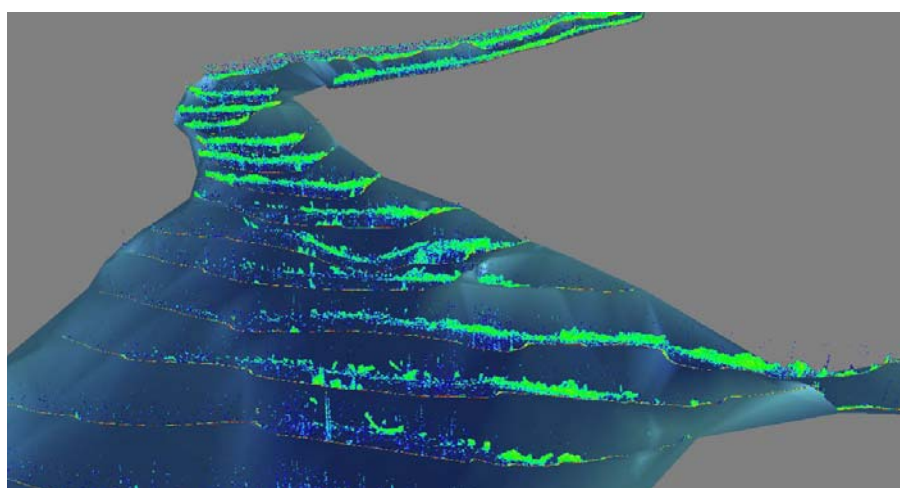




## Estudios censales de peces de los embalses de Ortigosa, Mansilla y El Cortijo de la Cuenca del Ebro para la futura incorporación de este bioindicador a la evaluación del potencial ecológico

(Expte. 205/08-SNS)

### Embalse de El Cortijo



Tel./Fax: +34-934 360 810  
Cell: +34-617 591 300  
e-mail: [info@aquason.com](mailto:info@aquason.com)  
Skype callto://aquason-bcn

AQUASON  
Dipl.-Biol. Patrick Schneider  
C./San Antonio Maria Claret, 186-188, 4-2  
08025 Barcelona – España





## **Estudios censales de peces de los embalses de Ortigosa, Mansilla y El Cortijo de la Cuenca del Ebro para la futura incorporación de este bioindicador a la evaluación del potencial ecológico**

(Expte. 205/08-SNS)

### **Informe Final (3): El Cortijo**

2 de noviembre de 2009

#### **Dirección**

Concha Durán Lalaguna, Confederación Hidrográfica del Ebro

Cristina Pintor Ruano, Confederación Hidrográfica del Ebro

#### **Autores**

Patrick Schneider, AQUASON

Lluís Benejam Vidal, CEBCAT

#### **Trabajo de Campo**

Patrick Schneider, AQUASON (Acústica)

Lluís Benejam Vidal, Sandra Saura Mas & Josep Benito Granell, CEBCAT (Pescas)



## Indice

<b>1. Resumen .....</b>	<b>1</b>
<b>2. Introducción.....</b>	<b>3</b>
2.1. Antecedentes .....	3
2.2. Los peces como indicadores del estado ecológico .....	3
2.3. Embalses .....	4
2.4. La hidroacústica en la DMA.....	5
2.5. Motivación para los estudios .....	5
<b>3. Objetivos.....</b>	<b>6</b>
<b>4. Material y métodos.....</b>	<b>6</b>
4.1. Zona y fecha de estudio .....	6
4.2. Metodología: Hidroacústica .....	8
4.2.1. Ecosonda.....	9
4.2.2. Procedimiento general .....	9
4.2.3. Posicionamiento DGPS e integración de los datos geográficos.....	11
4.2.4. Plan de navegación para los ecosondeos .....	11
4.2.5. Trabajo de gabinete .....	12
4.2.6. Calculo de las Densidades .....	13
4.2.7. Calculo de la Biomasa .....	13
4.2.8. Visualización .....	14
4.3. Metodología: Muestreos directos (pescas científicas) .....	15
4.4. Desarrollo de los trabajos.....	17
4.4.1. Condiciones de campo.....	17
4.4.2. Pescas .....	17
4.4.3. Acústica .....	18
4.5. Desinfección de equipos.....	18
4.6. Devolución de los peces capturados .....	18
<b>5. Descripción de las especies .....</b>	<b>19</b>
5.1. Especies autóctonas .....	19
5.1.1. Barbo común ( <i>Barbus graellsii</i> ) .....	19
5.1.2. Madrilla ( <i>Parachondrostoma miegii</i> ).....	20
5.2. Especies introducidas.....	20
5.2.1. Carpa ( <i>Cyprinus carpio</i> ).....	20
5.2.2. Pez sol ( <i>Lepomis gibbosus</i> ) .....	21
<b>6. Resultados .....</b>	<b>21</b>
6.1. Pesca .....	21
6.2. Acústica.....	27
6.3. Batimetrías biológicas.....	27
<b>7. Conclusiones .....</b>	<b>27</b>
7.1. Pescas.....	28
7.2. Distribución de los peces.....	28
7.3. Acústica.....	29
<b>8. Recomendaciones.....</b>	<b>31</b>
<b>9. Referencias bibliográficas .....</b>	<b>34</b>

## Relación de tablas

Tabla 1: Parámetros morfométricos y hidrológicos del embalse de El Cortijo. ....	7
Tabla 2: Posiciones de redes con tiempos de colocación, embalse de El Cortijo. ....	18
Tabla 3: Especies capturadas en el embalse de El Cortijo y porcentajes relativos de individuos en las pescas. ....	22
Tabla 4: Resultados de los muestreos directos con red, embalse de El Cortijo. ....	22

