

Estudio medioambiental del río Jiloca

Moraia Grau López*

José Manuel González Cano**

RESUMEN. Siguiendo las pautas marcadas por la Directiva Marco del Agua, se estudiaron diversos indicadores de la calidad de los ríos Jiloca y Pancrudo tales como la fauna piscícola, la comunidad de macro-invertebrados bentónicos, las comunidades de vegetación de ribera, las características hidrogeomorfológicas y del hábitat fluvial. Para la evaluación de la calidad ecológica se utilizaron diversos índices: IBMWP y IASPT de macro-invertebrados acuáticos; QBR, de la calidad de la vegetación de ribera; y IHM a partir de parámetros hidrogeomorfológicos. Los resultados indican que el estado del río Pancrudo es mediocre y el del río Jiloca *malo*. Las principales afecciones encontradas son debidas a sondeos y detracciones de caudal, a vertidos de aguas residuales sin depurar, y a las modificaciones del cauce y de las zonas de ribera. Sin embargo, a pesar de su disminuída condición ecológica, algunas secciones de estos ríos mantienen valores importantes que es necesario preservar, tales como una población de trucha común (*Salmo trutta*) de raza autóctona, ejemplares añosos de álamos negros en las márgenes, secciones con la morfología fluvial poco alterada, y los humedales asociados al río Jiloca. La preservación de estos valores debe ser prioritaria, dentro de un plan de mejora de la calidad ecológica de estos ríos, que debe ponerse en marcha para poder cumplir con los requerimientos de la Directiva Marco del Agua.

* Consultora autónoma. Bióloga - Ingeniero Téc. Forestal.

** Jefe del Equipo de Biodiversidad. Servicio Provincial de Medio Ambiente de Teruel.

ABSTRACT. Following the Water Framework Directive guidelines, several ecological indicators were examined in the rivers Jiloca and Pancrudo, such as fish, benthic macro-invertebrate and riparian communities, and hábitat elements and hydrogeomorphic attributes of the fluvial system. For the evaluation several indices were calculated: IBMWP and IASPT using benthic macro-invertebrates; QBR, or Riparian Vegetation Quality Index, and IHM, or hydrogeomorphic parameters index. The results show that the Jiloca River has a poor ecological quality and the Pancrudo River a moderate one. The main factors associated with the degraded condition are surface perforations and flow detractions, untreated sewage effluents, channel dredging and straightening, and riparian zone alteration. In spite of the poor condition, the rivers Jiloca and Pancrudo have valuable assets to preserve, such as an autochthonous common trout (*Salmo trutta*) population, isolated old-growth black poplars in the riparian zone, sections of relatively unaltered morphology, and rare channel associated wetlands, the preservation of which must be a priority, previous to an ecological rehabilitation plan developed to meet the requirements of the Water Framework Directive.

Introducción

Los ríos son unos elementos muy importantes de nuestro entorno, y han acompañado y contribuido al desarrollo de gran número de ciudades y culturas. Sin embargo, quizás por aquello de “dónde hay confianza, da asco”, la relación de la sociedad humana con los ríos no ha contribuido a su conservación como tales, sino todo lo contrario. Generalmente, los múltiples usos para los que se han empleado los ríos, sin atender a razones más que de utilidad, ha cambiado su fisonomía, la calidad de sus aguas y la cohorte de especies que los habitaba.

La Directiva Marco del Agua, una Directiva de la Comunidad Europea dirigida hacia la gestión del agua, ha reconocido ese otro valor de los ambientes del agua: su valor como ecosistema de numerosas especies, incluida la humana. Esta Directiva plantea el reto del uso de los ecosistemas acuáticos preservando su funcionamiento y calidad, y asegurando la conservación de las especies que de ellos dependen, tal y como hace la Directiva Hábitats en los ambientes terrestres. Para cumplir con esta normativa europea, es necesario examinar el estado de los ríos, así como de otros ecosistemas acuáticos continentales, a partir de indicadores físico-químicos, biológicos e hidromorfológicos. Si su calidad ecológica no se considera como *buena*¹, se requiere aplicar medidas correctoras para mejorarla, de modo que se alcance un buen estado ecológico antes de finales del año 2015.

El estudio medioambiental del río Jiloca se concibió dentro de esta línea de evaluación del estado ecológico, mediante el examen de la fauna piscícola, de los macroinvertebrados bentónicos, de la vegetación de la ribera, de la condición del hábitat y de la hidrogeomorfología del sistema fluvial.

Área del estudio

La zona del estudio comprende el río Jiloca hasta el límite de Teruel y su afluente el río Pancrudo. En la época en que se hizo el estudio había varios proyectos en la zona en distintas fases de desarrollo: el pantano de Lechago; la restauración de los Ojos de Monreal; la restauración del Cañizar de Villarquemado; y la construcción de depuradoras en Calamocha, Monreal del Campo, y en el entorno de Caminreal, Fuentes Claras y Torrijo del Campo. Algunos de estos proyectos están ya finalizados y sus efectos no están recogidos en este estudio.

(1) Calidad definida según la Directiva Marco del Agua.

Desarrollo del estudio

El estudio se desarrolló en varias fases, mediante trabajo de gabinete y trabajo de campo. Primeramente se examinaron los dos ríos de forma general, y con ayuda de mapas topográficos a escala 1:25.000, se dividieron en tramos siguiendo criterios hidromorfológicos como aumento de caudal por entrada de aportes significativos, cambios en el estilo del cauce o del valle, o alteraciones por impactos antrópicos, tales como vertidos urbanos de impacto sustancial. Los tramos se consideran relativamente homogéneos, aunque dentro de ellos existan zonas diferenciadas. Se identificaron cuatro tramos en el río Jiloca (JIL1 a 4) y tres en el río Pancrudo (PAN1 a 3) (fig.1).

A continuación se seleccionaron entre dos y cuatro estaciones de muestreo por tramo, con un total de 27 estaciones. También se muestrearon tres humedales asociados al río Jiloca: Ojos de Caminreal o de la Rifa, Ojos del Poyo y Ojos de Monreal. Para la selección de las estaciones se usaron tres criterios: 1) estación de muestreo piscícola en años anteriores; 2) accesibilidad a la zona de muestreo; 3) representatividad y espaciamiento relativamente regular dentro de cada tramo.

El trabajo de campo se realizó en dos fases en el verano del 2005: muestreos de fauna piscícola en la segunda quincena de julio, y muestreos de invertebrados y toma de datos de vegetación, físico-químicos e hidromorfológicos del 15 de septiembre al 14 de Octubre. Con los datos adquiridos se calcularon varios índices de calidad ecológica: IBMWP' y IASPT (índices bióticos de calidad del agua a partir de macroinvertebrados); QBR (índice de calidad de la vegetación de ribera); IHF (índice de calidad del hábitat fluvial) (*Pardo et al.* 2004); y el índice de calidad a partir de indicadores hidromorfológicos propuesto por Ollero et al. (2005). En las siguientes secciones se detalla la metodología seguida en los muestreos y se detallan algunos aspectos de la toma de datos.

Muestreo piscícola

El método de muestreo empleado fue la pesca eléctrica. Para ello se empleó un generador EG 1900 X, alimentado por un motor conectado a un transformador ERREKA II para rectificar a continua la corriente alterna suministrada por el generador, que permite regular el voltaje y la intensidad de las descargas en función de la conductividad del agua.



1. Mapa de las estaciones de muestreo en los ríos Jiloca y Pancrudo.

La longitud del tramo fue variable, entre 16 y 70 m., dependiendo de las características de la estación de muestreo, pero siempre se consideró suficiente como para que quedara representada la diversidad de la fauna piscícola de la estación. Ya que no se utilizaron redes de cierre, como punto inicial se seleccionó una zona que evitase o disminuyera la presencia de ejemplares aguas abajo, tal como unos rápidos, o bien un obstáculo natural. Desde dicho punto el río se fue remontando hasta un punto difícil de superar por los peces, como una cascada, una zona de rápidos, o un azud. De esta manera los ejemplares que nadasen aguas arriba escapando de la descarga eléctrica serían detectados posteriormente. Se realizó una sola pasada.

Este sistema de pasada única sin redes de cierre del cauce, se considera suficiente para detectar la diversidad de especies, y para dar un perfil aproximado de la estructura de las poblaciones piscícolas. Sin embargo, a pesar de tratar de causar la menor turbidez posible para poder detectar mejor los ejemplares afectados por la descarga, por ejemplo, muestreando contra corriente, problemas puntuales de turbidez, corriente demasiado rápida, abundante vegetación, etc., impide que se capture la totalidad de ejemplares. Dependiendo de las características de la estación y del número de peces que se observó escapar aguas abajo, se estimó la efectividad del muestreo, expresada como la proporción de individuos capturados respecto al total de peces del tramo. Esta estima de efectividad es aplicable solamente sobre los individuos de más de 8 cm. de longitud furcal ya que los de talla inferior pueden pasar desapercibidos fácilmente.

Los individuos capturados fueron identificados y se midió su longitud furcal. Así mismo se anotó cualquier signo de enfermedad o malformación. Tras la toma de datos los ejemplares fueron devueltos al río.

Determinación de la procedencia geográfica de la trucha común

Desde hace ya medio siglo la repoblación con trucha común (*Salmo trutta*) forma parte de la política de gestión de los ríos españoles. El origen de las truchas comunes de repoblación criadas en las piscifactorías es principalmente centroeuropeo, y aunque morfológicamente son muy difíciles de distinguir de la trucha común autóctona, existen marcadas diferencias genéticas. Los análisis de diferencias genéticas entre la trucha común de procedencia centroeuropea o atlántica (ATL), y de la trucha común autóctona o mediterránea (ME) realizados en España, han puesto de manifiesto que mientras las diferentes poblaciones de trucha autóctona presentan una gran heterogeneidad genética, las poblaciones de trucha atlántica procedentes de distintas piscifactorías muestran gran homogeneidad genética. Los análisis genéticos también han mostrado que existen híbridos naturales entre los dos tipos genéticos, y que se ha producido una disminución notable de individuos de raza autócto-

na, y un aumento tanto de híbridos como de individuos de raza centroeuropea en otras cuencas (Lapesa, 2004). Por ello, se consideró importante establecer la situación de la raza autóctona en la cuenca del Jiloca.

Para intentar conocer la pureza genética de los individuos capturados, se tomaron muestras de la aleta adiposa de casi todos los ejemplares del río Pancrudo, y de los del río Jiloca que presentaban la librea clásica del río Pancrudo, de tonos grisáceos y ocelos pálidos. No se recogieron muestras de los que mostraban deformidades en aletas o cabeza, propias de los ejemplares de piscifactoría.

