zona sufren un fuerte estiaje, quedando en muchos casos convertidos en rosarios de pozas aisladas durante el verano. Sólo las mayores cuencas, como las del Viar y del Huéznar, mantienen un cierto caudal durante todo el año. Sin embargo los embalses reducen notablemente los caudales aguas abajo.

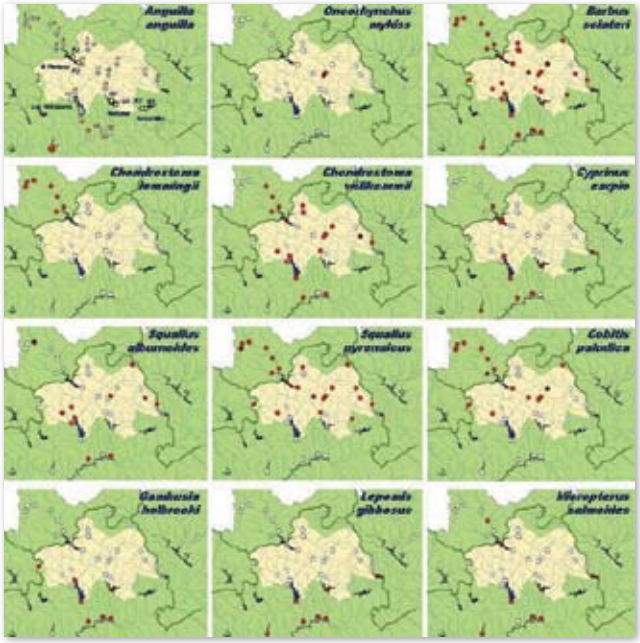

Fig. 1. *Mapa de distribución de las especies de peces del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla (en beige) y su entorno. En el mapa correspondiente a la anguila (*Anguilla anguilla*) se indican todas las localidades de muestreo con su número. Los puntos blancos se corresponden con ríos y en todos ellos se empleó la pesca eléctrica. Los lugares que aparecen con un punto en el centro del círculo indican zonas donde además se han muestreado excrementos de nutria. Los puntos amarillos se corresponden con embalses y en ellos se muestreó con redes y trampas. Se representa el embalse de Los Melonares (en celeste en el de la anguila) aunque durante la realización del estudio no se había ejecutado aún la obra.*

Desde el punto de vista geológico, la zona está constituida fundamentalmente por materiales paleozoicos y fitosociológicamente está englobada dentro del piso bioclimático mesomediterráneo con una vegetación potencial formada principalmente por encinar, alcornocal y algunas zonas de quejigal. La vegetación de ribera asociada a los cauces fluviales suele estar en términos generales bien conservada, destacando el caso de la rivera del Huéznar que presenta un bosque en galería bastante desarrollado durante gran parte de su recorrido. Las zonas que presentan peor estado de conservación son las que se corresponden con aquellos arroyos y riveras cercanos a la vega del Guadalquivir, ya fuera de los límites del Parque.

METODOLOGÍA

Se muestrearon 31 localidades, 25 en cursos de agua y 6 en embalses, tanto del parque natural, como de su entorno inmediato **(Figura 1)**. Todos ellos se efectuaron en la primavera del año 2000. Los puntos de muestreo se eligieron siguiendo criterios de variabilidad fisiográfica y ambiental, así como por razones logísticas.

Caracterización del hábitat fluvial

En cada punto de muestreo se realizó una doble caracterización del hábitat fluvial: una a partir de la medición o estima de variables in situ y otra a partir del análisis y medida de variables mediante herramientas S.I.G. En el primer caso, justo tras la realización del muestreo de los peces, se caracterizaron 14 variables **(Tabla 1)**.

En el caso de la caracterización mediante S.I.G. se extrajeron datos cartográficos, climatológicos, y fisiográficos de cada localidad prospectada. Para ello se usó el Software ArcView. (Tabla 1) y distintas bases de datos vectoriales como el mapa digital de Andalucía 1:100.000 y la base de datos disponible por la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir.

Muestreo de peces en ambientes fluviales

Para el muestreo de las poblaciones de peces se utilizó un aparato de pesca eléctrica portátil. Las pescas se realizaron en cada localidad en tramos de longitud variable, normalmente entre 70 y 175 m. Tras la realización de la pesca se anotó la longitud recorrida y el tiempo empleado en la misma. Los peces capturados se mantuvieron vivos en un cajón, donde se identificaron y midieron. Finalmente los ejemplares fueron devueltos vivos al agua.

El esfuerzo de pesca se definió a partir de la longitud del tramo muestreado y del tiempo empleado. Las capturas se expresaron como capturas por unidad de esfuerzo (CPUE), siendo 1 CPUE un ejemplar capturado por unidad de longitud y unidad de tiempo.

Para completar los datos de presencia de especies se han identificado a nivel específico los restos de peces presentes en excrementos de nutria recolectados en diferentes localidades del área de estudio.

Muestreo de peces en embalse

Se muestrearon dos puntos en cada uno de los tres embalses principales del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla: El Pintado, Huéznar y Retortillo. Para ello se empleó una combinación de redes de enmalle y trampas. De las primeras, caladas en aguas libres, se emplearon trasmallos de 2 m de peralte, 10 m de longitud, 3 cm de luz de malla para el paño interior y 10 cm para los exteriores. En cada punto se calaron dos pares de trasmallos, estando cada pareja constituida por uno en fondo y otro en superficie. En las orillas de cada punto de muestreo se calaron tres tipos de trampas: 1) nasas o

redes holandesas, 2) botellas y 3) minnow traps; las dos últimas específicamente diseñadas para capturar peces pequeños.

La unidad de esfuerzo aplicada en cada punto de muestreo consistió en una combinación de: **1)** 2 pares de trasmallos [2x (1 superficie + 1 fondo)], **2)** 6 pares de nasas [6x (1 camaronera + 1 anguilera)], **3)** 10 series de 3 minnow traps colocadas perpendiculares a la orilla. Cada serie se unió mediante una línea de nylon de 10 m, colocándose cada trampa a 3 m una de otra, aproximadamente. Con ello se lograba muestrear los peces pequeños de las orillas a distintas profundidades. **4)** 10 pares de trampas de botella, colocando en cada par una en fondo y otra en superficie unidas mediante una varilla metálica.

Las artes y trampas fueron siempre caladas durante una noche. El esfuerzo de pesca estuvo comprendido entre 18 y 26 horas, al final de las cuales las capturas fueron extraídas, identificadas, medidas y pesadas, y devueltas al agua. La unidad de esfuerzo empleada (CPUE) se obtuvo dividiendo el número capturas por el de artes empleadas y el número de horas que estuvieron caladas. Esta combinación de artes y trampas permite un muestreo muy preciso de la ictiofauna de los embalses, incluyendo la que ocupa las aguas libres (trasmallos) y la que explota las orillas (trampas). Además el uso de diferentes luces de malla, así como de tamaños de arte, facilitó la captura de la práctica totalidad del rango de tallas y especies de peces que potencialmente podían estar ocupando el lugar de muestreo.