## Relación de figuras

Figura 1: Aspecto del embalse de El Cortijo. ....	7
Figura 2: Perfil de temperatura del embalse de El Cortijo. ....	8
Figura 3: Representación de la prospección acústica con haz horizontal y vertical. ....	10
Figura 4: Aspecto de la instalación de la ecosonda y del GPS. ....	11
Figura 5: Embalse de El Cortijo. ....	17
Figura 6: Devolución de un pez al medio natural. ....	19
Figura 7: Relación talla-peso para <i>Barbus graellsii</i> . ....	23
Figura 8: Frecuencia de tallas para <i>Barbus graellsii</i> . ....	23
Figura 9: Relación talla-peso para <i>Lepomis gibbosus</i> . ....	24
Figura 10: Frecuencia de tallas para <i>Lepomis gibbosus</i> . ....	24
Figura 11: Relación talla-peso para <i>Parachondrostoma miegii</i> . ....	25
Figura 12: Frecuencia de tallas para <i>Parachondrostoma miegii</i> . ....	25
Figura 13: Relación talla-peso para <i>Cyprinus carpio</i> . ....	26
Figura 14: Frecuencia de tallas para para todas las especies capturadas en El Cortijo. ....	26



## 1. Resumen

El día 24 de mayo de 2009 se muestreó el embalse de El Cortijo, ubicado en la Comunidad Autónoma de La Rioja, dentro de la cuenca hidrográfica del Ebro.

En estos muestreos se combinaron técnicas remotas acústicas con otras directas de pesca científica, para obtener información cuantitativa sobre la composición, abundancia y clases de talla de las comunidades de peces de los embalses y así llenar el vacío de información a este respecto que supone hasta el presente un obstáculo para la incorporación de este bioindicador a la evaluación del potencial ecológico de estas masas de agua.

Para los ecosondeos se empleó una ecosonda digital científica de última generación con un haz en vertical y otro en horizontal, empleados simultáneamente. Para las pescas se emplearon redes trasmallos y en las orillas nasas.

El embalse de El Cortijo presentaba densidades más altas que los otros dos embalses estudiados dentro de este estudio, Ortigosa y Mansilla, lo que se reflejó en un número más alto de capturas por unidad de esfuerzo. Este resultado corresponde bien con el estado trófico del embalse, que ha sido clasificado como mesotrófico, según informe CEMAS del año 2008, y con un potencial ecológico moderado.

Las especies encontradas en este embalse corresponden también con su situación y la información previa disponible: barbo común (*Barbus graellsii*), pez sol (*Lepomis gibbosus*), madrilla (*Parachondrostoma miegii*) y carpa (*Cyprinus carpio*).

En el embalse de El Cortijo se capturaron en la red una cantidad idéntica de ejemplares de barbo común y pez sol (ambos con un 40% de proporción del total). Debido a su mayor talla, el barbo común representa una proporción del 82% en peso fresco del total de capturas, mientras el pez sol sólo representa un 8%.

No obstante, al tener más características de río que de embalse, se requiere una estrategia diferente para poder obtener resultados concluyentes en El Cortijo. Debido a la orografía muy acentuada del embalse no se ha capturado especies como *Phoxinus phoxinus*, *Barbatula quignardi* o *Cobitis calderón*, citadas en la literatura (Zaldívar, 2006) para este embalse, ya que no se ha podido colocar nasas.

Debido a la época en la que se efectuaron los muestreos (freza de la mayoría de especies), además de las particularidades de este embalse, caracterizadas por una profundidad muy limitada (profundidad media de 4,88 m en el momento del estudio), las prospecciones acústicas no proporcionaron los resultados necesarios para una evaluación detallada.

Las experiencias obtenidas en este estudio han dado lugar a una serie de recomendaciones, tanto para la futura ejecución técnica como también para la planificación de este tipo de estudios. También han puesto en evidencia las ventajas de la incorporación de esta metodología en un programa de estudios e investigaciones de base para la evaluación de las poblaciones piscícolas en este tipo de masas de agua.

La Directiva Marco del Agua establece la necesidad de evaluar las poblaciones piscícolas para determinar la calidad de las masas de agua, para lo cual es preciso establecer las herramientas que se usarán con este fin, la hidroacústica es una de las que más potencial presenta hasta el momento, aunque deberán realizarse numerosos trabajos



Estudios censales de peces de los embalses de Ortigosa, Mansilla y El Cortijo de la Cuenca del Ebro para la futura incorporación de este bioindicador a la evaluación del potencial ecológico – Informe final (3): El Cortijo

como este a nivel nacional y europeo que servirán para poner las bases de la metodología para la determinación de la calidad de estas masas de agua según este indicador.

## 2. Introducción

### 2.1. Antecedentes

La Directiva Marco del Agua (DMA) de la Unión Europea manda la restauración y el mantenimiento de un "buen estado ecológico" de los ecosistemas acuáticos, donde el "buen estado ecológico" se determina sobre la base de parámetros hidromorfológicos, químicos y biológicos. Esta directiva refleja un cambio importante, dando énfasis en los parámetros biológicos de la calidad del agua en contraste con los antiguos enfoques que se centraban exclusivamente en la química del agua. Esta perspectiva sobre la salud de los ecosistemas acuáticos emula el concepto de integridad ecológica, que ha guiado la gestión de los recursos hídricos en los Estados Unidos durante los dos últimos decenios (Karr & Dudley 1981; Karr 1981). Un punto crítico en la evaluación del estado ecológico de los ecosistemas es el desarrollo de herramientas para medir directamente la condición biótica. En la DMA uno de los elementos biológicos utilizados para evaluar el estado de las masas de agua, conjuntamente con la flora acuática y la fauna bentónica invertebrada, son los peces. El éxito de la aplicación de la DMA depende, en parte, del desarrollo de herramientas fiables de base científica para evaluar directamente las condiciones biológicas (Angermeier & Davideanu 2004).