Muestreo de macroinvertebrados acuáticos

El muestro de macroinvertebrados acuáticos se realizó siguiendo el protocolo GUALMED (Jaimez-Cuéllar *et al.* 2004), para cálculo de los índices de calidad del agua IBMWP² (Alba-Tercedor *et al.* 2002) y IASPT³ (Armitage *et al.* 1983). Primeramente se examinó la zona de muestreo para identificar los diversos hábitats, y para localizar animales que viven en la superficie, como los zapateros (Fam. Gerriidae). Los distintos hábitats presentes en el cauce se muestrearon con una red de mano de 400_m de luz de malla. Con la red colocada a contracorriente, se removió el sustrato con los pies aguas arriba de la red para que el material removido y los invertebrados desalojados del sustrato entrasen en ella. En el caso de abundante vegetación acuática, también se removió la vegetación, bien con la mano o con los pies. En el caso de piedras grandes, éstas se limpiaron con la mano dentro de la red. El contenido de la red se vaciaba periódicamente en una batea blanca llena de agua. El muestreo se continuó hasta que en la red no se capturaron nuevos taxones. Los distintos taxones de macro-invertebrados capturados se conservaron en alcohol de 90° para su posterior identificación en el laboratorio.

Toma de datos físico-químicos, morfológicos, de vegetación y hábitat

En el límite inferior (aguas abajo) de la estación de muestreo, se determinó la temperatura, conductividad, porcentaje de oxígeno disuelto, y pH del agua, con instrumentos electrónicos de medición propiedad del Servicio Provincial de Medio Ambiente de Teruel.

(2) Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP) desarrollado en Gran Bretaña y adaptado para la península Ibérica por Alba-Tercedor y Sánchez Ortega (1988).

(3) Índice de Valor Medio per Taxón (siglas en inglés ASPT); es decir, el índice medio por taxón calculado a partir del IBMWP.

Para la caracterización de la vegetación de ribera, del hábitat fluvial y de la geometría del cauce se examinaron 100m de cauce aguas arriba de cada estación de muestreo. Se caracterizó la geometría del cauce mediante la relación anchura/profundidad, para lo que en una zona que se consideró representativa se midieron la anchura media y la profundidad media del cauce activo, y se hizo un croquis de la sección transversal.

En ésta sección del río y de la ribera se identificaron todas las especies arbóreas y arbustivas, así como los helófitos de las márgenes del cauce. La vegetación acuática también puede ser un indicador de calidad ecológica, por lo que se anotaron las especies acuáticas reconocibles visualmente y se tomaron muestras de las no conocidas para su posterior identificación. La determinación de las especies la realizó Carlos Fabregat Lluca, del Jardín Botánico de la Universidad de Valencia.

Para la caracterización del hábitat se examinaron las características de la lámina de agua, el tipo de sustrato del lecho del río, y la abundancia de elementos de importancia del hábitat fluvial. A lo largo de los 100 m. de longitud se estimó la proporción de pozas, rápidos, corrientes, tablas y otros tipos de hábitat (ej. cascadas). El sustrato del lecho se reflejó por la proporción de las distintas partículas en el cauce húmedo, según el esquema de clases de García del Jalón (1993): grandes rocas o bolos (diámetro > 60 cm.), piedras (diámetro 30-60 cm.), cantos y gravas (diámetro 2 mm. -30 cm.), arenas (diámetro 2-0,7 mm.), arcillas y limos (diámetro $\leq 0,7$ mm.), y otros (ej. roca masiva, hormigón...), y se registró la abundancia o presencia/ausencia de ciertos elementos importantes de calidad del hábitat, tales como diques naturales (troncos, piedras), hojarasca, material leñoso, raíces expuestas de árboles, y encovamientos de márgenes, y de elementos antrópicos de degradación del hábitat, como muros de contención, o presas que son un obstáculo para el paso de los peces.

También se tomó nota de la relativa transparencia, color o turbidez del agua, y otras observaciones que se consideraron interesantes para la interpretación de los datos, tales como señales de inundación de la ribera, obras en el cauce, salidas y entradas de acequias, y comentarios de lugareños respecto a incidencias, o características del río y de la fauna.

Cálculo de índices de calidad

La utilización de elementos indicadores de calidad ecológica es un método de evaluación que puede decirse tiene sus orígenes en los métodos de evaluación de la salud (toma de temperatura, análisis de sangre, etc.). Se inició con el uso de bioindicadores para la evaluación de la salubilidad del agua (ej. bacterias coliformes), y ha evolucionado al uso de índices que integran diversas variables o elementos de diagnóstico, cada uno de los cuales contribuye a la valoración final. Sin embargo, la elección

y el peso estadístico de las variables requiere un conocimiento en profundidad de los componentes estructurales del ecosistema, de su variabilidad temporal, y de su modificación por efecto de los diversos impactos. Por ello, el perfeccionamiento de estos métodos de evaluación requiere numerosos estudios y ensayos valorativos, en distintas condiciones de calidad ecológica, y en especial en ecosistemas de referencia o sin perturbación, por lo que algunos están aún en fase de desarrollo.

Para la determinación de la calidad ecológica se calcularon tres índices de calidad que se vienen utilizando en los últimos años: índice de calidad del bosque de ribera o QBR (Munné *et al.* 2003); y los índices de calidad del agua a partir de macroinvertebrados acuáticos IBMWP' (Alba-Tercedor *et al.* 2002) y IASPT (Armitage *et al.* 1983); y dos que están en proceso de desarrollo: índice de evaluación del hábitat fluvial (IHF) (Pardo *et al.*, 2004) e índice de calidad a partir de parámetros hidromorfológicos IHM (Ollero *et al.* 2005).

El cálculo de los valores en los distintos apartados de la ficha del QBR requiere detallar ciertos aspectos. Muchos de los valores están relacionados con el área potencial del bosque de ribera, considerándose como ribera la zona inundable en crecidas con periodos de retorno de hasta 100 años. Debido a que los valles del Jiloca y Pancrudo son abiertos de fondo amplio (en general > 200 m.), y a que todo el fondo del valle se encuentra generalmente cultivado, no es posible establecer mediante observación de las comunidades de vegetación lo que sería la zona potencialmente inundable en crecidas de gran magnitud. En consecuencia, se decidió establecer una distancia máxima fija: 200 m. de ancho en los tramos bajos del río Jiloca (tramos JIL2-4), y 100 m. para el río Pancrudo y la sección alta del Jiloca (tramo JIL1), por su menor caudal. Esta decisión está avalada por la historia reciente de inundaciones (A. Torrijo comunicación personal). También se utilizaron fotos aéreas para calcular el porcentaje de cubierta arbórea (ver siguiente sección).

En un principio se pensó calcular el índice europeo de fauna piscícola EFI. Como su nombre indica, es un índice desarrollado a nivel europeo. La determinación del estado ecológico de un río se basa en la información comprendida en una base de datos de tipos de ríos y su fauna piscícola que ha sido suministrada por 11 países de la Comunidad Europea, entre ellos España. Sin embargo, su utilización está limitada a aquellos tipos de ríos para los cuales existe información de referencia⁴, que no era nuestro caso, pues sólo se han aportado datos de ríos gallegos hasta el momento.

(4) Tramos de ríos en condición natural o con mínima modificación antrópica.

El índice de calidad del hábitat fluvial IHF está basado en 27 estaciones de referencia de ríos mediterráneos, y sólo define tres niveles de calidad (alta, intermedia y baja), mientras que la DMA estipula cinco, por lo que su utilización en este estudio ha sido exclusivamente de prueba.

El índice IHM también está en fase de perfeccionamiento, pero su cálculo determina cinco niveles de calidad, por lo que su cálculo se ha incluido en la evaluación final.

Datos obtenidos del examen de mapas y fotografía aérea

Según la tipología de cauces fluviales propuesta para la cuenca del Ebro por Díaz Bea y Ollero Oreja (2005), los criterios necesarios para definir el tipo de tramo o segmento fluvial son la pendiente, la geomorfología del valle (abierto, encajonado de fondo plano, encajonado de fondo cóncavo, etc.) y el estilo fluvial (recto, sinuoso, meandriforme, etc.). Para definir estos parámetros y tipificar los cauces se han utilizado mapas topográficos 1:25.000 y las ortofotos correspondientes al vuelo del SIG-Oleícola (1998) de la zona de estudio. Se calcularon la pendiente, el índice de sinuosidad (longitud de valle/longitud de cauce) y la longitud de cada tramo.

Mediante el examen de la fotografía aérea, se calculó la proporción de cobertura arbórea de la ribera y la anchura media de la franja de vegetación natural adyacente al cauce del río. Para ello, en las fotos aéreas se examinaron transectos perpendiculares al cauce a intervalos de 500 m. a lo largo de todo el río, y en cada uno se identificó la cobertura arbórea, se midió el ancho de la franja de vegetación natural, y se calculó la anchura del fondo de valle. A partir de estos transectos se calculó el porcentaje con cubierta arbórea continua y la anchura media de la banda con vegetación natural de cada tramo.

Resultados

Localización y caracterización de los tramos del estudio

A efectos de este estudio, el río Jiloca se dividió en cuatro y el río Pancrudo en tres tramos. Los límites y características de los tramos se incluyen en la tabla 1. Para la denominación de los tramos se utilizaron las tres primeras letras del nombre del río seguidas por un número, empezando por el tramo más próximo al nacimiento (ej. JIL1). Los tramos y la localización y de las estaciones de muestreo se muestran en el mapa de la figura 1.

Tabla 1. Localización y características de los tramos identificados en los ríos Jiloca y Pancrudo. Tipo: tipo de cauce; L: longitud; Alt: altitud; P: pendiente; Valle: tipo de valle; IS: índice sinuosidad.