Análisis de los datos

Análisis estadísticos multivariantes

Se realizaron tres Análisis de Componentes Principales (ACP, Legendre y Legendre, 2000) alternativos, uno para la matriz de datos físico-químicos del agua, otro para la de datos estructurales y otro para los fisiográficos y climáticos. Todas las variables que no presentaron una distribución razonablemente Normal fueron transformadas [log10(x+1)], [(x+1)1/2] o [asen(x+1)1/2].

Para definir asociaciones de especies se siguieron dos aproximaciones alternativas. La primera estuvo basada en una matriz de presencia-ausencia de especies por localidad. Esta matriz se analizó por medio de un TWINSPAN (Two Way INdicator SPecies ANalysis) que agrupa a las distintas especies según su afinidad pareja por las distintas localidades de muestreo.

Índice del estado de conservación de los peces

Según los resultados obtenidos en apartados anteriores, una de las principales amenazas que existe sobre el estado de conservación de los peces nativos del Parque Natural son los peces exóticos. Por ello, se ha evaluado el estado de conservación de la ictiofauna nativa del área de estudio aplicando un índice inspirado en el propuesto por Doadrio et al. (1991) y que incluye en su expresión la proporción/abundancia de las especies exóticas. En el cálculo del índice, se le asigna a cada especie autóctona un valor en función de la categoría de amenaza de la UICN propuesta para la misma por Doadrio (2001) (CR, 4; EN, 3; VU, 2; LR, 1) (Prenda *et al.* 2002). De igual modo se le asignó un valor negativo a cada especie introducida acorde con su grado potencial de piscivoría (ciprínidos y especies de pequeño tamaño, -1; especies depredadoras que no alcanzan 30 cm, -2; especies depredadoras mayores de 30 cm, -3). El valor asignado a cada especie se pondera por la frecuencia de aparición o la abundancia de las mismas. De este modo la expresión del índice de conservación (IC) en cada localidad queda definido del siguiente modo:

$IC=(V_A*F_A+ V_B*F_B+ V_C*F_C+....)*100$

donde,

$V_{A,B,C,..}$= valor asignado a la especie A, B, C, ..., según la categoría de conservación de la UICN propuesta por Doadrio (2001).

$F_{A,B,C,..}$= frecuencia de aparición/abundancia de la especie A, B, C, ..., en esa localidad.

RESULTADO Y DISCUSIÓN

El hábitat acuático

La distribución de los peces y la estructura de sus comunidades están en gran medida determinadas por la estructura del hábitat (Prenda 1993; Prenda *et al.* 1997). Las características del hábitat están condicionadas, a su vez, por variables ambientales que operan a distintos niveles. Aquí se realizó la descripción del medio acuático del PN Sierra Norte de Sevilla teniendo en cuenta tres niveles distintos: **1)** características físico-químicas de las aguas, **2)** variables estructurales de los cauces fluviales y **3)** parámetros fisiográficos y climáticos **(Tabla 1)**. En general, se trata de ríos, bien conservados, sin problemas sustantivos que alteren su fisonomía y su aptitud para la vida de los peces.

Las variables indicadoras de perturbación antrópica presentaron grandes diferencias entre unas subcuencas y otras. Según los datos obtenidos, la rivera de Huelva fue la que presentó mayores signos de perturbación. En su superficie de drenaje completa están asentados 20 núcleos de población y sus aguas circulantes están reguladas por 8 embalses. Le sigue la subcuenca del río Viar, donde la construcción de la presa de Melonares agravará esta

Variables	Método	Media (±DE)
Temperatura del agua (ºC) *	Termómetro portátil	24,97±4,23
pH*	pH-metro	8,33±0,46
Conductividad (mS cm^{-1})	Conductivímetro	353,07±91,61
Oxigeno disuelto (mg l^{-1})*	Oxímetro	8,84±2,24
Turbidez (FTU)*	Turbidímetro	2,24±3,93
Velocidad de la corriente (m s^{-1}) *	Objeto flotante	0,12±0,13
Profundidad del cauce (m)*	Regla	0,47±0,20
Granulometría*	Escala Wentworth	6,35±2,10
Anchura del cauce (m)*	Cinta métrica	9,30±6,90
Refugio para los peces (m^2 $4m^{-1}$)*	Estima visual	1,72±1,21
Vegetación acuática sumergida (%)*	Estima visual	17,12±18,11
Vegetación acuática emergente (%)*	Estima visual	12,33±11,15
Cobertura de herbáceas en orillas (%)*	Estima visual	38,40±18,51
Cobertura arbustiva en orillas (%)*	Estima visual	49,40±24,26
Cobertura arbórea en orillas (%)*	Estima visual	29,30±35,75
Orden¥	Método Strahler	
Altitud (m)		293,6 ± 187,1
Superficie de la cuenca (Km^2)¥	Área de drenaje calculada aguas arriba del punto de muestreo	370,1 ± 530,9
Pendiente media del tramo (‰)¥	Pendiente en un tramo de 5 Km.	9,5 ± 6,1
Longitud de drenaje (Km)¥		2212,8
Densidad de drenaje (Km m^{-2})¥		485,9 ± 72,1
Distancia al río principal (m)¥	Distancia al Guadalquivir	48,2 ± 30,8
Posición relativa en la cuenca (%)¥	Cociente entre la distancia a la desembocadura y la longitud total del río	0,2 ± 0,2
Precipitación media anual (mm)¥	Fuente bibliográfica (Rosselló, 1997)	665,3 ± 60,3
Evapotranspiración real (mm)¥	Fuente bibliográfica (Rosselló, 1997)	484,2 ± 29,6

Tabla 1. *Variables empleadas para caracterizar el hábitat fluvial en cada localidad muestreada. Se indica la unidad de medida, el método para obtenerla y la media (desviación estándar) de cada una de ellas en las 25 localidades fluviales estudiadas. * Variables fisicoquímicas y estructurales medidas in situ; ¥ variables fisiográficas, cartográficas y climáticas obtenidas mediante herramientas S.I.G.*

situación ya que la superficie embalsada en esta cuenca aumentará en el doble. En contraposición a estas cuencas estuvo la del Arroyo del Puerco, con ausencia total de núcleos de población y de embalses.