### 2.2. Los peces como indicadores del estado ecológico

Es ampliamente conocido que la exposición prolongada a factores de estrés ambientales como la contaminación o bajos niveles de oxígeno provoca efectos perjudiciales en diferentes aspectos de los peces como el metabolismo, el crecimiento, la resistencia a las enfermedades, capacidad de reproducción y, en última instancia, la salud, la condición y la supervivencia del pez (Barton *et al.* 2002). Estos efectos negativos pueden tener repercusiones a nivel de población o la comunidad. Los efectos en el individuo y la población dependen de la intensidad y la duración de la exposición al estrés y también de las características específicas de cada especie (Adams & Greeley 2000). El conocimiento, para cada especie, de sus atributos funcionales, la amplitud de la tolerancia y la respuesta frente a diferentes tipos de estrés permitirá el uso de peces de agua dulce como indicadores ecológicos.

Los peces tienen unas características particulares que los hacen especialmente útiles como indicadores del estado de salud de los ecosistemas (Simon 1998). Los peces habitan continuamente en el medio acuático y por lo tanto reciben e integran de forma continua la física, química y biología del sistema donde viven. La mayoría de las especies tienen una vida larga (entre 2 y 10 años) por lo que pueden informar de la calidad de agua en el momento presente y a lo largo del tiempo. La frecuencia de muestreos para la evaluación de las tendencias puede ser menor que la de organismos de vida más corta y la taxonomía de los peces en general está bien resuelta, lo que reduce el tiempo de trabajo en el laboratorio, ya que la mayoría de los especímenes pueden ser identificados en el campo. Los peces utilizan grandes áreas para vivir, por lo que están menos afectados por cambios en el microhabitat que organismos pequeños y nos aportan información a nivel regional y de macrohabitat. Finalmente, también cabe destacar que los peces son un componente vistoso y bien visible de la comunidad acuática y generalmente bien conocidos por la gente, lo que facilita la comunicación y la toma de conciencia para la conservación de los ecosistemas.

El conocimiento, para cada una de las especies de peces, de sus atributos funcionales, rangos de tolerancia y las respuestas frente a diferentes tipos de estrés es la base necesaria para el uso de los peces como indicadores biológicos. Principalmente en los Estados Unidos diferentes métricas y algunos índices bióticos para peces se han desarrollado para medir la salud de los ecosistemas acuáticos. Aunque el estudio de los peces como bioindicadores se inició a principios del siglo XX (Simon 1998), no es hasta el año 1981 que James Karr (Karr 1981) propuso el primer índice biológico basado en peces, el Índice de Integridad Biótica (IBI). Karr definió integridad biológica como "la capacidad de un ecosistema para mantener una comunidad de organismos equilibrada, integrada y adaptativa teniendo una composición de especies, diversidad y organización funcional similar a aquella que pudiéramos encontrar en una zona natural de características similares" (Karr & Dudley 1981). Distintos factores (tanto bióticos como abióticos) pueden afectar a esta integridad biológica.

La utilización de los peces como indicadores biológicos en Europa está menos extendida que en los Estados Unidos, hasta hace poco sólo se utilizaban en Francia, Bélgica y Rumania (Hughes & Oberdorff 1999; Oberdorff *et al.* 2002; Kestemont *et al.* 2000; Angermeier & Davideanu 2004). Un proyecto europeo (FAME: Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers) ha tratado de desarrollar nuevas herramientas de evaluación ecológica utilizando la comunidad de peces (Pont *et al.* 2006; Pont *et al.* 2007).

### 2.3. Embalses

Aunque los embalses comparten algunas características con los lagos, tienen sus propias peculiaridades. Los embalses tienen mayores aportes de nutrientes y una mayor fluctuación del nivel de agua que lagos naturales. En consecuencia, se producen más procesos de eutrofización y situaciones de estrés para sus comunidades biológicas (Carol *et al.* 2006). En los países mediterráneos, con pocos lagos naturales, los embalses son una atracción para los pescadores y, en consecuencia, un sitio donde muchas especies exóticas se introducen por primera vez en la cuenca (Benejam *et al.* 2005; Carol *et al.* 2006; Clavero & García-Berthou 2006). Debido a las características artificiales de los embalses, no existen las condiciones de referencia para desarrollar un índice para los peces. Por este motivo, diferentes autores (por ejemplo, Jennings *et al.* 1995; McDonough & Hickman 1999) han elaborado un método alternativo para obtener las condiciones de "referencia" de los embalses sabiendo que, siendo un sistema artificial, carecen de lugares naturales de referencia para evaluar la desviación de las condiciones inalteradas. Estos autores adaptaron las métricas originales de Karr *et al.* (1986) y propusieron el RFAI (Reservoir Fish Assemblage Index).

Desde un punto de vista evolutivo, la gran mayoría de los peces europeos son de origen litoral-riberaño, y en todo caso los peces que pueblan habitualmente y de forma "natural" los embalses, es decir, los que no han sido introducidos, provienen de los ríos. Su comportamiento demuestra por lo tanto una preferencia para permanecer cerca de estructuras, que suele ser el fondo de las zonas someras.

Sólo en situaciones con densidades altas algunos peces están forzados a aventurarse en aguas abiertas, para escapar de la presión. Una de las razones para el aumento de las densidades suelen ser el aumento de la productividad del embalse (eutrofización), a veces reforzado por la presencia de una estratificación de la columna del agua con una zona profunda anóxica, que además limita el volumen habitable para los peces.