Tramo	Límites	Distancia a nacimiento (km)	Tipo	L (km)	Alt (m)	P (%)	Valle	IS
JIL1	De fuente de Cella a Ojos de Monreal (acequias y canal del Jiloca)	-	SxA	45,0	1020 -930	0,2	A	1,04
JIL2	De Ojos de Monreal a Calamocha	42,2	SA	19,0	930 -872	0,3	A	1,06
JIL3	De Calamocha a confluencia con el río Pancrudo	61,2	SxU	6,0	872 -846	0,4	U	1,00
JIL4	De río Pancrudo a San Martín del Río	67,2	SU	14,5	846 -790	0,4	U	1,07
PAN1	De río Cosa a Barranco del Regajo	21,2	SU	13,7	1020 -920	0,7	U	1,27
PAN2	De Bco del Regajo a Bco de Cuencabuena (Lechago)	34,9	SxU	5,9	920 -872	0,8	U	1,00
PAN3	De Bco de Cuencabuena a desembocadura en río Jiloca	40,8	SU	3,8	872 -846	0,7	U	1,11

Los tramos se caracterizaron por pendiente, tipo de valle y estilo de cauce. En la zona del estudio se han identificado dos tipos de valle: valle abierto extenso (A) y valle encajado de fondo plano (U). En este tipo de valles, con medias y bajas pendientes, los cauces naturalmente son sinuosos o meandriformes, con unos índices de sinuosidad por encima de 1’05. Sin embargo, algunos de los tramos del estudio tienen una sinuosidad muy baja, debido a rectificaciones y enderezamientos del cauce. Siguiendo la clasificación geomorfológica de Diaz Bea y Ollero Ojeda (2005), se han identificado dos tipos de ríos: SA y SU. Las características de los dos tipos son muy parecidas, excepto por el tipo de valle. Son cauces sinuosos con potencial de extenso corredor ribereño, y presentan una estructura longitudinal de rápidos y pozas, pudiendo formar barras laterales. Cuando estos tipos muestran una alta modificación antrópica, pero conservando secciones con dinámica natural, se les añade una X.

Características de la fauna piscícola

Los muestreos piscícolas encontraron un total de siete especies en la zona de estudio: trucha común (*Salmo trutta*), barbo de Graells (*Barbus graellsii*), barbo colirrojo (*Barbus haasi*), madrilla (*Chondrostoma miegii*), bermejuela (*Chondrostoma arcasii*), pez lobo (*Barbatula barbatula*) y gobio (*Gobio gobio*). De ellas ninguna es introducida y cuatro son endemismos de la península Ibérica: las dos especies de barbo,

la madrilla y la bermejuela. Dos de ellas están incluidas en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón (R.D. 49/1995): la bermejuela, como “especie sensible a la alteración de su hábitat” y el pez lobo, recientemente incluido en la categoría de “vulnerable” (Orden 32/2004).

Respecto a la ocurrencia de las distintas especies, la trucha y el barbo colirrojo están presente en todos los tramos muestreados a excepción del tramo alto del río Jiloca (figura 2). También el barbo de Graells está presente en todos los tramos excepto en uno: el tramo alto del río Pancrudo. Se aprecia claramente que el barbo colirrojo domina sobre el de Graells en el río Pancrudo, mientras que ocurre a la inversa en el río Jiloca. El gobio es una especie que aunque los adultos puedan habitar zonas lén-ticas de fondos blandos, necesitan lugares cercanos con sustratos arenosos o de gra-vas, no recubiertos por sedimentos finos, para una abundante reproducción, por lo que puede ser una especie indicadora de buena calidad de agua (Doadrio,1998). Su proporción es más alta en las estaciones de los tramos JIL1 y JIL2 próximas a los Ojos de Monreal, y en el tramo bajo del Pancrudo (PAN3), en la confluencia con el Jiloca, que en el resto de las estaciones.

También se calcularon la densidad y la biomasa del total de peces capturados en cada estación de muestreo, estandarizadas a No de individuos y gramos de biomasa piscícola por cada 100 m² de superficie muestreada. La biomasa de cada ejemplar se estimó a partir de la expresión: $W = a \times L^b$ (donde W = peso en gramos; L = longitud furcal; a y b son los coeficientes mórficos característicos de cada especie y lugar).

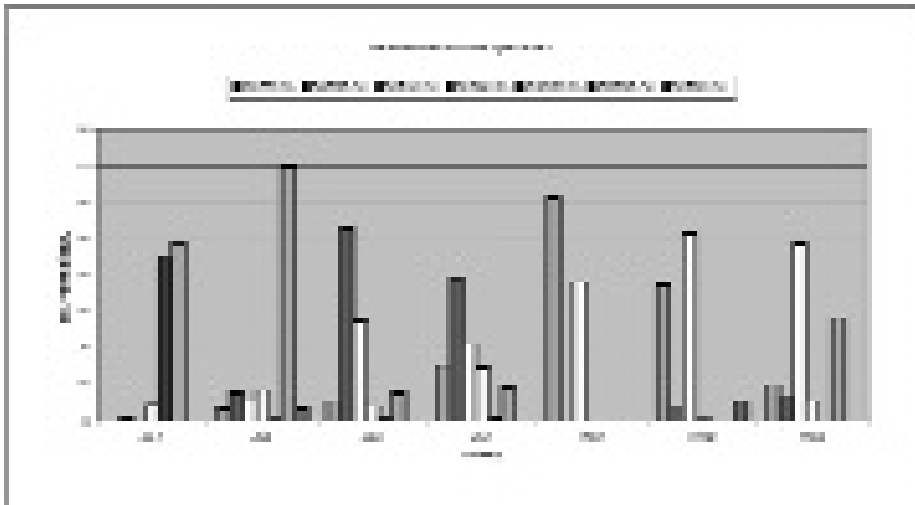


Figura 2. Abundancia relativa de individuos capturados de las distintas especies piscícolas en los tramos del estudio. Saltr: trucha común; Bargr: barbo de Graells; Barha: barbo colirrojo; Chomi: madrilla; Choar: bermejuela; Gobgo: gobio; y Barba: pez lobo.

En este estudio se utilizaron los coeficientes mórficos elaborados durante el “Estudio medioambiental del río Turia” (Lapesa, 2004) para todas las especies excepto la madrilla (*Chondrostoma miegii*), dada la proximidad de esta cuenca a la del Jiloca. Los coeficientes mórficos utilizados para la madrilla provienen del estudio de los ríos Jalón y Guadalope hecho por Infraestructura & Ecología S.L. (2000). Debido a la falta de coeficientes mórficos para el pez lobo (*Barbatula barbatula*), se ha omitido la biomasa correspondiente a esta especie en el cálculo de la biomasa. Sin embargo, dada la escasa población y pequeño tamaño del pez lobo, la ausencia de esta especie no afecta de forma significativa los resultados de biomasa total en ninguno de los tramos.

La tabla 2 muestra los datos de densidad y biomasa de la totalidad de peces capturados en cada estación de muestreo. También se estimó la densidad que se calcula existe realmente, aplicando la efectividad estimada de la pesca eléctrica en cada estación. En las estaciones en las que no se encontró ningún pez (J1-3, J3-1), no se pudo precisar la efectividad, por lo que la densidad estimada de esas estaciones se ha dejado en blanco. En la estación J1-3 se pudieron apreciar algunos individuos 0+, pero las condiciones del cauce, cubierto de vegetación acuática, no permitía ver a los peces. Por el contrario, en la estación J3-1, la visibilidad estaba más afectada por la turbidez de las aguas, con una capa de fango de 30 cm., que por la vegetación acuática. La falta de peces capturados no demuestra que en una estación no existan peces, sin embargo la densidad piscícola en esta última estación es de suponer que sea muy baja, dadas las degradadas características del hábitat.

Por ser la trucha (*Salmo trutta*) una especie de interés especial para la pesca deportiva, se calculó la biomasa del total de truchas capturadas por m² de superficie de la lámina de agua en cada estación de muestreo (tabla 2), así como la distribución de la población por clases de tamaño (longitud furcal) en cada tramo dónde se encontró la especie (figura 3). La longitud furcal está relacionada con la edad de los peces, de forma que se puede estimar la distribución de las clases de edad a partir de la frecuencia de longitudes furcales. Los gráficos indican la longitud furcal más frecuentemente encontrada para cada clase de edad: juveniles (0+) de 6-8 cm.; adultos de un año (1+) de 15-16 cm.; y adultos de dos años (2+) de 22-25 cm. Aunque en este estudio los gráficos de distribución parecen indicar que el crecimiento es más lento en el río Jiloca que en el río Pancrudo, al estar la distribución de la población de trucha por clases de edad muy afectada por las sueltas de ejemplares de piscifactoría, haría falta un estudio más exhaustivo para poder hacer interpretaciones a partir de estos gráficos.

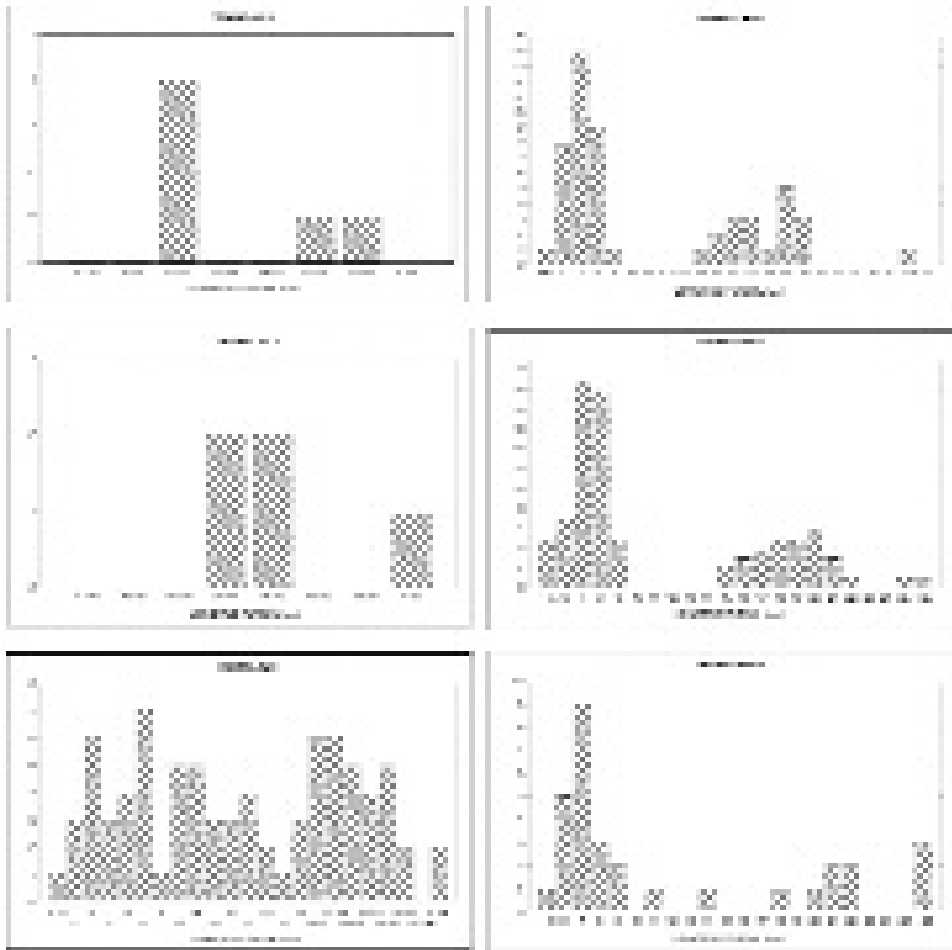


Figura 3. Estructura de la población de trucha común (*Salmo trutta*) basada en la longitud furcal de los ejemplares capturados en cada tramo de la zona del estudio.