Gradientes de hábitat

A partir de los ACPs se obtuvieron gradientes espaciales que definían patrones de variación de las distintas variables del hábitat. El ACP de la matriz variables físico-químicas produjo un único componente (CPF-Q) que explicó más del 55% de la varianza inicial **(Tabla 2)**. Este componente definió un gradiente de concentración de oxígeno disuelto, que varió entre localidades muy oxigenadas y además con valores altos de pH, temperatura y turbidez (con más producción primaria) y baja conductividad, frente a otras con condiciones opuestas **(Tabla 2)**.

Los dos primeros componentes extraídos del ACP aplicado a la matriz de variables estructurales (CP1EST y CP2EST) explicaron en conjunto el 46% de la varianza original de los datos. El CP1EST es un típico gradiente tramo alto-tramo bajo, que va de sitios con elevada corriente, sustrato grueso y elevadas coberturas de arbustos y árboles (tramos altos), a zonas más profundas, con cauces anchos, altas coberturas de vegetación emergente y disponibilidad de refugio elevados (tramos bajos) **(Tabla 2)**.

Los dos primeros componentes del ACP aplicado a la matriz de variables fisiográficas y climáticas ($CP1_{FIS\text{-}CLI}$ y $CP2_{FIS\text{-}CLI}$) resumieron en conjunto cerca del 73% de la varianza inicial **(Tabla 2)**. El $CP1_{FIS\text{-}CLI}$ es también un típico gradiente tramo alto- tramo bajo **(Tabla 2)**. Este componente enfrentó localidades a mayor altitud (cabeceras), más alejadas del Guadalquivir y con mayor pendiente, con tramos de mayor orden, superficie de cuenca y posición relativa (tramos bajos).

Variables	$CP_{F\text{-}Q}$ (55,0%)	$CP1_{EST}$ (26,5%)	$CP2_{EST}$ (19,9%)	$CP1_{FIS\text{-}CLI}$ (56,8%)	$CP2_{FIS\text{-}CLI}$ (15,9%)
Físico-químicas					
Temperatura	0,72***				
Conductividad	-0,56**				
Oxígeno	0,89***				
Turbidez	0,73***				
pH	0,77***				
Estructurales					
Velocidad	-0,42*	-0,40*			
Profundidad	0,65***	0,27			
Anchura cauce	0,74***	0,35			
Granulometría	-0,44*	0,34			
refugio		0,59**	-0,42*		
Veg. sumergida	0,12	-0,72***			
Veg. emergente	0,61***	-0,48*			
Herbáceas orillas	-0,28	-0,73***			
Arbustos	-0,58**	0,18			
Árboles	-0,41*	-0,21			
Fisiográficas y climáticas					
Orden				-0,89***	0,13
Superficie cuenca				-0,91***	0,34
Altitud				0,91***	0,32
Dist. al Guadalquivir				0,75***	0,51**
Pendiente				0,66***	0,53**
Posición relativa				-0,97***	0,39
Evapotranspiración				0,38	-0,58**
Precipitación				0,14	0,13

Tabla 2. *Correlaciones (r de Pearson) de las variables ambientales con los componentes extraídos de ACP realizados sobre matrices variable x localidad. Los números entre paréntesis indican el porcentaje de varianza explicado por cada componente. * p<0,05; ** p<0,01; *** p<0,001*

Este componente explicó casi el 57% de la varianza.

Se observó que todos los primeros componentes ($CP1_{F\text{-}Q}$, $CP1_{EST}$ y $CP1_{FIS\text{-}CLI}$) estuvieron correlacionados ($r>0,47$, $p<0,05$ en todos los casos), por lo que todos ellos tenían un comportamiento paralelo, relacionado con el gradiente fluvial general tramo alto-tramo bajo.

Distribución de las especies

Se capturaron 13 especies de peces en el área de estudio (Tabla 3). De ellas ocho fueron nativas (61,5%) y cinco introducidas (38,5%). La familia mejor representada fue la de los ciprínidos, con seis especies (54,5% del total) y solo una introducida, la carpa. La trucha arco-iris (*Oncorhynchus mykiss*) y la trucha común (*Salmo trutta*) no han sido capturadas en este estudio, si bien se ha confirmado su presencia a partir de los restos identificados en excrementos de nutria (*Lutra lutra*). Además la presencia de ambas especies en la cuenca del Huéznar es sobradamente conocida por ser repobladas por la Consejería de Medio Ambiente (CMA) con la finalidad de mantener un coto de pesca intensivo. Desde el punto de vista histórico a mediados del S XIX se tiene constancia de la presencia en el área de estudio de trucha común (*Salmo trutta*) (Madoz, 1845).

La ictiofauna nativa del PN Sierra Norte de Sevilla posee una riqueza de especies similar a la de otros parques naturales andaluces. En lo que respecta a especies exóticas, sin embargo, la situación del PN Sierra Norte de Sevilla parece sensiblemente peor que la de otros espacios naturales protegidos, en los que la media de especies foráneas es de

2,9. Esta cifra contrasta con las 5 especies registradas en este trabajo, dentro o en las inmediaciones de los límites del parque natural sevillano, lo que representa el 50% de las especies exóticas documentadas en Andalucía (Doadrio, 2001). Estas cifras deben ser motivo de alarma puesto que representan un grave riesgo para los peces nativos de este espacio protegido. Y es que la mayoría de especies alóctonas, salvo la trucha arco-iris, es de carácter invasor.

La especie claramente dominante en el PN Sierra Norte de Sevilla fue el barbo **(Tabla 3)**, presente en más del 90% de las localidades prospectadas **(Figura 1)**. Las siguientes especies en importancia, ya a considerable distancia, fueron el cachuelo, la pardilla, la boga, y el calandino **(Tabla 3, Figura 1)**. Desde el punto de vista de la biomasa, tras el barbo, en importancia, se encontró la carpa **(Tabla 3)**. Esta especie exótica, aunque nunca fue muy abundante, alcanzó grandes tallas en los embalses y en las pocas localidades fluviales en que estuvo presente.

Las localidades con mayor abundancia de peces pertenecían a la cabecera del río Viar. En estos lugares la comunidad estuvo compuesta exclusivamente por especies nativas de pequeña talla (barbos, cachuelos, pardillas, colmillejas y, en algunos casos, bogas). Las especies exóticas no colonizaron estos tramos fluviales. Las cabeceras son medios muy peculiares, muy inestables desde un punto de vista hidrológico y ecológico y no permiten el asentamiento y la proliferación de especies exóticas (Bernardo *et al*., 2003). Se necesita un alto grado de especialización para sobrevivir en estos ambientes fluctuantes, del que carecen las especies foráneas.