Cuando las comunidades de peces fluviales se encuentran atrapadas en un embalse, la mayoría de los peces permanece cerca de la orilla, la desembocadura de afluentes y de las zonas someras. Las zonas pelágicas y las aguas profundas son poco utilizadas y las abundancias son inferiores a la productividad natural de estos cuerpos de agua, especialmente en el caso de los embalses profundos y grandes (Fernando & Holčík 1991).

Otro componente importante a considerar, a parte de los aspectos mencionados con anterioridad, son los patrones de migración diaria que se observan en algunas especies. Puede tratarse en este caso de un comportamiento asociado a la alimentación como también de un comportamiento para evitar depredadores que cazan utilizando la visión durante el día, o una combinación de ambos. Por lo tanto, este componente puede consistir tanto en una migración horizontal (litoral – pelágico) como vertical (profundidad – superficie) y según especies presentes pueden existir migraciones opuestas.

Generalmente es conocido que los peces suelen dispersarse más por la noche, mientras de día suelen mantenerse más concentrados, cerca de estructuras o incluso formando pequeños bancos. No obstante, no es el caso en todos los embalses y los patrones pueden variar de forma importante.

## 2.4. La hidroacústica en la DMA

Existen diferentes métodos para evaluar las comunidades piscícolas de los cuerpos de aguas superficiales continentales. Los métodos más habituales son la pesca (redes, nasas, pesca eléctrica, etc.) y las técnicas hidroacústicas.

La hidroacústica está indicada como método de alta utilidad en la normativa europea "Guía para la aplicación y selección de métodos de muestreo de peces" (EN 14962) para la categoría "aguas abiertas" para prácticamente todos los tipos de aguas superficiales, en particular lagos y embalses, y es por lo tanto uno de los métodos recomendados para la evaluación de las comunidades piscícolas, necesarios para alcanzar los objetivos prescritos en la Directiva Marco del Agua. Los principales argumentos que justifican el uso de la hidroacústica se mencionan a continuación en la descripción de los métodos utilizados en este estudio.

Dentro de la serie de normas y guías sobre las técnicas de campo relevantes para el cumplimiento de las tareas exigidas en la DMA, que se han publicado o se publicarán próximamente, se encuentra en fase de aprobación una guía para la aplicación de las técnicas hidroacústicas móviles (Draft prEN 15910: Water quality - Guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods). Esta guía establecerá las recomendaciones a seguir para el desarrollo de este tipo de trabajos.

## 2.5. Motivación para los estudios

Para alcanzar los objetivos de calidad de las aguas propuestos en la DMA, los organismos responsables de su implementación deben, en primer lugar, establecer las condiciones de referencia de las diferentes masas de agua y las metodologías adecuadas para valorar su estado actual y realizar un seguimiento de su evolución. Una de estas metodologías es el empleo de índices biológicos como indicadores del estado

Estudios censales de peces de los embalses de Ortigosa, Mansilla y El Cortijo de la Cuenca del Ebro para la futura incorporación de este bioindicador a la evaluación del potencial ecológico – Informe final (3): El Cortijo

ecológico de las aguas, entre estos bioindicadores se encuentran los macrófitos, los macroinvertebrados, el fitoplancton, el fitobentón y la ictiofauna.

En la Confederación Hidrográfica del Ebro (en adelante, CH Ebro) se ha trabajado en la aplicación de los indicadores biológicos para las diferentes masas de agua, en concreto para los embalses se están realizando muestreos limnológicos, de fitoplancton y zooplancton, pero falta recabar información sobre las comunidades de peces. La DMA resalta la importancia de estas comunidades para la detección y seguimiento de presiones hidromorfológicas que producen alteraciones del hábitat y de su continuidad. Además, también son sensibles a presiones fisicoquímicas producidas por contaminación del agua, eutrofia, aparición de toxicidad por algas y desoxigenación del agua.

Un obstáculo al que se enfrenta la CH Ebro al intentar usar los peces como bioindicador en los embalses es la carencia de experiencias previas en las que estos organismos hayan sido incluidos en redes de control de calidad de este tipo de masas de agua. Para comenzar a abordar estos trabajos se ha contratado el presente estudio cuyo objetivo es recolectar información sobre la composición y estructura de la comunidad de peces de los embalses seleccionados. Con esta información se puede llegar a plantear una integración ordenada de este elemento biológico a la gestión de los embalses.

Como estrategia censal, la CH Ebro ha optado por la adaptación de las mejores técnicas disponibles a los diferentes hábitats presentes, prescribiendo un trabajo estratificado que combine técnicas remotas acústicas con otras directas de pesca científica.

### **3. Objetivos**

El principal objetivo del estudio ha sido obtener información cuantitativa sobre la composición, abundancia y clases de talla de la comunidad de peces del embalse de El Cortijo, así como su distribución espacial en relación a los distintos hábitats del embalse, combinando técnicas remotas acústicas con otras directas de pesca científica, con el fin de incorporar este bioindicador a la evaluación del potencial ecológico en futuros trabajos.

## **4. Material y métodos**

### **4.1. Zona y fecha de estudio**

El estudio se llevó a cabo en el embalse de El Cortijo. El embalse forma parte de la cuenca del Ebro y se encuentra en la Comunidad Autónoma de La Rioja.

Los trabajos de campo se realizaron durante el día 24 de mayo del año 2009.

El embalse de El Cortijo se encuentra en el río Ebro, en las proximidades de la población El Cortijo (Logroño), UTM (ED50, Huso 30T) X:538801 Y:4703854 (42° 29,12' N y 002° 31,67' W) y se destina principalmente a abastecimiento.

No está recogido en la base de datos de la CH Ebro "Embalses (1996-2002)", consultada para obtener información sobre el desarrollo del nivel trófico del embalse. Esta sometido a presiones significativas (según datos IMPRESS Mayo 2005).