Estudio de la procedencia de las poblaciones de trucha común

El estudio genético de las muestras de trucha tomadas durante el muestreo piscícola para determinar su procedencia fue realizado en el laboratorio de biología molecular del C.I.T.A. (Centro de Investigación Tecnológica de Aragón) en el Campus de Aula Dei de Zaragoza.

Para el estudio se utilizó el método de análisis de ADN mitocondrial y nuclear con enzimas de restricción (RFLP's). El análisis del ADN mitocondrial permite diferenciar los haplotipos ME-1, ME-2 y ME-3, en referencia al origen mediterráneo del genotipo, y el haplotipo ATL en referencia al origen atlántico. Como expresión del ADN nuclear, se estudió el enzima LDH. El locus que se codifica para el enzima LDH presenta dos alelos, el denominado 90 y el denominado 100. Así, si el individuo es homocigoto 100/100 para este locus, su origen es mediterráneo; si el individuo es homocigoto 90/90, su origen es atlántico; y, por último, si el individuo es heterocigoto 90/100 su procedencia es híbrida entre individuos de origen mediterráneo y de origen atlántico. Por tanto, se consideran ejemplares de origen autóctono los que presentan el patrón ME 100/100 con cualquiera de sus haplotipos, ejemplares de origen atlántico los que presentan el patrón ATL 90/90, y ejemplares híbridos los que presenten cualquier otro patrón de los posibles.

Tabla 2. Densidad y biomasa del total de peces capturados en las estaciones de muestreo. 1 Densidad de peces estimada aplicando el índice de efectividad aproximada de la pesca en cada estación; 2 Biomasa total del conjunto de especies, excepto pez lobo, calculada a partir de la longitud furcal de los individuos capturados.

Estación	Fecha	Efectividad estimada	Densidad captura (ind/100m ²)	Densidad Estimada (ind/100m ²)	Biomasa total ² (g/m ²)	Biomasa trucha ² (g/m ²)
J1-1	22/07/2005	0,05	6,7	133,3	5,35	0
J1-2	22/07/2005	0,50	34,5	69,0	27,69	0
J1-3	22/07/2005	-	0	-	0	0
J1-4	22/07/2005	-	N/A	-	N/A	-
J1-7	19/07/2005	0,30	26,3	87,5	6,64	0
J2-1	19/07/2005	0,50	27,9	55,8	4,00	0
J2-2	08/08/2005	-	0,8	-	0,19	0
J2-3	19/07/2005	0,10	10,0	100,0	2,81	0
J2-4	18/07/2005	0,70	34,5	49,4	13,03	3,38
J3-1	19/07/2005	-	0	-	0	0
J3-3	18/07/2005	0,50	42,9	85,7	15,83	5,66
J4-1	18/07/2005	0,50	30,9	61,8	17,82	13,56
J4-2	18/07/2005	0,60	38,0	63,4	55,24	0
J4-3	18/07/2005	0,60	38,0	63,3	37,75	3,88
J4-4	15/07/2005	-	30,8	-	11,06	0
J4-5	15/07/2005	0,60	86,7	144,5	38,02	12,48
P1-1	21/07/2005	0,85	87,5	102,9	23,42	20,02
P1-3	21/07/2005	0,80	33,3	41,7	4,43	4,1
P2-1	16/06/2005	-	25,1	-	8,74	4,56
P2-2	21/07/2005	0,70	113,6	162,3	19,44	10,92
P2-3	14/07/2005	0,80	54,7	68,3	32,79	12,63
P3-2	08/08/2005	0,70	257,0	367,2	56,90	19,89

El análisis genético ha demostrado que la población de truchas es 100% nativa en las tres estaciones más altas del río Pancrudo, y que el grado de hibridación aumenta progresivamente hacia la desembocadura en el río Jiloca, donde la población está compuesta en más de un 50% por individuos híbridos, tanto en el río Jiloca como en el río Pancrudo. Sin embargo, la población de trucha aparece como 100% nativa en estaciones del tramo JIL4, aguas abajo de la desembocadura del río Pancrudo, pero el reducido número de muestras analizadas (3) no permite una interpretación segura de la población de trucha en ese tramo.

Características físico-químicas

Los parámetros que se midieron fueron la temperatura, la conductividad, el oxígeno disuelto y el pH del agua (tabla 3).

Tabla 3. Valores de los parámetros físico-químicos medidos en las estaciones de muestreo.

Estación	Fecha	Temperatura (°C)	Conductividad (μS/cm)	Oxígeno disuelto (%)	Oxígeno disuelto (ppm)	pH
J1-1	22/09/ 2005	18,3	758	100,0	8,3	8,1
J1-4	23/09/2005	14,8	825	104,4	9,4	8,3
J1-5	3/10/2005	11,8	1075	85,6	-	7,8
J2-1	23/09/2005	18,0	807	89,0	7,6	8,0
J2-3	28/09/2005	17,3	777	96,7	8,5	8,2
J2-4	28/09/2005	16,8	922	98,5	8,7	8,1
J3-1	30/09/2005	12,9	973	97,4	9,3	8,3
J3-2	30/09/2005	15,8	982	97,0	8,9	8,1
J3-3	26/09/2005	16,1	1192	95,0	8,6	8,1
J4-1	24/09/2005	17,4	1198	76,0	6,3	8,1
J4-3	27/09/2005	17,8	966	96,7	8,4	8,3
J4-4	27/09/2005	17,2	969	90,4	8,1	8,5
P1-1	9/10/2005	13,5	1406	90,5	8,5	8,0
P1-2	9/10/2005	15,8	1444	96,8	8,6	8,0
P1-3	9/10/2005	11,5	1835	98,8	9,6	8,1
P2-1	8/10/2005	13,5	1875	97,3	9,0	8,2
P2-2	4/10/2005	12,2	1877	95,0	-	8,2
P2-3	10/10/2005	12,0	1965	93,2	9,0	8,2
P3-1	29/09/2005	17,2	1808	99,2	8,6	8,3
P3-2	29/09/2005	16,8	1606	95,2	8,5	7,8
Ojos de Montreal	10/10/2005	18,5	763	92,5	8,1	7,4
Ojos de Caminreal	10/10/2005	16,5	800	97,0	8,2	7,6
Ojos del Poyo (grande)	10/10/2005	18,2	1098	90,9	7,7	7,4

La conductividad medida en las estaciones de muestreo varió entre 758 μS y 1965 μS . La conductividades más bajas, entre 758 y 825 μS , se encontraron en los Ojos de Monreal, y Ojos de Caminreal, en una acequia próxima a Cella (J1-1) y en los tramos altos del río Jiloca (JIL1-JIL2), a excepción de la estación JIL1-5 en que la conductividad fue de 1075 μS . En esta última estación, muy próxima a Torrelacárcel, el cauce estaba prácticamente estancado, sin apenas movimiento de agua, y con gran cantidad de materia orgánica, lo que fácilmente explica el aumento de conductividad.

Es de notar la más alta conductividad encontrada en el río Pancrudo ($>1400 \mu\text{S}$) comparado con el río Jiloca, donde en general fue de $<1000 \mu\text{S}$. La conductividad de las aguas está generalmente determinada por los macroconstituyentes (carbonatos, bicarbonatos, sulfatos, calcio, magnesio, etc.) y no por los microconstituyentes o nutrientes (García de Jalón, 1993), por lo que la diferencia encontrada entre los dos ríos parece probable que sea debida a la mayor dureza de las aguas del río Pancrudo por las características geológicas de la cuenca. Esto explicaría también que las estaciones con mayor conductividad en el río Jiloca sean las que se encuentran en la confluencia con el río Pancrudo (J3-3 y J4-1), mientras que disminuye aguas arriba y aguas abajo. La entrada de aguas de excedentes agrícolas y los vertidos urbanos también parecen tener un efecto en el incremento de la conductividad en el tramo JIL3.

La proporción de oxígeno disuelto (OD) fue en la mayoría de las estaciones próxima o por encima del 90% del nivel de saturación, lo que es un nivel satisfactorio para la fauna piscícola, incluídala trucha, en todos los tramos. Solamente dos estaciones en el río Jiloca: J1-5 y J4-1, con 85'6% y 76%, respectivamente, dieron niveles más bajos. La estación J1-5 aguas arriba de Torrelacárcel, es un cauce excavado y sin corriente apreciable (0 m/s), aunque con abundante vegetación acuática, razón por la cual, el porcentaje de OD no fue más bajo. Por otro lado, el bajo contenido de oxígeno de la estación J4-1 (76%; 6'3 mg/l), comparada con los niveles de las demás estaciones, no tiene una explicación fácil, ya que esta estación se encuentra inmediatamente aguas abajo de la cascada de un azud y de la desembocadura del río Pancrudo, y comprende un 50% de rápidos. El bajo porcentaje de OD en esta estación podría estar relacionado con una menor abundancia de plantas acuáticas en comparación con otras estaciones, lo que vendría a corroborar que los altos niveles de OD encontrados estarían relacionados mayormente con la abundancia de vegetación acuática. Esto supondría que existe una alta variación de OD entre las horas diurnas y nocturnas en la mayoría de las estaciones.

El pH más bajo se ha encontrado en los humedales prospectados, con valores de 7'4 a 7'6, mientras que el pH de los ríos Jiloca y Pancrudo ha sido de 8 a 8'5. El pH 8'5 está en el límite máximo recomendado para una buena calidad del hábitat piscícola (J4-4 - aguas arriba del puente de Báguena). La temperatura del agua varió entre

18'5°C y 11'5°C del 22 de septiembre al 10 de octubre. Esencialmente la temperatura descendió de una media de 17°C a una media de 13'2°C a partir del 30 de septiembre.

Muestreo de invertebrados: cálculo de índices bióticos IBMWP y IASPT

Las muestras de macroinvertebrados acuáticos se identificaron al nivel de familia en el laboratorio. Cada familia tiene asignado un valor que refleja su mayor o menor tolerancia a la contaminación del agua (tabla 4). Los índices IBMWP y IASPT se calculan sumando las puntuaciones que se obtienen de la presencia de cada familia. En el caso del IBMWP la suma total de puntuaciones es la valoración de la estación, mientras que en el IASPT es la media de las familias. Básicamente el índice IBMWP enfatiza la diversidad de especies, mientras que el ASPT, da mayor importancia a la calidad de las especies encontradas. Por otro lado, al comparar muestreos hechos por equipos distintos, el índice ASPT dio resultados más estables que el IBWMP (Bonada *et al.* (2004), y la clase de calidad ecológica se mantuvo estable a partir de 100 individuos en la muestra, mientras que el IBWMP no se mantuvo estable hasta contabilizar 200 individuos.