Tallas

El análisis de la distribución de frecuencias de las tallas de las especies de peces del PN Sierra Norte de Sevilla y su área de influencia puso de manifiesto dos circunstancias alternativas, una para ríos y otra para embalses. La estructura de tallas de las poblaciones de ríos y embalses fue marcadamente distinta **(Figura 2)**. En ambientes

	Clave	CPUE ríos	CPUE embalses	BPUE ríos	BPUE embalses	Frecuencia (%)
Anguila (*Anguilla anguilla*)†	AAN	0,4 (500,0)		6,4 (500,0)		3,6
Barbo (*Barbus sclateri*)	BSC	351,4 (100,4)	1,6 (64,9)	5319,3 (194,4)	736,3 (72,6)	92,9
Pardilla (*Chondrostoma lemmingii*) †	CLE	66,1 (238,5)		361,6 (233,1)		25,0
Boga (*Chondrostoma willkommii*)	CWI	27,9 (237,7)	0,2 (142,5)	209,5 (267,2)	36,3 (154,9)	60,7
Carpa (*Cyprinus Carpio*)*	CCA	1,6 (325,8)	0,5 (120,3)	626,8 (302,6)	401,1 (118,2)	32,1
Calandino (*Squalius alburnoides*)	SAL	40,8 (335,6)		58,4 (357,3)		21,4
Cachuelo (*Squalius pyrenaicus*)	SPY	54,6 (230,5)	0,0 (223,6)	226,5 (178,5)	0,0 (245,0)	50,0
Colmilleja (*Cobitis paludica*)	CPA	9,0 (187,9)		25,8 (171,9)		39,3
Gambusia (*Gambusia holbrooki*)*	LGI	13,2 (228,1)	0,4 (110,7)	75,1 (255,1)	5,6 (131,4)	28,6
Pez sol (*Lepomis gibbosus*)*	MSA	3,4 (241,6)	0,2 (90,2)	81,2 (252,8)	11,3 (194,2)	28,6
Blacbás (*Micropterus salmoides*)*	GHO	8,7 (433,2)	0,00 (223,6)	5,1 (450,8)	0,0 (245,0)	28,6

Tabla 3. *Abundancia y biomasa medias (en paréntesis el CV, en %) de las diferentes especies de peces, expresadas como CPUE y BPUE, para tramos fluviales (capturas o Kg por 100 m de curso de agua y hora de muestreo con pesca eléctrica) y embalses (suma del número medio de capturas o kg por cada tipo de arte -trasmallos, nasas, trampas de botella y minnow traps- calados durante 12 h). Se incluye la frecuencia de aparición de cada especie (en %) y su clave abreviada.*

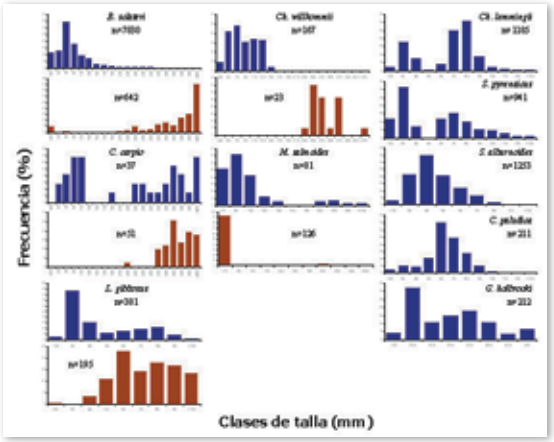

Figura 2. *Distribución de frecuencias de las tallas de las especies de peces capturadas en ríos (en azul) y embalses (en rojo) del PN Sierra Norte de Sevilla y su área de influencia. El gráfico correspondiente a las especies capturadas en embalses se coloca siempre debajo de la correspondiente a ríos. En todos los casos se indica el tamaño de la muestra (n).*

fluviales las especies nativas poseían una adecuada representación de las diferentes clases de talla, especialmente de las menores, normalmente dominantes **(Figura 2)**. En las especies con mayor rango de tamaños, como barbo y boga, predominaron los ejemplares de longitud total en torno a 100 mm y fueron muy escasos los de mayor talla. En embalses ocurrió lo contrario (Figura 2), es decir no estuvieron representadas las clases menores y predominaron las muy grandes, normalmente ausentes de los ríos (véase los casos del barbo, la boga, la carpa y el pez sol). La excepción fue el blacbás, del que la mayoría de capturas en embalses fueron ejemplares pequeños.

La situación en ríos es la normal y esperable. Las tallas más grandes normalmente no pueden desarrollarse en los hábitats fluviales, de escaso volumen, donde además son muy vulnerables a depredadores aéreos no limitados por el tamaño de la boca, como garzas o la nutria. Por el contrario, el espectro de tallas de embalses se puede considerar anómalo respecto al fluvial, por la nula representación de los individuos de menor talla. Esto es consecuencia del efecto combinado de dos factores: 1) la no reproducción en embalses de barbos y bogas, ambas de hábitos reproductores litófilos y reófilos, por lo que raramente van a estar presentes en este medio las clases de talla menores correspondientes al menos a la recluta del año; y 2) la depredación diferencial ejercida por especies acuáticas invasoras carnívoras como el blacbás, que consumen preferentemente a los individuos de menor tamaño y sesgan la distribución de frecuencias de las tallas hacia aquellos valores no susceptibles de ser depredados. Este efecto sería de aplicación a todas las especies presentes en embalses, e incluso a las que no están, cuya exclusión estaría en parte motivada por la actividad de los centrárquidos. Por tanto, barbos y bogas no se reproducen en embalses y además los ejemplares menores de estas especies que lleguen por deriva a estos medios lénticos son eficazmente consumidos por el blacbás y eventualmente desplazados competitivamente por el pez sol. Las otras especies nativas de pequeña talla aunque potencialmente pueden reproducirse en los embalses están ausentes de ellos por estas mismas razones. La carpa sí se reproduce en embalses pero las más pequeñas deben ser igualmente depredadas/desplazadas por los centrárquidos. Asimismo, la escasa representación de los individuos de menor talla del pez sol, que también se reproduce en embalses, puede ser debida a la elevada tasa de crecimiento de esta especie en estos medios que son su hábitat óptimo –los individuos nacidos han crecido más que los de ríos–, y a la probable depredación que sufra por parte del blacbás, precisamente la única especie que cuenta con ejemplares pequeños en embalses.