Estudios censales de peces de los embalses de Ortigosa, Mansilla y El Cortijo de la Cuenca del Ebro para la futura incorporación de este bioindicador a la evaluación del potencial ecológico – Informe final (3): El Cortijo



**Figura 1:** Aspecto del embalse de El Cortijo.

Algunas características morfométricas e hidrológicas quedan reflejadas en la siguiente tabla:

Parámetro	Valor según base de datos CHE	Valor determinado en fecha	Fecha
VOLUMEN (Hm <sup>3</sup> )	-	0,8	24/05/2009
SUPERFICIE (Ha)	-	17,0	24/05/2009
PROF. MAX. (m)	-	8,60	24/05/2009
PROF. MED (m)	-	4,88	24/05/2009
PROF. TERMOCLINA (m)	-	no presente	04/07/2009
COTA (m s.n.m.)	-	387,0	24/05/2009
PERIMETRO (km)	-	3,8	23/05/2009

**Tabla 1:** Parámetros morfométricos y hidrológicos del embalse de El Cortijo.

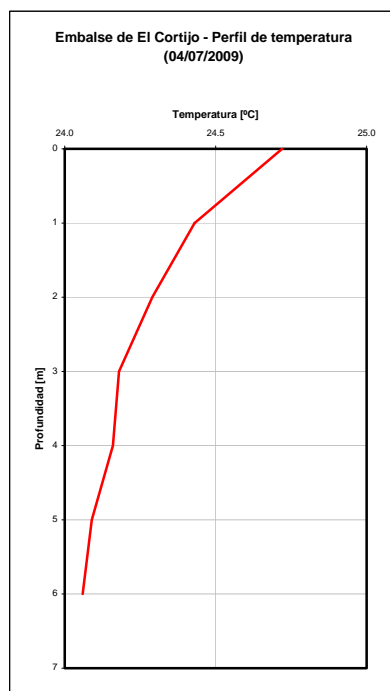
Fuente: Mediciones de campo dentro del propio estudio y comunicación personal CH del Ebro.

El estado trófico global del embalse se indica como eutrófico según datos de la CH Ebro del 2007, con un potencial ecológico moderado.

En los informes del año 2008, el estado trófico se indica como mesotrófico, y el potencial ecológico es moderado (Fuente: C.E.M.A.S., Informe situación año 2008).

El perfil de temperatura para una fecha próxima al estudio se presenta en el siguiente gráfico:

Estudios censales de peces de los embalses de Ortigosa, Mansilla y El Cortijo de la Cuenca del Ebro para la futura incorporación de este bioindicador a la evaluación del potencial ecológico – Informe final (3): El Cortijo



**Figura 2:** Perfil de temperatura del embalse de El Cortijo.

Se presenta el perfil obtenido en una fecha próxima al estudio, según indicado en el gráfico.  
Fuente: CH del Ebro, 2009.

## 4.2. Metodología: Hidroacústica

Como ya se ha mencionado en la introducción, la CH Ebro ha optado utilizar como herramienta para el censo de la fauna piscícola en los embalses prospecciones de hidroacústica, complementadas con muestreos directos (pescas científicas).

Algunos motivos que justifican el uso de la hidroacústica quedan reflejados en los siguientes puntos principales:

- La hidroacústica es el método disponible más eficiente (Acker et al., 1999), cubriendo grandes superficies en poco tiempo, dando al mismo tiempo un elevado número de mediciones repartidas regularmente en la totalidad de la superficie de la zona de estudio, aportando por lo tanto unos datos representativos para los tramos o zonas seleccionados (MacLennan & Simmonds, 2005).
- Es un método no intrusivo, que garantiza una perturbación mínima y una alteración nula del estado (composición, estructura y número) de las comunidades encontradas. Las pescas necesarias como método complementario sólo requieren pescas cualitativas (no cuantitativas), lo que reduce la perturbación y el número de individuos extraídos a un mínimo.
- Es un método objetivo y altamente reproducible, lo que aumenta la calidad y fiabilidad de los resultados, en particular en el caso de un seguimiento, y por lo tanto, un mejor control de los efectos de las medidas de gestión.

Estudios censales de peces de los embalses de Ortigosa, Mansilla y El Cortijo de la Cuenca del Ebro para la futura incorporación de este bioindicador a la evaluación del potencial ecológico – Informe final (3): El Cortijo

- Esta indicado como método de alta utilidad en la normativa europea "Guía para la aplicación y selección de métodos de muestreo de peces" (EN 14962) para la categoría "aguas abiertas" para prácticamente todos los tipos de aguas superficiales, en particular lagos y embalses.

Las ecosondas científicas digitales de última generación son sonares que disponen de un sólo haz, que puede ser del tipo monohaz (*single beam*), de haz dual (*dual beam*) o de haz partido (*split beam*). Sólo las sondas científicas que disponen de un transductor de haz partido son aptas para censos de peces en aguas interiores. Debido a que la densidad de peces en embalses generalmente es baja (en comparación con el mar), es imprescindible el uso de un método de evaluación de los datos llamado ecoconteo o conteo de trazas (*track* o *trace counting*) (Cronkite & Enzenhofer, 2002; MacLennan & Simmonds, 2005; Gauthier & Rose, 2001). Esto sólo es posible con sondas de haz partido, debido a la información adicional que se obtiene con ellas sobre la posición de los peces dentro del haz. Por lo tanto, el uso de transductores de haz partido es obligatorio para este tipo de trabajos.