En este estudio el contenido de la manga se vertía en una batea de plástico en el campo, dónde se separaban uno o más organismos de cada taxon que se preservaban en alcohol para su identificación posterior. Sin embargo, en las muestras en las que era difícil observar los individuos en la batea, por la abundancia de fango o material orgánico, la muestra se preservó completa en alcohol para su identificación en el laboratorio. Este procedimiento ha incrementado el índice IBWMP de las estaciones leníticas, de sedimentos finos, con respecto a las más reófilas, por ejemplo en el tramo JIL3. Por ello se considera que el valor dado por el índice ASPT es más adecuado que el de IBWMP, y es el que se ha utilizado para la clasificación de la calidad ecológica de las zonas prospectadas.

Es importante mencionar que estos índices reflejan la calidad de agua, pero no la variación de la comunidad de invertebrados respecto a la comunidad potencial no alterada en distintos tipos de ríos, ya que la abundancia de hábitats leníticos en ríos medianos de zonas bajas y medias como el Jiloca, surge a menudo como resultado de la alteración antrópica (Ollero *et al.* 2005), aunque la calidad del agua sea buena. Por todo ello, en este estudio se utilizó el índice IASPT para la evaluación de la calidad del río.

Según la puntuación obtenida, los tramos altos del río Pancrudo tendrían una calidad de agua *muy buena*, el tramo bajo del Pancrudo (PAN3) y el tramo 4 del río Jiloca, una calidad de agua *buena*, y todos los demás tendrían una calidad mediocre.

Tabla 4. Resultados del cálculo de los índices de calidad ecológica del agua IBMWP y IASPT a partir de macroinvertebrados acuáticos, siguiendo la clasificación de clases de calidad de la Directiva Marco del Agua (DMA) (2000/60/CE) y los índices valorativos (I.V.) de Jáimez *et al.* (2004).

Tramo / Estación	IBMWP	IASPT	Familias con alto índice valorativo (I.V. =>7)	Calidad ecológica del agua (DMA)
JIL1 / J1-1	16	4,0		
JIL1 / J1-4	19	3,2		
JIL1 / J1-5	40	2,9	<i>Cordulidae</i> - I.V.: 8	
TOTAL JIL1	57	3,8		Mediocre; aguas contaminadas.
JIL2 / J2-1	29	4,8		
JIL2 / J2-3	19	3,8		
JIL2 / J2-4	41	4,1		
TOTAL JIL2	56	3,7		Mediocre; aguas contaminadas.
JIL3 / J3-1	35	3,2		
JIL3 / J3-2	63	3,9	<i>Ephemerillidae</i> - I.V.: 7	
JIL2 / J3-3	33	3,3		
TOTAL JIL3	67	3,7		Mediocre; aguas contaminadas
JIL4 / J4-1	62	4,1	<i>Ephemerillidae</i> - I.V.: 7	
JIL4 / J4-3	55	3,9	<i>Ephemerillidae</i> - I.V.: 7	
JIL4 / J4-4	51	3,9		
TOTAL JIL4	70	4,1		Buena. Aceptable; son evidentes algunos efectos de contaminación
PAN1 / P1-1	43	4,8	<i>Heptageniidae</i> - I.V.: 10	
			<i>Ephemerillidae</i> - I.V.: 7	
PAN1 / P1-2	30	4,3	<i>Heptageniidae</i> - I.V.: 10	
PAN1 / P1-3	36	3,6		
TOTAL PAN1	64	4,3		Buena. Aceptable; son evidentes algunos efectos de contaminación
PAN2 / P2-1	31	4,4	<i>Calopterygidae</i>	- I.V.: 8
PAN2 / P2-2	62	4,4	<i>Perlidae</i> - I.V.: 10	
			<i>Nemouridae</i> - I.V.: 7	
PAN2 / P2-3	77	4,5	<i>Heptageniidae</i> I.V.: 10	
			<i>Calopterygidae</i> - I.V.: 8	
			<i>Ephemerillidae</i> - I.V.: 7	
TOTAL PAN2	106	4,6		Muy buena; aguas no contaminadas o alteradas de modo sensible
PAN3 / P3-1	65	4,6	<i>Gomphidae</i> - I.V.: 8	
Ecnomidae - I.V.: 7				
Ephemerillidae - I.V.: 7				
PAN3 / P3-2	41	5,1	<i>Aeschnidae</i> - I.V.: 8	
TOTAL PAN3	73	4,9		Muy buena; aguas no contaminadas o alteradas de modo sensible

Características de la vegetación de ribera

El examen de las fotos aéreas permitió dar una visión general de cada tramo en conjunto, con respecto a la extensión de la vegetación de ribera y a la proporción de cubierta arbórea que la forma (tabla 5).

La anchura media de la vegetación de la ribera en el río Jiloca es entre 3'1 y 4'6 m., y la mediana entre 2'5 y 3'3 m. en cada margen. En cambio en el río Pancrudo la anchura de la ribera con vegetación natural aumenta, siendo una media de 8'5 m en cada margen en el tramo más bajo (PAN3) y hasta 16 m. en el tramo más alto.

En el río Jiloca, la cubierta arbórea es continua a lo largo del cauce del 14 al 31% de su longitud, dependiendo de los tramos, siendo el tramo con mayor cubierta arbórea el JIL4. La cubierta arbórea es mayor en los dos tramos altos del río Pancrudo, con 42 a 55% de cubierta arbórea continua a lo largo del cauce.

Tabla 5. Características de la vegetación de ribera en los tramos de los ríos del estudio.

* Cubierta arbórea continua en más de 50 m. en ambas riberas.

Tramo	Anchura vegetación cada margen (m)		Con árboles %	Con cubierta arbórea continua* %
	Media	Mediana		
JIL1	4'1	3'3	28	14
JIL2	4'6	2'8	37	26
JIL3	3'6	2'5	50	25
JIL4	3'1	2'5	56	31
PAN1	16'0	16'0	86	43
PAN2	9'6	9'0	82	55
PAN3	8'5	6'0	63	13

La especie arbórea más común en la ribera tanto del río Jiloca como del Pancrudo es el chopo (*Populus nigra*), generalmente podado o ‘cabezudo’ . Muy a menudo también se encuentra la especie de chopo híbrida de plantación (*Populus x canadensis*). Otras especies observadas han sido el álamo blanco (*Populus alba*), el sauce blanco (*Salix alba*), el álamo cano (*Populus canescens*) y el olmo (*Ulmus minor*). Entre las especies de plantación, además de los chopos híbridos de clonación, se han encontrado nogales (*Juglans regia*), y pinos (*Pinus halepensis*).

El índice de calidad de ribera QBR indica que la calidad de las riberas tanto del río Jiloca como del río Pancrudo es mala o pésima (tabla 6).

Tabla 6. Resultado de los cálculos del índice de calidad de ribera QBR para los tramos del estudio, según el método propuesto por Munné *et al.* (2004). Rangos de calidad: >95 calidad muy buena; 75-90 calidad buena; 55-70 calidad intermedia; 30-50 calidad mala; y =<25 calidad pésima.

Tramo	QBR (Munné et al. 2004)	
	Valor	Calidad
JIL1	20'0	Pésima; degradación extrema
JIL2	36'7	Mala; alteración fuerte
JIL3	40'0	Mala; alteración fuerte
JIL4	26'7	Mala; alteración fuerte
PAN1	36'7	Mala; alteración fuerte
PAN2	28'3	Mala; alteración fuerte
PAN3	47'5	Mala; alteración fuerte

La baja calidad de la vegetación de ribera se debe principalmente a la alteración de la estructura y de la extensión de las comunidades ribereñas por la presión de los campos agrícolas. Como se ha visto anteriormente, en general, la anchura de la comunidad riparia es de menos de 5 m. en el río Jiloca y de menos de 10 m. en el río Pancrudo (excepto en un tramo: PAN1), y menos del 30% de la longitud del cauce del río Jiloca tiene una cubierta arbórea continua, en algunos tramos solamente en un 14% de la longitud del cauce.

Características morfológicas del cauce

Los tramos del estudio se han identificado como de tipos SA, SU, aún cuando algunos tramos tengan su morfología alterada (SxA y SxU). Algunas de las características morfológicas de estos cauces son:

- Ratio de anchura/profundidad del cauce >12
- Espaciamiento de rápidos 5-7 veces la anchura media del cauce
- Sinuosidad >1.05

Las características morfológicas medias de los tramos del estudio a partir de las mediciones tomadas se muestran en la tabla 7.

Tabla 7. Características morfológicas de los tramos del estudio: Ah: anchura media húmeda; Ac: anchura media del cauce; Ph: profundidad media de la zona húmeda; Pc: profundidad media del cauce; Ratio Ac/Pc : ratio de la anchura / profundidad de cauce; y proporción de tipos de corriente.

Tramo	A _h (m)	A _c (m)	P _h (m)	P _c (m)	P _{max} (m)	Ratio A _c /P _c	Láminas de agua			
							Rápidos (%)	Pozas (%)	Tablas (%)	Corrientes (%)
JIL1	3,4	4,3	0,32	1,5	0,6	2,9	0	0	80	20
JIL2	4,9	6,5	0,50	2,6	1,0	2,6	19	8	63	9
JIL3	6,2	7,2	0,88	2,4	1,3	3,0	3	3	52	42
JIL4	6,0	9,5	0,37	2,1	0,9	5,1	32	5	23	40
PAN1	2,9	8,7	0,10	1,8	1,6	5,6	22	22	36	20
PAN2	2,5	9,2	0,17	1,9	1,7	4,6	12	22	53	13
PAN3	3,1	6,8	0,06	1,8	1,0	4,0	25	25	30	20

A partir de estas mediciones se ha calculado el ratio de anchura/profundidad de cauce. Puede observarse que el ratio de anchura/profundidad es mucho menor que el indicado para este tipo de ríos. Aunque a partir de la proporción de rápidos y pozas no se puede calcular el espaciamiento entre rápidos, la relativa frecuencia nos da una idea de la mayor o menor abundancia de estos hábitats en los tramos del estudio; por ejemplo, la presencia de rápidos es prácticamente nula en los tramos JIL1 y JIL3. Estos dos tramos muestran un hábitat de muy poca diversidad, formado básicamente por tablas y/o corrientes. La frecuencia de rápidos es también muy baja en el tramo PAN2.