Asociaciones de especies

Tras la aplicación de un TWINSPAN se obtuvieron cuatro asociaciones de especies **(Figura 3a)**. Cada asociación quedó

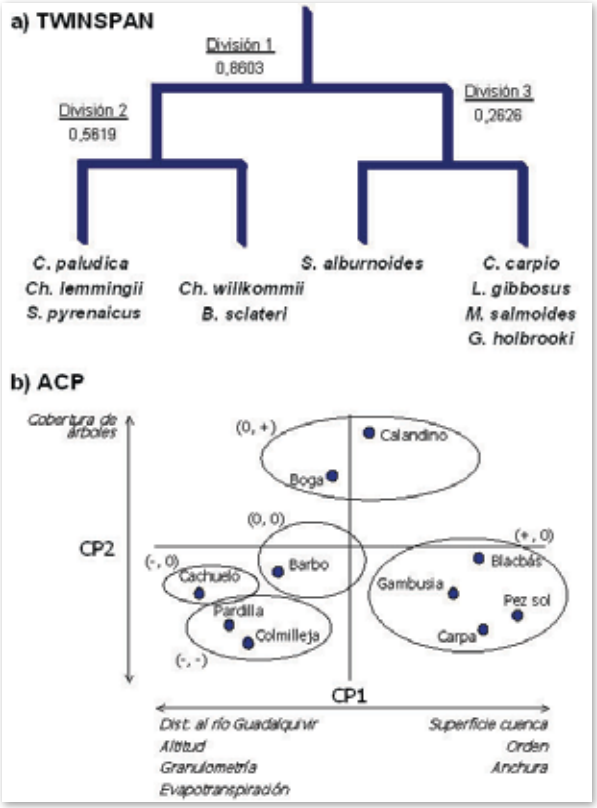

Figura 3. *Ordenación de las especies de peces del PN Sierra Norte de Sevilla según sus afinidades de distribución. A) Agrupaciones obtenidas tras la aplicación de un análisis TWINSPAN a una matriz de presencia-ausencia de especies x localidad. Los números indican la probabilidad que separa los distintos grupos, es decir su disimilitud. B) Distribución de las especies en el plano definido por los dos primeros componentes de un ACP aplicado a una matriz de abundancia de especies (CPUE) x localidad. Se enmarcan en elipses las especies que muestran un mismo tipo de correlación con los componentes, formando por tanto asociaciones que tienden a aparecer en las mismas localidades. Se incluye entre paréntesis la correlación que muestra cada asociación de especies con el primer (izquierda) y segundo componente (derecha). Bajo las flechas se indican las variables ambientales que presentan una correlación significativa con cada componente principal (CP1 y CP2).*

compuesta por especies que tendían a aparecer en las mismas localidades, independientemente de su abundancia. El primer grupo identificado estuvo compuesto por tres especies: la colmilleja, el cachuelo y la pardilla. Estas especies suelen convivir en ambientes inestables, como los tramos altos de los ríos donde pueden alcanzar altas densidades. La segunda asociación la formaron el barbo y la boga, que tienen un carácter generalista en cuanto a su distribución y tienden a predominar en los tramos medios. En tercer lugar apareció el calandino, muy próximo a la asociación constituida por las especies exóticas (carpa, blacbás, pez sol y gambusia). Tanto el calandino como, especialmente, las exóticas, mostraron claras preferencias por los tramos más bajos, con condiciones hidrológicas más estables.

La aplicación de un Análisis de Componentes Principales (ACP) a una matriz de abundancia de especies por localidad produjo dos componentes que explicaron en conjunto más del 50% de la varianza original de la matriz (CP1 33,52% y CP2 18,09%) y que generaron 5 asociaciones de especies **(Figura 3b)**.

Los resultados generados por ambos métodos de ordenación (TWINSPAN y ACP) fueron muy coherentes, a pesar del diferente procedimiento analítico seguido por cada uno de ellos. Así la ordenación de especies que produjo el CP1 concuerda perfectamente con la obtenida con el TWINSPAN: cachuelo, pardilla, colmilleja -barbo, boga – calandino – gambusia, blacbás, carpa, pez sol. Esta secuencia además posee un evidente significado ecológico como se ha visto en un trabajo más amplio, que engloba a todo el cuadrante suroccidental ibérico (Blanco-Garrido, 2006).

Comunidades ícticas

La riqueza media total en el PN Sierra Norte de Sevilla fue de 4,1 especies en ríos y 3,5 especies en embalses **(Tabla 4)**, aunque en el primer caso éstas fueron principalmente nativas y en el segundo mayoritariamente exóticas **(Tabla 4)**.

Como ya se vio para las poblaciones, la comparación del espectro de tamaños medios de las especies **(ver Figura 2)** puso de manifiesto la existencia de dos comunidades bien diferentes, una propia de ríos y otra de embalses. La fluvial fue muy rica en especies, la mayoría nativas, con muchos individuos y dominada por ejemplares de tamaño pequeño **(Figura 2)**, salvo alguna esporádica carpa con un peso en promedio superior a 400 g. Mientras que la de embalses estuvo formada por solo seis especies, la mayoría exóticas, normalmente de gran tamaño, de casi 300 g de media **(Figura 2)**, siempre mucho mayores que en ríos.

Los valores del índice de Shannon y la equitatividad fueron menores en ríos que en embalses **(Tabla 4)**. Esto implica que en ríos existió un reparto más desigual de la abundancia total entre especies que en embalses. Este desequilibrio se debió en todos los casos al barbo, especie claramente dominante en la comunidad promedio, tanto fluvial, como de embalses.

Lo dicho para las capturas es igualmente aplicable a la biomasa, si bien en este caso, la dominancia ejercida por el barbo se acentúa por la mayor talla que alcanza esta especie frente al resto **(Tabla 3)**. Si se obvia a esta especie, la comunidad aparece mucho más equilibrada.

Las localidades con mayor riqueza de especies (6 especies) fueron los tramos bajos de los ríos. El aumento del número de especies de peces desde la cabecera hasta la desembocadura es un fenómeno bien conocido en ecología fluvial (Magalhães *et al*. 2002b). Aunque muchas de las especies que hacen aumentar la riqueza en los tramos bajos son exóticas. En ellos, con una mayor estabilidad hidrológica y la existencia de aguas más remansadas (Schlosser, 1990), se crean unas condiciones muy propicias para la proliferación de estas especies foráneas. Además, el río Guadalquivir actúa como fuente de especies exóticas.

En conjunto, estos resultados definen una comunidad íctica característica de los medios fluviales del PN Sierra Norte de Sevilla, constituida por tres especies, entre las que domina el barbo, seguida por un representante del género *Squalius* (cachuelo o calandino) y por otro del género *Chondrostoma* (boga o pardilla). Eventualmente, si las condiciones ambientales lo permiten, aparece la colmilleja o alguna de las especies exóticas presentes en el área.