#### 4.2.1. Ecosonda

La ecosonda utilizada para los estudios es una ecosonda digital científica de última generación modelo *Biosonics DT-X*, fabricada por la empresa *Biosonics Inc., EEUU*, con dos transductores digitales (208 kHz circular y 430 kHz elíptico), ambos de haz partido, según los requerimientos arriba mencionados. Antes y después de los trabajos se ha llevado a cabo una calibración de la sonda, siguiendo las recomendaciones del fabricante para este procedimiento.

La ecosonda es controlada por un ordenador portátil que lleva el software de adquisición específico del fabricante (*Visual Acquisition 5, Biosonics Inc., EEUU*). Este software permite el control y la configuración de los diversos parámetros de la ecosonda, necesarios para adaptar su funcionamiento a las circunstancias de campo y objetivos del estudio concretos. Durante las prospecciones los datos crudos medidos se han grabado de forma continua y completa en el disco duro del ordenador portátil, para su posterior procesado en gabinete.

#### 4.2.2. Procedimiento general

El uso tradicional de estas sondas es con el haz orientado en vertical. Emitiendo varios pulsos de sonido por segundo al agua, el equipo es capaz de detectar peces y otros objetos en la columna de agua, determinar su talla acústica (midiendo la intensidad del eco recibido), su distancia al transductor y su posición en el haz. De esta forma, es posible determinar con precisión la cantidad de peces detectados en el recorrido. A través de una interpolación de los datos se obtiene estimaciones de la abundancia. Para ello, se considera que los datos obtenidos en cada transecto son representativos para la zona.

Aplicando la relación entre tallas acústicas (TS – Target Strength) y tallas reales de las especies presentes, y por otro lado las relaciones talla-peso específicas, se obtienen datos como densidad y biomasa, global y por especie. Dado que la información sobre la distribución vertical (es decir, la profundidad) de los peces detectados está contenido en los datos, se obtiene las densidades y la abundancia también por capas de profundidad (estratificadas), además de poder presentar los datos en mapas correspondientes a su distribución horizontal (global y por capas).



Para cubrir también la capa superficial, se ha empleado un sistema consistente en dos transductores de haz partido, uno circular orientado en vertical y otro elíptico, orientado en horizontal y perpendicular al barco. De esta forma, el sistema permite detectar también los peces que se encuentran muy cerca de la superficie. Al no proceder así, estos peces quedarían sin contabilizar, ya que debido a la forma cónica del haz existe una zona "ciega" en los primeros metros, en la que la probabilidad de detectar peces es muy baja (debido a que el haz aquí es aún muy estrecho). Con sólo utilizar un haz vertical, los peces en los primeros metros desde la superficie prácticamente no se detectarían. Es por ello que se ha empleado ambos, haz vertical y haz horizontal, para compensar esta deficiencia del método con haz vertical (Knudsen & Sægrov, 2002; Kubecka & Wittingerova, 1998; Monteoliva & Schneider, 2005).

Finalmente, se ha obtenido también la profundidad del fondo en todas las mediciones verticales, lo que permite establecer mapas batimétricos del embalse, con suficiente resolución para usos biológicos.

De esta forma, los ecosondeos proporcionan en primera línea datos sobre la abundancia y distribución, tanto vertical como horizontal, de los peces, su

distribución de tallas y las densidades y las proporciones de cada especie, en combinación con las pescas cualitativas. Todo ello permite obtener información sobre la biomasa de las diferentes especies y la composición de la fauna ictiológica.

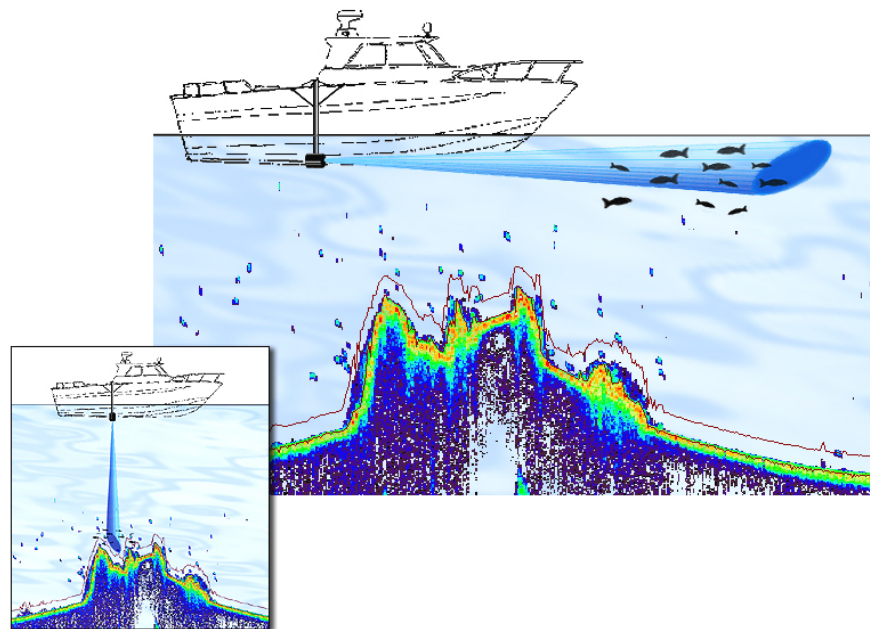


Figura 3: Representación de la prospección acústica con haz horizontal y vertical.

Estudios censales de peces de los embalses de Ortigosa, Mansilla y El Cortijo de la Cuenca del Ebro para la futura incorporación de este bioindicador a la evaluación del potencial ecológico – Informe final (3): El Cortijo



Figura 4: Aspecto de la instalación de la ecosonda y del GPS.