Los umbrales de sinuosidad para los distintos tipos de ríos varían algo de unos autores a otros. Por ejemplo, Rosgen (1996) sugiere >1.2 para los cauces sinuosos, mientras que Díaz Bea y Ollero Ojeda (2005) proponen $>1,05$. En cualquier caso los IS son muy bajos en todos los tramos, a excepción del tramo más alto del río Pancrudo (PAN1 IS=1'27) que es el que tiene el curso más natural (tabla 1).

Índice de calidad del hábitat fluvial (IHF)

Los apartados del índice que mayor puntuación obtuvieron fueron la cobertura de vegetación acuática y el sombreado del cauce; y los que menos, la frecuencia de rápidos y la presencia de elementos de heterogeneidad (raíces, troncos, etc.). Aún cuando este índice no se utilizó para la evaluación ecológica de los tramos, nos da una indicación de los elementos de hábitat que son abundantes en los ríos Jiloca y Pancrudo, como la vegetación acuática; y aquellos que son escasos, como la presencia de rápidos, de raíces de árboles expuestas, de encovamientos y de material leñoso en el cauce.

Índice de calidad a partir de indicadores hidromorfológicos (IHM)

Los valores de este índice indican que en el río Jiloca, el tramo alto está en estado ecológico muy malo o muy modificado, y el resto de los tramos en estado malo; mientras que los tramos del río Pancrudo tienen un estado mediocre. Las secciones con mejor puntuación son a) la naturalidad del volumen de caudal sólido (pocos sedimentos retenidos por presas) y b) la naturalidad y diversidad de especies de vegetación de ribera; mientras que las secciones que dan peor puntuación son: a) la poca naturalidad de la sección transversal (dragados y constricción del cauce), b) la poca naturalidad del volumen de caudal (detracciones de caudal para regadíos), y c) la anchura y desarrollo transversal del corredor ribereño (muy reducido por la presión de los campos de cultivo).

Discusión del estado ecológico de los tramos del estudio

Los distintos índices empleados para evaluar el estado de los tramos del estudio indican calidades distintas para un mismo tramo (tabla 8). Sin embargo, en todos ellos puede apreciarse un mismo patrón de unos tramos respecto a otros. Es decir, todos los índices consideran el tramo alto del Jiloca (JIL1) como el de peor calidad ecológica respecto a los demás tramos, lo cuál coincide con su clasificación de tipo de cauce artificial o muy modificado. La calidad es algo mejor en el resto de tramos del río Jiloca (JIL2, JIL3, y JIL4), y la calidad mejora más en los tramos del río Pancrudo, especialmente por la calidad del agua.

Tabla 8. Niveles de calidad atribuidos por los distintos índices a cada tramo, y evaluación final.

Tramo	IASPT	QBR	IHM	Estado ecológico
JIL1	Mediocre	Pésimo	Muy malo	Muy malo
JIL2	Mediocre	Malo	Malo	Malo
JIL3	Mediocre	Malo	Malo	Malo
JIL4	Bueno	Malo / pésimo	Malo	Malo
PAN1	Bueno	Malo	Mediocre	Mediocre
PAN2	Bueno	Malo / pésimo	Mediocre	Mediocre
PAN3	Bueno	Malo	Mediocre	Mediocre

A pesar de que en este estudio no se han considerado todos los indicadores que marca la Directiva Marco, se han examinado varios aspectos importantes que determinan la calidad ecológica de los sistemas fluviales. Examinando los resultados conseguidos en conjunto, y aunque la calidad de la vegetación de ribera (QBR) sea mala tanto en los tramos del río Jiloca como en los del río Pancrudo, los demás índices parecen evidenciar que el estado ecológico del río Pancrudo es mejor que el del río Jiloca, por lo que se ha decidido atribuir un rango ecológico malo a los tramos del río Jiloca y mediocre a los tramos del río Pancrudo (tabla 8).

Es necesario mencionar, que éste uno de los problemas de aplicación de los índices de calidad, ya que los distintos indicadores pueden variar en sus resultados a la hora de evaluar la calidad ecológica de un tramo. Por ello, se está trabajando en el desarrollo de un protocolo estándar que integre los resultados a partir de los distintos indicadores que figuran en la Directiva Marco del Agua. Munné y Prat (2004) han propuesto un esquema según el cual primeramente se elaboraría una método de integración de los resultados a partir de los indicadores biológicos, y usando el valor más restrictivo, o el que diera la peor calidad, ese nivel se ajustaría con los indicadores físico-químicos e hidromorfológicos para la definición del estado ecológico del tramo.

También es necesario mencionar que los índices tienen que estar calibrados no sólo con respecto a los diversos niveles de calidad sino a los distintos tipos de ríos. En nuestro caso, los tres índices utilizados están diseñados para ser aplicables al tipo de los ríos Jiloca y Pancrudo. Sin embargo, es necesario resaltar que el índice de invertebrados no evalúa la integridad de la comunidad de macroinvertebrados encontrada con la que existiría de forma natural en un río sin alterar. Para que así fuese, necesitaríamos comparar tanto la diversidad como la composición de las muestras, y tener un modelo de referencia por tipos de ríos, algo que para la mayoría de los tipos no existe actualmente. Es éste un campo en el que hacen falta numerosos estudios.

Presencia de especies de fauna ligadas al medio acuático

En este estudio no se han efectuado muestreos específicos de otras especies de fauna fluvial, pero se ha hecho una recopilación de la información facilitada por los Agentes de la Protección de la Naturaleza y de residentes conocedores del medio natural en la zona del estudio. A continuación se enumeran las especies ligadas al medio fluvial y/o humedales de los que se conoce su presencia en la cuenca de los ríos Jiloca y Pancrudo.

Cangrejos

Las prospecciones realizadas por el Departamento de Medio Ambiente de la Delegación Provincial de Teruel en los últimos dos años han constatado la presencia de cangrejo rojo o americano (*Procambarus clarki*) en la totalidad de los ríos Jiloca y Pancrudo, y la desaparición del cangrejo común autóctono (*Austropotamobius pallipes*) de estos cauces. Solamente se conoce la existencia de dos pequeñas poblaciones en pequeños regatos alejados del cauce principal (M. Martín, com. personal).

Aves

En los ríos Jiloca y Pancrudo se puede encontrar ánade real (*Anas platyrhynchos*), garza real (*Ardea cinerea*), polla de agua (*Gallinula chloropus*), andarríos chico (*Actitis hypoleucos*), lavandera cascadeña (*Motacilla cinerea*) y lavandera blanca (*Motacilla alba*), y se ha observado martín pescador (*Alcedo atthis*) en el río Pancrudo. En los humedales se encuentran como especies residentes polla de agua, ánade real, garceta común (*Egretta garzetta*), y rascón (*Rallus aquaticus*), y existen citas de aguilucho lagunero (*Circus aeruginosus*), aunque no se ha comprobado que nidifique. En época de paso se han observado martinete (*Nycticorax nycticorax*), cigüeña negra (*Ciconia nigra*), cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*), garza imperial (*Ardea purpurea*), avetoro (*Botaurus stellaris*) y águila pescadora (*Pandion haliaetus*).

Reptiles

Se conoce la presencia de culebra acuática viperina (*Natrix maura*) tanto en los humedales como en los cauces fluviales, y de la culebra acuática de collar (*Natrix natrix*) en la zona de Luco de Jiloca.

Anfibios

Se conoce la presencia de diversos anfibios: sapo común (*Bufo bufo*), sapo corredor (*Bufo calamita*), sapo partero (*Alytes obstetricans*), sapillo pintojo (*Discoglossus jeaneae*), sapo de espuelas (*Pelodytes cultripies*), sapillo moteado (*Pelodytes punctatus*) y rana común (*Rana perezi*). También se ha observado un galápago de Florida (*Trachemys scripta elegans*), especie invasora exótica, en la rambla del Pinar (afluente del río Pancrudo). Parece ser que en la zona de estudio no se encuentra ni el galápago europeo (*Emys orbicularis*) ni el galápago leproso (*Mauremis leprosa*).

Mamíferos

Se han encontrado señales de nutria (*Lutra lutra*) desde los Ojos de Monreal hasta San Martín del Río en el río Jiloca, y se sabe de la existencia de musaraña (*Neomys anomalus*) y de rata de agua (*Arvicola sapidus*) tanto en el río Jiloca como en el río Pancrudo.

Principales afecciones fluviales

Las principales afecciones que se han encontrado en los ríos del estudio son debidas a sondeos y detracciones de caudal, a vertidos de aguas residuales sin depurar, a la contaminación difusa, a las modificaciones del cauce por enderezamientos, dragados y azudes, y a la alteración de las zonas de ribera. Otras alteraciones como sequías pronunciadas debidas a cambios climáticos, o contaminación aérea o por precipitación, también producto en gran parte de la actividad humana, no se han considerado, por ser un tema demasiado amplio para este estudio.

Sondeos y detracciones de caudal

El cauce del río Jiloca en los tramos a partir de los Ojos de Monreal, y el río Pancrudo aguas arriba del barranco de Cuencabuena, tienen aproximadamente un azud cada 2kms. Según información recogida de los Agentes de la Protección de la Naturaleza, el río Pancrudo se seca en verano de 100 a 200 m. aguas abajo de cada azud: aguas abajo del azud del Regajo, del azud de la carretera a Barbacán (Foto 1), de los tres azudes de Navarrete del Río, y de los cuatro azudes que existen entre Navarrete y Barrachina.

Gran parte del agua que fluye por el tramo alto del río Jiloca es de origen subterráneo. Es decir, el agua de precipitación se infiltra y fluye por el acuífero hasta los puntos de descarga o manantiales. Si el nivel freático descende por debajo de un cierto nivel, los manantiales se secan. En los últimos 30 años se han secado varios manantiales (Fuente de Cañonda, el Cañizar del Alba), y estudios hidrogeológicos han demostrado que los niveles del acuífero pliocuaternario, o acuífero más próximo a la superficie, han descendido drásticamente (Rubio Dobón, 2005). La proliferación de pozos de extracción de agua para regadío es potencialmente la causa principal de este descenso de nivel.