En embalses esta comunidad nativa típica del sur peninsular se ve totalmente modificada por efecto de la presencia de especies exóticas de carácter invasor y

	Ríos		Embalses				
	media	N	media	N	t-value	df	p
S autóctonas	3,1±1,1	25	1,3±1,0	6	3,6	29	0,001
S exóticas	1,0±1,4	25	2,2±1,5	6	-1,8	29	0,087
S total	4,1±1,5	25	3,5±1,2	6	0,9	29	0,380
H CPUE	1,0±0,5	25	1,3±0,3	6	-1,3	29	0,205
H BPUE	0,8±0,5	25	0,9±0,3	6	-0,4	29	0,672
H max	1,9±0,6	25	1,9±0,6	6			
J CPUE (%)	50,8±24,2	24	77,7±12,8	6	-2,6	28	0,014
J BPUE (%)	46,0±25,3	24	61,1±26,1	6	-1,3	28	0,207

Tabla 4. *Valor medio (± desviación estándar) de la riqueza de especies (S), la diversidad de Shannon (H) y la equitatividad (J: H/Hmax) de las comunidades de peces de los ríos y embalses del PN Sierra Norte de Sevilla. Se incluye la comparación de las medias entre ríos y embalses con el test de la t.*

junto con el barbo, normalmente de gran talla, aparecen en promedio otras dos o tres especies exóticas, principalmente pez sol, seguida de carpa y/o blacbás.

Preferencias de hábitat en relación a los principales factores ambientales

Las correlaciones entre los dos primeros componentes obtenidos tras aplicar un ACP a una matriz de abundancias de las especies de peces ($CP1_{AB}$ y $CP2_{AB}$) y las variables del hábitat pusieron de manifiesto que el $CP1_{AB}$ representó un gradiente de distribución de especies, desde el tramo alto al tramo bajo fluvial. Cada asociación de especies **(Figura 3b)** mostró las siguientes preferencias:

- El grupo formado por cachuelo, pardilla y colmilleja estuvo asociado a los tramos altos, a las cabeceras, caracterizadas por estar alejadas del cauce del Guadalquivir, poseer mayor altitud, estar formadas por lechos fluviales con sustratos gruesos y sufrir una elevada evapotranspiración **(Figura 3b)**. Estas tres especies son de pequeño tamaño, característica típica de especies que habitan en medios inestables (Poff y Ward, 1989; Schlosser, 1990), con adaptaciones morfológicas y fisiológicas que les permiten explotar ambientes estresantes. Por ejemplo, la colmilleja posee una modificación en la vejiga natatoria que le habilita para respirar pequeñas cantidades de oxígeno atmosférico, compensando así los episodios de anoxia propios de las pozas estivales de los tramos altos de estos ríos y arroyos (Gómez-Caruana y Díaz-Luna, 1991).
- Los peces exóticos, por el contrario, se asocian principalmente a los tramos bajos de los ríos. Estas zonas se caracterizan por tener un área de drenaje extensa (superficie de cuenca), un orden elevado y cauces amplios (Figura 3b). En los tramos bajos el agua tiende a remansarse, son zonas con profundidad moderada y la estabilidad hidrológica es mucho mayor que en los tramos medios y altos. Estas condiciones son propicias para el asentamiento y proliferación de las especies exóticas. Además, en general, poseen un mayor nivel de degradación ambiental, que también favorece a estos elementos foráneos.
- El barbo, calandino y la boga se mostraron aparentemente indiferentes al gradiente tramo alto- tramo bajo, aunque los dos últimos aparecieron asociados a cauces con una elevada cobertura de árboles, según se desprende de su correlación con el $CP2_{AB}$ **(Figura 3b)**.

Influencia de los embalses sobre las preferencias de hábitat

Los embalses son infraestructuras hidráulicas que modifican drásticamente el medio fluvial; transformando un medio lótico o de aguas corrientes en un medio léntico; multiplican extraordinariamente el volumen de hábitat acuático respecto al cauce original y durante su explotación están sometidos a unas fluctuaciones de nivel erráticas, no integradas evolutivamente por las especies nativas; y representan una barrera infranqueable para los organismos acuáticos. Sin embargo, muchas de estas características los hacen idóneos para la proliferación de especies exóticas (Prenda *et al*. 2002, 2006; Clavero *et al.* 2004), la gran mayoría de ellas limnófilas y adaptadas a ambientes degradados. Por tanto, los embalses del PN Sierra Norte de Sevilla representan una alteración radical del hábitat fluvial original que propicia la penetración y expansión de especies invasoras (Prenda *et al.* 2002; Clavero *et al.* 2004; Blanco-Garrido, 2006), que a su vez ejercen un gran impacto sobre las comunidades nativas: las simplifican y alteran la estructura de tallas de las que logran sobrevivir en ellos.

La mayor o menor proximidad a los embalses afectó a la proporción de las diferentes especies **(Figura 4)** y a sus

tallas medias (Tabla 5). Como ya se había apuntado, la proporción de especies nativas fue claramente mayor en los tramos fluviales que en los embalses (Figura 4) y todas las especies presentaron tallas significativamente diferentes al compararlas a distancias crecientes de los embalses (Tabla 5). Las tallas del barbo y la boga aumentaban a medida que disminuía la distancia a los embalses, haciéndose máximas en ellos (Tabla 5). El pez sol siguió un patrón similar, alcanzando las tallas máximas en los propios embalses (Tabla 5).

Influencia de las especies exóticas sobre las preferencias de hábitat de las nativas

Las especies nativas ibéricas han evolucionado en ausencia de depredadores, y por tanto no han desarrollado los mecanismos adaptativos necesarios para hacer frente de manera eficaz a las especies exóticas. Ello sin duda debe repercutir en los patrones de distribución y uso del espacio de las especies nativas. Se ha observado con anterioridad la existencia de una clara segregación espacial entre especies nativas y especies exóticas (Figura 3). Las nativas, en general, tienden a ocupar los tramos altos, mientras que las exóticas habitan en los tramos bajos. Este es un fenómeno gradual de respuesta progresiva de peces nativos y exóticos al gradiente ambiental tramo alto-tramo bajo (Figura 5a). La abundancia de nativas en conjunto disminuye desde los tramos altos hacia las zonas bajas de los ríos, justo el patrón inverso observado para las especies alóctonas, cuyas abundancias crecen a medida que se desciende desde los tramos de cabecera hasta los tramos bajos (Figura 5a). Algo similar ocurre con la riqueza de especies; el número de especies nativas aumenta desde la cabecera hasta la zona media del gradiente, a partir de ahí y coincidiendo con la aparición de las especies exóticas la riqueza de autóctonas disminuye, llegando a valores similares a los mostrados en los tramos altos (Figura 5a). En las localidades donde coexisten, la abundancia y riqueza de las especies autóctonas disminuye a medida que las alóctonas se hacen más numerosas y viceversa (Figura 5b).