#### 4.2.3. Posicionamiento DGPS e integración de los datos geográficos

Para los trabajos de acústica se ha empleado un DGPS (Sistema de posicionamiento por satélite) de precisión submétrica, modelo *LEICA MX Marine MX421B-10*. Además de un segundo GPS de apoyo, modelo *Magellan 315*.

El DGPS estaba conectado directamente a la ecosonda, por lo cual los datos obtenidos serán ya por defecto georeferenciados. Durante todo el procesamiento de los datos, se ha mantenido siempre la información geográfica, por lo cual los resultados son compatibles con los GIS y podrán ser incorporados sin problema en estos sistemas.

#### 4.2.4. Plan de navegación para los ecosondeos

Para los ecosondeos se estableció un diseño de trayectos con el fin de cubrir la zona con un sistema de líneas (transectos) de muestreo, con la suficiente resolución para poder interpolar, posteriormente, las zonas intertrayectoriales.

Si el tamaño del embalse lo permite, es deseable llevar a cabo todas las prospecciones acústicas en un mismo recorrido, obteniendo así una alta eficiencia en el trabajo y una muy buena comparabilidad de los datos, por no introducir un sesgo por la variabilidad temporal de los aspectos estudiados.

Como estimador de la intensidad de muestreo se utiliza el grado de cobertura, que relaciona la longitud muestreada con la superficie de muestreo. Los valores por encima de 6 ya se consideran aceptables y se puede asumir que el error muestral de la estimación de la abundancia sigue una distribución normal (Aglén, 1983; 1989); esto permite calcular unos límites de confianza para los datos que se obtiene.

Estudios censales de peces de los embalses de Ortigosa, Mansilla y El Cortijo de la Cuenca del Ebro para la futura incorporación de este bioindicador a la evaluación del potencial ecológico – Informe final (3): El Cortijo

La distancia entre los transectos se determinó en función de la superficie del área a investigar (la totalidad del área navegable del embalse, en este caso), los objetivos del estudio y el grado de cobertura mínimo requerido para cumplir con estos objetivos.

Generalmente se distingue entre dos tipos de muestreo, cada uno con su intensidad de muestreo correspondiente: los muestreos de caracterización, con mayor intensidad de muestreo y un grado de cobertura mínimo de 25, y los muestreos de seguimiento (para embalses ya muestreados con anterioridad o con información previa disponible sobre la composición y abundancia de peces), con una intensidad de muestreo reducida y un grado de cobertura por encima de 6.

Los cálculos de recorrido mínimo se efectuaron a base de la fórmula:

$$D = \frac{\Lambda}{\sqrt{A}}$$

donde

- $\Lambda$  es Grado de Cobertura;
- $D$  es longitud de recorrido;
- $A$  es el área prospeccionada

obteniendo en todos los embalses estudiados un grado de cobertura por encima de 6.

#### 4.2.5. Trabajo de gabinete

La prospección acústica efectuada con la estrategia arriba descrita permite una evaluación detallada de la fauna piscícola presente en el área en el momento de su investigación (estimación de densidades y biomasa), su distribución (horizontal y vertical) y posteriormente la determinación de su relación con determinadas características de la zona (tipos de fondo, profundidad, etc.).

Para esta evaluación se utilizó el software *Echoview* (*Myriax Pty Ltd., Australia*), software líder en el mercado de aplicaciones informáticas de post-proceso de datos provenientes de sondas acústicas científicas. Este software permite un escrutinio, filtrado y procesamiento de los datos en cumplimiento con los más modernos métodos y procedimientos establecidos por la comunidad científica internacional y las normas y recomendaciones desarrolladas en este sentido.

En un primer paso (pre-procesado) se visualizan, en forma de ecograma, los datos acústicos obtenidos y se revisan para marcar posibles artefactos (detecciones de burbujas, árboles, etc.) en los ficheros, excluyéndolos de esta forma del propio análisis.

El procesado de los datos consiste luego en dos fases: En un primer análisis, se extraen todas las señales que provienen de blancos individuales (single targets, en este caso los peces) que corresponden a determinadas características, las cuales se establecen en la configuración. Como resultado, se obtienen ficheros con la posición, la profundidad y el valor TS (Target Strength - fuerza del blanco) de cada pez detectado.

#### 4.2.6. Calculo de las Densidades

En función de la relación s/r (señal/ruido) se procede entonces al siguiente paso: Si la relación s/r lo permite (caso de relaciones s/r medias o altas), se aplica un algoritmo llamado "target tracking" (trazado de blancos) o también "fish tracking" (trazado de peces), que permite identificar y marcar en el ecograma varias detecciones de un solo pez. Esto permite luego contar las trazas (conteo de trazas) de peces y así obtener un número preciso de los peces detectados en una sección del recorrido determinada, que corresponde a un volumen de agua prospeccionado (determinado a través de la geometría del haz).

En el caso de que la relación s/r no permita una identificación fiable de señales múltiples de peces (relación s/r baja), una opción es utilizar el método del ecoconteo (*echo counting*). En este método el programa cuenta los ecos considerados como válidos, obtenidos en el primer paso (extracción de blancos individuales), y se divide el número de detecciones por el volumen insonificado para obtener números de peces por unidad de volumen.

Para poder tener en cuenta y representar posteriormente las variaciones de la abundancia de los peces a lo largo del recorrido (correspondiente a la variabilidad de la abundancia en el embalse), se divide cada transecto en secciones o intervalos de muestreo de longitud unitaria (*EDSU – Elementary Distance Sampling Unit*), a parte de dividirlos en estratos (capas de profundidad).

De esta forma, se obtiene en el resultado con ambos métodos, valores de densidad para cada intervalo, según la siguiente fórmula:

$$D_i = n_i/V_i$$

donde

$n_i$  = Número de individuos detectados en el intervalo

$V_i$  = Volumen de las muestras del intervalo

#### 4.2.7. Calculo de la Biomasa

Biomasa es una función de abundancia y peso individual y se expresa en Kg. por unidad de volumen o área.