Las extracciones de agua por sondeo así como las derivaciones de agua hacia acequias de riego influyen drásticamente en los caudales circulantes de los ríos Jiloca y Pancrudo. La disminución del caudal tiene como consecuencia la consiguiente reducción en la potencia de autolimpieza, lo que da lugar a una deposición de sedimentos finos,

que recubren el lecho, y al aumento de nutrientes. En verano la eutrofia del río Pancrudo aguas abajo de Barrachina puede considerarse como muy fuerte. La reducción de caudal aguas abajo de los azudes también hace subir la temperatura del agua. El río Jiloca no se suele secar aguas abajo de los azudes, pero el cauce se seca en todo el tramo aguas arriba de los Ojos de Monreal. Esto tiene relación con las detracciones o derivaciones del caudal de manantiales a acequias de riego, así como con los numerosos pozos que se han construido en los últimas décadas en todo el valle del Jiloca y que han hecho descender el nivel freático del acuífero. Según estudios hidrológicos, antiguamente el cauce del canal del Jiloca desde Cella a Monreal del Campo se mantenía todo el año, alimentado por las aguas del acuífero, pero actualmente se seca pues depende principalmente de las precipitaciones. Además, al bajar el nivel freático, el agua se filtra al acuífero, con lo que el lecho del río queda seco. Durante una punta de avenida en agosto del 2001, de un caudal de $1-1'5 \text{ m}^3/\text{s}$ en el puente de Torrelacárcel, no quedaba nada 5 km. aguas abajo (Rubio Dobón, 2005).



Foto 1. Río Pancrudo a la altura del camino a Barbacán. Nótese cauce seco aguas abajo del puente que hace de presa.



Foto 2. Cauce seco del río Jiloca el 20 de julio de 2005 aguas abajo de Villarquemado.

El volumen de derivaciones de caudal para regadío no se conoce con precisión, ni tampoco los volúmenes extraídos por los pozos. Sin un control de las detracciones, los caudales del río pueden no ser suficientes para mantener el ecosistema acuático (foto 2). Este es un tema que la administración de las confederaciones hidrográficas tiene pendiente y es urgente que se instalen los controles necesarios.

Vertidos de aguas residuales sin depurar

Todos los núcleos urbanos de la ribera del Jiloca en la provincia de Teruel, una población de aproximadamente 15.200 habitantes, vierten o han vertido hasta hace poco sus aguas residuales e industriales sin depurar al río. Con un aporte de al menos 70 litros diarios de aguas negras por persona, una población de 4.000 habitantes como Calamocha produce un total de 280 m³ diarios de aguas negras. El resultado se puede apreciar 1 km. aguas abajo de la población, dónde el lecho del cauce está cubierto por 30 cm. de lodos orgánicos. La nueva depuradora, que empezó a funcionar a finales del 2005, es de esperar que mejore esta situación. Sin embargo, aún queda una población de más de 5.000 habitantes distribuidos en diversas poblaciones de la ribera, que vierten sus aguas residuales sin depurar al río, tales como Monreal del Campo (2.400 habitantes), Camínreal (777 hab.), y Fuentes Claras (625 hab.), lo que tiene un impacto negativo en el río Jiloca, especialmente en verano. Parece ser que está en proyecto la construcción de dos depuradoras: una en Monreal del Campo, y otra en el entorno de Camínreal, Fuentes Claras y Torrijo del Campo, lo que ayudará sin lugar a dudas a la mejora de la calidad del hábitat del río Jiloca. Esperemos que estas depuradoras sean en breve realidad.

Las aguas residuales de los núcleos urbanos de la ribera del río Pancrudo también son vertidas al río sin tratamiento, y aunque la población residente es muy baja (925 hab.), en los meses de verano aumenta, mientras que el caudal del río Pancrudo se reduce mucho en verano, pudiendo llegar a ser de menos de 20 l/sg. En consecuencia, en la temporada estival, el aporte orgánico en algunos puntos produce una sobrecarga de nutrientes, lo que se refleja en la proliferación de algas y plantas acuáticas que cubren el lecho del río, como ocurre aguas abajo de Barrachina.

La actividad doméstica produce principalmente residuos orgánicos, pero también detergentes, lejías, aceites, y todo lo que tiramos por el desagüe, y el alcantarillado arrastra además todo tipo de sustancias que recoge el agua de escorrentía al discurrir por diversas superficies (calles, carreteras, etc.): emisiones de los automóviles (hidrocarburos, plomo, otros metales, etc.), sales, ácidos, etc. Por ello, siempre es necesario un tratamiento previo de los vertidos, que en el caso de pequeños núcleos

urbanos puede ser por medios relativamente sencillos como los humedales artificiales, o también llamados filtros verdes. Estos humedales reducen los niveles de la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) y de sólidos en suspensión (SS), y tienen rendimientos superiores al 80% en adsorción de nitrógeno, así como niveles significativos en metales, trazas orgánicas y patógenos (Lara, 1999). Otras fuentes de contaminación potencial en la zona son los mataderos de Monreal del Campo y de Calamocha, la fábrica de hormigones de Fuentes Claras, la fábrica de piensos de Camínreal, y los talleres mecánicos en general.

La contaminación difusa

Se denomina contaminación difusa a la que no tiene un punto concreto de entrada al río, sino que tiene lugar de forma generalizada o difusa, ya sea por infiltración subterránea, escorrentía superficial, o por el aire. Los trabajos agrícolas son una fuente de contaminación difusa, pues utilizan pesticidas y fertilizantes que son arrastrados por las aguas a los ríos, o filtrados a los acuíferos. Algunos cultivos necesitan más fertilizantes y pesticidas que otros. En los valles del Jiloca y del Pancrudo, el cultivo de mayor impacto es el maíz, ya que requiere pesticidas (a no ser que sea maíz transgénico) y una fuerte dosis de fertilizantes para su cultivo. También los restos orgánicos de animales y plantas que son depositados o llegan hasta el cauce pueden contaminar de una forma notable las aguas. Una fuente de contaminación importante pueden ser las granjas de ganado en régimen intensivo. Un cerdo, por ejemplo, produce una carga orgánica diaria triple de la de una persona. A menudo, los purines utilizados en agricultura se filtran en el subsuelo, llegando hasta los acuíferos, o discurren hasta los ríos con las aguas de escorrentía. El exceso de nutrientes hace que aumenten profusamente las algas y las plantas acuáticas, y la putrefacción de toda esa materia orgánica consume gran cantidad del oxígeno disuelto en el agua, que deja de ser apta para la mayor parte de los peces, especialmente para los peces que necesitan aguas ricas en oxígeno.

Modificaciones del cauce

Una de las principales alteraciones del río Jiloca es debida al dragado y enderezamiento del cauce en gran parte de su curso. Los enderezamientos y dragados han homogeneizado la morfología del cauce (desaparición de la secuencia de rápidos y pozas, y de barras de sedimentos) con la consiguiente reducción de diversidad de hábitat: aumento de tablas, y disminución de rápidos y de refugios para la fauna piscícola). Además, los enderezamientos de cauces hacen que aumente la energía del flujo, por lo que se produce un aumento de la erosión de las márgenes y del lecho, y de la cantidad de sólidos en suspensión, produciendo turbidez del agua, y pudiendo causar lesiones en las branquias de los peces.

Las rocas, así como los apilamientos de troncos y ramas, son elementos importantes para la creación de una diversidad de hábitats, así como de protección para los peces contra depredadores. La turbulencia de la corriente al llegar a estos obstáculos crea zonas de excavación (pozas) y sedimentación (rápidos y barras), y las rocas y troncos dan cobijo de la corriente a los peces, por lo que son zonas de descanso y refugio. La eliminación de estos elementos, también llamada a veces 'limpieza de cauce', produce un empobrecimiento de las condiciones del hábitat piscícola, y una disminución de la diversidad de especies y de las poblaciones de peces (Thévenet, 1998).

Otra modificación que conduce a una mayor homogeneidad del hábitat fluvial y que en muchos casos crea una barrera para que la fauna piscícola remonte el río son las numerosas presas o azudes que atraviesan el cauce: una media de 0'6 azudes/km tanto en el río Jiloca como en el Pancrudo. Los azudes que son barrera para los peces como el del Salto, aguas arriba de Calamocha, aíslan secciones de cauce creando 'islas de poblaciones piscícolas', con el consiguiente peligro de pérdida de diversidad genética. Además, los azudes al crear una zona de aguas remansadas aguas arriba del azud, que es de una longitud proporcional a la altura del azud sobre el lecho del río, pueden alterar en gran forma la dinámica y el hábitat fluvial. Cuando no existe suficiente caudal para saltar por encima del azud, la zona aguas abajo puede llegar a secarse, y la zona de aguas arriba a desarrollar procesos de eutrofia, al favorecerse la sedimentación y el crecimiento de vegetación. Este tipo de hábitat favorece el desarrollo de especies tolerantes de estas condiciones como el gobio y la carpa sobre otras que requieren aguas con corriente como la trucha. Todas estas modificaciones al homogeneizar el hábitat y favorecer a especies tolerantes, contribuyen a disminuir la diversidad de especies.

Alteración de las zonas de ribera

El dragado de los cauces, y/o el relleno de las orillas para aumentar el área de cultivos, crean las típicas secciones transversales rectangulares de cauces encajonados, y producen la desconexión entre el río y la llanura de inundación, pues las crecidas regulares ya no anegan la zona de ribera. La zona de ribera y la llanura de inundación son elementos integrales para el buen funcionamiento de los sistemas fluviales. El anegamiento de la zona de ribera disipa la energía erosiva de las crecidas, contribuyendo a mantener la estabilidad de las márgenes, y es fundamental para el mantenimiento de las comunidades de vegetación riparia, recargando los acuíferos y aportando sedimento y materia orgánica a los suelos. La vegetación de la ribera en los valles del río Jiloca y del Pancrudo ha sufrido un empobrecimiento debido a la acción humana, tanto en calidad como en cantidad. La mayor parte del río Jiloca tiene una franja de vegetación riparia de menos de 5 m. de ancho en cada margen,

que en el río Pancrudo aumenta, llegando a una media de 10 m. Originariamente, la mayor parte del fondo de los valles del Jiloca y del Pancrudo estaría ocupado por comunidades riparias, entre ellas un bosque de ribera. Estas comunidades proveen protección al sistema acuático atrapando sedimentos, y reduciendo la entrada en el río de exceso de nutrientes, pesticidas, y otros productos contaminantes que llevan las aguas de escorrentía y las que fluyen en el subsuelo. Además, los árboles que crecen en las riberas de los ríos dan sombra al cauce, contribuyendo a mantener la temperatura del agua más baja, y sujetando con sus raíces los suelos de las orillas. Dentro del cauce, las raíces desnudas de los árboles y los encoyamientos que forman son un importante refugio para los peces. Diversos índices de evaluación de la vegetación ribereña indican que este tipo de río debe tener como mínimo una franja de vegetación de ribera de 25m de anchura para tener una calidad ecológica "buena", y de al menos 50m para una calidad "óptima" (González del Tánago *et al.*, 2006; Munné *et al.*, 2003).