Estos patrones de variación en la abundancia y la riqueza observados para las especies nativas contradicen las tendencias naturales ampliamente descritas para ambientes fluviales. Sería esperable que, tanto la abundancia como la riqueza, aumentasen desde la cabecera hacia los tramos bajos (Magalhães *et al.* 2002b). Sin embargo, se observa justo lo inverso. Todo ello apunta a que son las especies exóticas las responsables de alterar e invertir los patrones naturales de distribución de las especies nativas en los ríos estudiados en el Parque Natural. Los peces exóticos actúan como agentes perturbadores y desestructuradores de las comunidades de peces nativos. Una vez que las especies exóticas colonizan un determinado lugar se simplifica enormemente la comunidad de peces nativos, tanto en número de individuos como de especies (Clavero & García-Berthou, 2005; Blanco-Garrido, 2006; Blanco-Garrido *et al.* 2007). De aqui se deriva que los peces exóticos sean uno

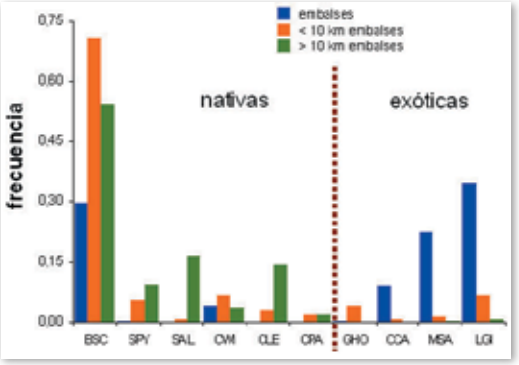

Figura 4. *Distribución de la proporción de la abundancia de cada especie de pez del PN Sierra Norte de Sevilla en sectores a distinta distancia a embalses.*

Especie	embalses	< 10 Km	> 10 Km	F	p
BSC	370,7	90,2	80,9	3422,3	<0,001
SPY	31,0	74,0	53,8	61,13	<0,001
SAL		63,8	50,4	24,11	<0,001
CWI	279,5	98,3	75,5	553,8	<0,001
CLE		77,1	69,6	14,9	<0,001
CPA		61,4	75,9	54,4	<0,001
GHO	52,0	32,3	42,5	3,24	0,041
CCA	367,2	215,3	401,0	33,4	<0,001
MSA	60,7	98,0	88,6	13,19	<0,001
LGI	80,4	61,4	63,6	50,35	<0,001

Tabla 5. *Comparación (ANOVA) de la tallas medias (mm) de cada especie entre: localidades en embalses, localidades a menos de 10 Km de embalses y localidades a más de 10 Km de embalses.*

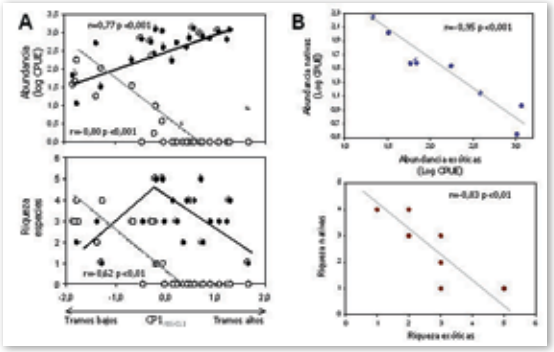

Figura 5. *Relación entre las especies de peces exóticas y las nativas del PN Sierra Norte de Sevilla. A) Relación entre el gradiente de tramo alto-tramo bajo definido por el $CP1_{FIS\text{-}CLI}$ y la abundancia de nativas y exóticas (arriba), y la riqueza de ambos grupos de especies (abajo). B) Relación entre la abundancia (arriba) y la riqueza de nativas y exóticas (abajo).*

de los principales factores de amenaza del estado de conservación de la ictiofauna nativa en el área de estudio.

Ya se comentó con anterioridad como pueden afectar las especies exóticas, especialmente el blacbás y el pez sol, a las nativas. La primera depreda sobre las especies nativas de mediano y pequeño tamaño, esquilmando sus poblaciones. El pez sol compite eficazmente por los mismos recursos –invertebrados- que las especies autóctonas, depreda sobre sus huevos y sobre las tallas menores. De forma parecida actúa la gambusia. Además estas dos últimas especies despliegan un marcado comportamiento agonístico que excluye eficazmente de sus territorios a los peces nativos, mucho menos agresivos. La carpa, por último, modifica sustancialmente el funcionamiento ecológico de las masas de agua, incrementando su turbiedad y haciendo desaparecer a los macrófitos y a toda su fauna asociada. La combinación de estos efectos altera la composición de la ictiofauna nativa.

Diagnóstico del estado de conservación de la ictiofauna en el PN Sierra Norte de Sevilla y propuesta de gestión

Para el cálculo del valor de conservación en cada una de las subcuencas estudiadas, se usó la media aritmética de los valores obtenido en los puntos de muestreo **(Tabla 6)**. Las dos aproximaciones al valor de conservación son equivalentes tal y como indica la correlación existente entre ambas ($r=0,48$; $p<0,05$). Según este índice los lugares mejor conservados corresponden a los tramos de cabecera de los ríos, escasamente invadidos por especies exóticas **(Tabla 6)**. En cambio las localidades con un peor estado de conservación corresponden a las situadas en los tramos bajos **(Tabla 6)**. Los puntos con mayor nivel de degradación fueron el 14, el 15 y el 23, mientras que los situados en la cabecera del Viar (2, 3, 4, 7 y 8) presentaron un alto valor de conservación. Por cuencas, la mejor conservada fue la del Viar con

diferencia, y las peores la de la Ribera de Huelva y la del Huéznar.

La gestión óptima de la ictiofauna del PN Sierra Norte de Sevilla pasa fundamentalmente por el mantenimiento de las condiciones fisico-químicas y estructurales del hábitat actuales, por la eliminación de todos aquellos obstáculos que generan embalses y que carecen de utilidad alguna, y por el seguimiento periódico de los peces en un conjunto representativo de localidades, especialmente en la cabecera del Viar, haciendo especial hincapié en la boga. Lamentablemente, es prácticamente imposible ejercer algún tipo de medida útil que sirva para controlar a las especies exóticas, principal agente de degradación de la ictiofauna del área de estudio. Así mismo es recomendable plantearse un plan de repoblación con anguilas en diferentes cursos de agua del Parque Natural y, por el contrario, el cese de las repoblaciones con salmónidos, especialmente con trucha arco-iris, en el Huéznar. Desde la dirección del Parque se debe incidir en prácticas de manejo de embalses que no perjudiquen a la ictiofauna nativa y, en ningún caso, se debe promover la creación de nuevas presas, ni siquiera con el objeto de crear láminas de agua permanentes con intenciones ecológicamente loables. Siempre serán fuente de especies exóticas que no solo arruinarán a los peces nativos, sino a muchos otros elementos de la biodiversidad local, como invertebrados, anfibios, aves e incluso mamíferos.