Los bosques riparios son uno de los hábitats más escasos en la península Ibérica (Costa Tenorio *et al.*, 1998). Por ello, en sí mismos, los bosques riparios son un ecosistema importante para la conservación de la biodiversidad del territorio. Los árboles que crecen en las llanuras de inundación crecen más deprisa y tienden a desarrollar pudrición en el tronco (álamos), por lo que son esenciales para especies que utilizan agujeros en troncos como refugios para nidificar, como los buhos, los picos, los pitos y los murciélagos, entre otros. Además, por su situación a lo largo de los cauces, actúan de corredores biológicos para la dispersión de diversas especies de fauna entre cuencas y entre las zonas altas y bajas. Por todo ello, su conservación y restauración es de gran importancia ecológica.

A pesar de la degradación de las comunidades riparias, los valles del Jiloca y del Pancrudo, aún mantienen un reservorio de especies autóctonas, que dada la oportunidad podría regenerar los ecosistemas de bosques de ribera naturales.

Conclusiones

La condición de los ecosistemas fluviales de los ríos Jiloca y Pancrudo es de mala a mediocre, sin embargo, existen valores destacables que es necesario resaltar y tener en cuenta para adoptar medidas de conservación. Uno de los principios más importantes a la hora de priorizar actividades de conservación del medio natural es el balance de coste/eficiencia de los beneficios. Las actividades destinadas a conservar lo que ya existe, se ha demostrado que son mucho más rentables que las de restaurar lo que se ha degradado. En este estudio de los ríos Jiloca y Pancrudo se han encontrado varios valores a destacar, relativos a la fauna piscícola, a la vegetación de ribera, a la morfología del cauce y a los humedales asociados al río.

Según los muestreos de fauna piscícola, no se ha encontrado presencia de especies foráneas, y sí la existencia de una población de trucha común de raza mediterránea autóctona que se mantiene en el río Pancrudo. La conservación de esta población autóctona de trucha común requiere que se evite la introducción de trucha de repoblación de raza atlántica en la sección del río Pancrudo aguas arriba del proyectado pantano de Lechago. Si se determinase necesario el incrementar la población truchera en el pantano o en el río, deben utilizarse únicamente ejemplares de raza autóctona, o bien iniciarse mejoras del hábitat fluvial tales como eliminación de azudes y mantenimiento de caudales adecuados, o bien una combinación de las dos medidas. Por otro lado, la aparición de especies foráneas (black-bass, etc.) podría causar una gran perturbación en la población de especies autóctonas, y sería aconsejable requerir la colaboración de sectores interesados en la conservación de los ríos para evitar su introducción.

También es de destacar la existencia en la cuenca de dos poblaciones de cangrejo común (*Austropotamobius pallipes*), una especie amenazada de extinción, y para la que actualmente se ha puesto en marcha un Plan de Recuperación en todo Teruel. La conservación y mejora de estas poblaciones es de carácter prioritario.

A pesar de que las comunidades de vegetación riparia están muy modificadas y disminuidas, existen ejemplares de álamos negros viejos aislados que tienen un importante valor ecológico, por ser elementos singulares y con una función significativa en el sistema fluvial y ribereño. Así mismo, son importantes de preservar algunas secciones del río Jiloca que conservan una morfología natural, como la sección aguas arriba del puente de los Gascones (foto 3) y la sección aguas abajo del puente del azud del Salto, así como el tramo alto del río Pancrudo.

Otros valores ecológicamente muy importantes son los humedales asociados al río Jiloca (Ojos de Monreal, Ojos de Caminreal, y Ojos del Poyo) (foto 4). Los humedales, en general, son ecosistemas que han sufrido una gran reducción en número, pues muchos se desecaron por motivos de 'salubridad', o para aumentar la superficie de aprovechamientos, como ocurrió con el Cañizar de Villarquemado. Por ello, los humedales del valle del Jiloca tienen un valor singular, y son elementos fundamentales para el mantenimiento de la biodiversidad, pues proporcionan hábitat para numerosas especies de aves, mamíferos, y de otras especies de fauna y flora acuática, al mismo tiempo que actúan como filtro y reserva de agua y ayudan al mantenimiento del caudal base del río.

La condición de los ríos Jiloca y Pancrudo requiere una mejora de su calidad ecológica para cumplir con los requerimientos de la Directiva Marco del Agua. La adopción de medidas que aseguren la conservación de los valores existentes debe ser un tema prioritario dentro de un plan de mejora de estos ríos. Sin embargo, la medida

más importante, y el gran reto que nos concierne a todos, es la adopción de conductas que permitan la integración de las actividades de la especie humana en los ecosistemas naturales, sin que ello conlleve su degradación.

Agradecimientos

Quiero agradecer la ayuda que numerosas personas me prestaron para la realización de este estudio. Primeramente a los Agentes de la Protección a la Naturaleza, entre ellos Paco Gracia, Julio Sánchez, José María Marco, Jesús González, Jesús Bachiller, y Fran Oses, pues su generosa aportación de datos facilitó en gran medida la elaboración de este informe. También, quiero agradecer la colaboración prestada por Antonio Torrijo y José Antonio Sánchez, residentes del valle del Jiloca, y apasionados conocedores de la fauna de sus ríos y humedales, quienes aportaron generosamente su tiempo y conocimientos, y fueron de gran ayuda para la recopilación de gran parte de la información. Así mismo, quiero agradecer la colaboración de Carlos Fabregat Lluca, del Jardín Botánico de la Universidad de Valencia, por la identificación de las muestras de plantas acuáticas. Ante todo, quiero dar las gracias al Director del proyecto, José Manuel González Cano, por su ayuda en los muestreos de pesca, y por su consejo, y disponibilidad en todo momento, y sin cuya participación la realización de este proyecto no hubiese sido posible.

Director del Proyecto: José Manuel González Cano. Servicio Provincial de Medio Ambiente de Teruel.



Foto 3. Sección bien conservada del río Jiloca, con vegetación arbórea, pequeños rápidos y una isla vegetada.



Foto 4. Humedal Ojos de Camínreal o de la Rifa. Zona de aguas abiertas y carrizal con una profundidad de más de 2 m.

Bibliografía

- ALBA-TERCEDOR, J., JÁIMEZ-CUELLAR, P., ÁLVAREZ, M., AVILÉS, J., BONADA, N., CASAS, J., MELLADO, A., ORTEGA, M., PARDO, I., PRAT, N., RIERADEVALL, M., ROBLES, S., SÁINZ-CANTERO, C.E., SÁNCHEZ-ORTEGA, A., SUÁREZ, M.L., TORO, M., VIDAL-ABARCA, M.R., VIVAS, S. y ZAMORA-MUÑOZ, C. (2002): Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica*, 21(3-4): 175-185.
- ARMITAGE, P.D., MOSS, D., WRIGHT, J.F. y FURSE, M.T. (1983): The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Resources*, 17: 333-347.
- FAME Consortium (2004): *Manual for the application of the European Fish Index – EFI. A fish based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive*. Version 1.1, January 2005.
- GARCÍA DEL JALÓN, D. (1993): *Principios y técnicas de gestión de la pesca en aguas continentales*. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.
- DOADRIO, I. (Editor) (1998): *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- ESTRUCTURA & ECOLOGÍA S.L. Ingeniería y ciencia aplicada (2000): *Bases de gestión de los planes de pesca de las cuencas del Alto Cinca, Alto Jalón y Alto Guadalope*. Estudio promovido por la Diputación General de Aragón.
- GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M., GARCÍA DEL JALÓN, D., LARA, F. y GARILLETI, R. (2006): *Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la Directiva Marco del Agua* (en prensa).
- JÁIMEZ-CUÉLLAR, P., VIVAS, S., BONADA, N., ROBLES, S., MELLADO, A., ÁLVAREZ, M., AVILÉS, J., CASAS, J., ORTEGA, M., PARDO, J., PRAT, N., RIERADEVALL, M., SÁINZ-CANTERO, C.E., SÁNCHEZ-ORTEGA, A., SUÁREZ, M.A., TORO, M., VIDAL-ABARCA, M.R., ZAMORA-MUÑOZ, C., y ALBA-TERCEDOR, J. (2004): Protocolo Guadamed (PRECE), *Limnetica*, 21 (3-4): 187-204.
- LAPESA LÁZARO, S. (2004): *Estudio medioambiental del río Turia* (Teruel). Estudio promovido por la Diputación General de Aragón, Departamento de Medio Ambiente. Propuesta T41922.
- LARA, J. (1999): *Depuración de Aguas Residuales Urbanas mediante humedales artificiales*. Tesina de Master en Ingeniería y Contaminación Ambiental. <http://www.geocities.com/jalarab/>.
- MUNNÉ, A. y PRAT, N. (2004): *La diagnosis y mejora de los ecosistemas fluviales mediante la Directiva Marco del Agua*. <http://www.pratrdvall.net/publicchn2004.pdf> Bajado de la red en marzo de 2005.

- MUNNÉ, A., PRAT, N., SOLÁ, C., BONADA, N. y RIERADEVALL, M. (2003): A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 13: 147-163.
- OLLERO OJEDA, A., BALLARÍN FERRER, D., DÍAZ BEA, E., ECHEVERRÍA ARNEDO, M.T., MONTORIO LLOVERÍA, R., MORA MUR, D. y SÁNCHEZ FABRE, M. (2005): *Valoración inicial del estado ecológico de los cursos fluviales de Aragón a partir de indicadores hidromorfológicos* (en prensa).
- PARDO, I., ÁLVAREZ, M., CASAS, J., MORENO, J.L., VIVAS, S., BONADA, N., ALBA-TERCEDOR, J., JÁIMEZ-CUÉLLAR, P., MOYÁ, G., PRAT, N., ROBLES, S., SUÁREZ, M.L., TORO, M. y VIDAL-ABARCA, M.R. (2004): El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*, 21 (3-4): 115-133.
- ROSGEN, D. (1996): *Applied river morphology*. Wildlands Hydrology, Pagosa Springs, Co.
- RUBIO DOBÓN, J.C. (2004): *Contexto hidrogeológico e histórico de los humedales del Cañizar*. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Serie Investigación. Zaragoza, España.
- THÉVENET, A. (1998): *Intérêt des debris ligneaux grossiers pour les poissons dans les grands cours d'eau*. Tesina Doctoral. Universidad de Lyon.