Gambusias

Localidad	V.C. abundancia	V.C. frecuencia
1	3,0	1,3
2	**10,6**	**2,0**
3	**10,6**	**1,5**
4	**16,0**	**1,8**
5	8,5	1,1
6	9,4	**1,6**
7	**11,6**	1,1
8	**13,7**	1,2
9	8,3	1,0
10	6,1	1,0
11	**0,0**	**2,0**
12	6,7	1,2
13	8,5	**1,7**
14	**-3,2**	0,1
15	**-0,2**	**0,6**
16	5,1	1,3
17	0,0	**2,0**
18	5,2	**1,5**
19	3,2	1,1
20	9,1	**2,0**
21	1,5	1,1
22	2,1	**0,5**
23	***-1,8***	0,7
24	1,6	1,0
25	**-0,1**	0,8
Rib. Huelva	**-0,1**	0,7
Huéznar	1,4	**1,4**
A. Puerco	**2,1**	**0,5**
Retortillo	**5,3**	**1,5**
Viar	**8,2**	**1,3**

Tabla 6. *Valor de conservación (VC) de cada localidad de muestreo considerando dos métodos alternativos para el cálculo de un índice basado en el de Doadrio* et al. *(1991) (ver texto). Se incluye el VC medio para cada una de las cuencas estudiadas. Cuanto mayor es el índice mayor es el valor de conservación.*

Rivera del Huéznar

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se ha realizado dentro del Proyecto de construcción de la presa de Los Melonares, área de compensación ecológica y conjunto de medidas compensatorias y correctoras de impacto ambiental tt.mm. varios (Sevilla) y su elaboración no habría sido posible sin la ayuda prestada en todo momento por la Dirección de Obra y el resto del personal de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, así como por parte de Melonares UTE y de la Consejería de Medio Ambiente. Especialmente queremos agradecer la colaboración ofrecida y la buena disposición mostrada por D. Enrique Grosso y D. Miguel Ángel Puertas. Asimismo, Dña. Nuria López, D. Jorge Canca y D. Francisco González atendieron en numerosas ocasiones nuestros requerimientos ayudándonos a solventar adecuadamente diversas situaciones, tanto en el campo como en la oficina.

Es necesario igualmente señalar las aportaciones efectuadas por el Directora Conservadora del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla, Dña. Inmaculada Cuenca Bonilla y por el resto del personal de la Consejería de Medio Ambiente. D. José Manuel Fernández participó activamente en varias fases del trabajo y, junto con la guardería, facilitaron el acceso a varios puntos de muestreo. Por último queremos agradecer la colaboración en las tareas de campo a José Antonio Sarrión, Concepción Macías y Miriam Fernández.

Adecuación de un azud para permitir el tránsito de los peces en la rivera del Huéznar

BIBLIOGRAFÍA

BLANCO-GARRIDO, F. 2006. *Ecología, distribución y conservación de peces continentales en el cuadrante suroccidental ibérico*. Tesis Doctoral. Universidad de Huelva.

BLANCO-GARRIDO, F., J. PRENDA & M. NARVAEZ. 2007. Eurasian otter (*Lutra lutra*) diet and prey selection in Mediterranean streams invaded by centrarchid fishes. *Biol. Inv.*, en prensa.

CLAVERO, M. 2003. *Ecología y conservación de la nutria y los peces continentales en pequeños arroyos del Campo de Gibraltar*. Tesis Doctoral. Universidad de Huelva.

CLAVERO, M., BLANCO-GARRIDO, F. & PRENDA, J. 2004. Fish fauna in Iberian Mediterranean river basins: biodiversity, introduced species and damming impacts. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecos.*, 14: 575-585.

CLAVERO M. & E. GARCÍA-BERTHOU. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *TREE*, 20: 110.

DOADRIO, I. & J. A. CARMONA. 2006. Phylogenetic overview of the genus Squalius (Actinopterygii, Cyprinidae) in the Iberian Peninsula, with description of two new species. *Cybium*, 30: 199-214.

DOADRIO, I. (ED.) 2001. *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza.

DOADRIO, I., B. ELVIRA. & Y BERNAT. 1991. *Peces continentales españoles. Inventario y clasificación de zonas fluviales*. Colección Técnica, ICONA, Madrid.

DOADRIO, I., S. PEREA & F. ALONSO. 2007. A new species of the genus Squalius Bonaparte, 1837 (Actinopterygii, Cyprinidae) from the Tagus River Basin (Central Spain). *Graellsia*, 63: 89-100.

GÓMEZ-CARUANA F. & J. L. DÍAZ-LUNA. 1991. *Guía de los peces continentales de la Península Ibérica*. Penthalon, Madrid.

LEGENDRE P. & L. LEGENDRE. 2000. *Numerical ecology. Developments in environmental modelling 20*. Elsevier. Segunda Edición

MADOZ, P. 1845-1850. *Diccionario Geográfico-Estadístico-Histórico de España*. Ámbito/Editoriales Andaluzas Reunidas (Ed. Facsimil, 1988). Valladolid.

MAGALHÃES, M. F., C. B. DIOGO & M. J. COLLARES-PEREIRA. 2002. Gradients in stream fish assemblages across a Mediterranean landscape: contributions of environmental factors and spatial structure. *Freshwat. Biol.*, 47: 1015-1031.

POFF N. L. & J. V. WARD. 1989. Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*; 46: 1805-1818.

PRENDA J. 1993. *Uso del hábitat en algunas poblaciones de animales acuáticos de un río del sur de España. Influencia de las interacciones bióticas*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.

PRENDA J., ARMITAGE P. D. & GRAYSTON A. 1997. Habitat use by the fish assemblages of two chalk streams. *J. Fish Biol.*, 51: 64-79.

PRENDA, J., CLAVERO M., BLANCO F. & REBOLLO A. 2002. Consecuencias ecológicas de la creación de embalses en el ámbito mediterráneo: el caso de los peces. *III Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua*: 497-503.

PRENDA, J., M. CLAVERO, F. BLANCO GARRIDO, A. MENOR & V. HERMOSO. 2006. Threats to the conservation of biotic integrity in Iberian fluvial ecosystems. *Limnetica*, 25: 377-388.

ROBALO, J. I., V. C. ALMADA, A. LEVYA & I. DOADRIO. 2007A. Re-examination and phylogeny of the genus Chondrostoma based on mitochondrial and nuclear data and the definition of 5 new genera. *Mol. Phyl. Evol.*, 42: 362-372.

ROBALO, J. I., I. DOADRIO, A. VALENTE & V. C. ALMADA. 2007B. Identification of ESUs in the critically endangered Portuguese minnow Chondrostoma lusitanicum Collares-Pereira 1980, based on a phylogeographical analysis. *Cons. Genet.*, 8: 1225-1229.

SCHLOSSER I. J. 1990. Environmental variation, life history attributes and community structure in stream fishes. Implications for environmental management and assessment. *Env. Manag.*, 14: 621-628.