Para obtener la biomasa, a parte de las densidades (número de peces por volumen), se evalúa también la TS de los peces analizados, como mencionado arriba.

La TS es un valor que representa la intensidad del eco que produce un objeto, y está expresado de forma logarítmica en dB (decibelios). La TS se describe también como la "talla acústica" de un pez y, en efecto, existe una relación matemática entre la TS y la talla de un pez. Esta relación se ha determinado en varias ocasiones de forma empírica, y cada especie tiene su propia relación, expresada con una fórmula logarítmica de la forma:

$$TS = A \cdot \log(L) + B$$

donde

Estudios censales de peces de los embalses de Ortigosa, Mansilla y El Cortijo de la Cuenca del Ebro para la futura incorporación de este bioindicador a la evaluación del potencial ecológico – Informe final (3): El Cortijo

TS = Fuerza del blanco en dB

L = Talla del pez en cm

A y B son constantes específicas para cada especie o clase de tallas de una especie.

Dado que en la literatura aún no se ha descrito relaciones específicas para las especies o rangos de tallas encontradas en este trabajo, se ha aplicado una fórmula generalizada (MacLennan & Simmonds 2005), como mejor aproximación a las especies presentes en los embalses investigados:

$$TS = A \cdot \log(L) - 0,9 \cdot \log(f) + B$$

donde

TS = Fuerza del blanco en dB

L = Talla del pez en cm

f la frecuencia en kHz (del impulso acústico emitido por la sonda)

$$A = 19,1$$

$$B = -62$$

Transformado, se obtiene la siguiente fórmula para convertir la TS en talla del pez, para la frecuencia de 208 kHz, utilizada en este estudio para las prospecciones verticales:

$$L = 10^{(TS+64,09)/19,1}$$

donde

L = Talla del pez en cm

TS = Fuerza del blanco en dB

La relación entre la talla del pez y el peso se obtiene a través de los resultados de las pescas, según descrito en el apartado correspondiente.

#### 4.2.8. Visualización

Cómo resultado, se obtiene, a parte de los propios datos en forma de tablas y gráficos, unos mapas, representando la distribución de las densidades por superficie (Ind./m<sup>2</sup>) o volumen (Ind./m<sup>3</sup>), y resultados para los siguientes parámetros: Biomasa total estimada, biomasa por capas (de profundidad) y zonas, densidades por capas, zonas y totales.

Para la obtención de los mapas, se utiliza el programa *SURFER 8* (Golden Software, EEUU). Con este programa se procede primero a la interpolación espacial de los datos.

Estudios censales de peces de los embalses de Ortigosa, Mansilla y El Cortijo de la Cuenca del Ebro para la futura incorporación de este bioindicador a la evaluación del potencial ecológico – Informe final (3): El Cortijo

Para los datos batimétricos, se ha utilizado el método de interpolación de la inversa de la distancia elevada a una potencia, que se ajusta mejor a los datos obtenidos en una cadencia regular.

Este método de inferencia espacial está basado en la ponderación de los valores en puntos cercanos al estimado según la expresión:

$$\hat{y}_{nodo} = \sum_i w_i \cdot y_i$$

donde  $y_i$  es el valor en el punto  $i$  y  $w_i$  es el factor de ponderación para ese punto. En este caso  $w_i$  es la inversa de la distancia al cuadrado desde el punto  $i$  al nodo interpolado, dividido por la suma de los pesos  $w$  para todos los puntos de influencia.

Para la inferencia de la distribución de densidad y biomasa piscícolas, se utiliza el método del *kriging*, ya que, al contrario que en la batimetría, se trata en este caso de visualizar tendencias. El *kriging* es un método capaz de reconocer y resaltar estas posibles tendencias en los datos, respetando al mismo tiempo los puntos originales. Por lo tanto, es un interpolador exacto (al menos en la configuración utilizada).

El resultado final de la interpolación de los diferentes parámetros es una malla regular de puntos con sus valores para el parámetro en cuestión, es decir profundidad, densidad o biomasa, que se representa mediante isolíneas que unen puntos del mismo valor en un plano. Aplicando una escala de colores para el rango correspondiente de valores de cada parámetro, se obtiene en el resultado final un mapa que demuestra la distribución espacial horizontal del parámetro. En el caso de la densidad y la biomasa, además se representa la distribución espacial por capas de profundidad, para así visualizar también los patrones de distribución en el eje vertical.

Además, se presentan las distribuciones en gráficos para representar la distribución vertical global, es decir, la tendencia general para el embalse entero.

### 4.3. Metodología: Muestreos directos (pescas científicas)

Para poder determinar la composición de las comunidades piscícolas, tanto de especies como de tallas de cada especie, se ha llevado a cabo muestreos cualitativos a través de métodos de pesca científica.

Los objetivos del muestreo directo de peces eran:

- 1) conocer la composición y abundancia relativa entre las diferentes especies de la comunidad íctica
- 2) obtener la distribución de frecuencias de tallas por especie y
- 3) obtener datos de la relación peso/longitud de cada especie.

Para realizar el primer objetivo se trabajó con redes trasmallos y nasas.

Los trasmallos son redes formadas por tres paños de red superpuestas montadas sobre la misma relinga; las dos exteriores son iguales entre sí, y la malla interior es más tupida y más fina. Los trasmallos se pueden usar tanto en la orilla como en el centro de

la masa de agua, y a diferentes profundidades, muestreando de esta forma diferentes zonas y hábitats del embalse. Para este estudio los trasmallos son más indicados que las redes agalleras (*multi-mesh gillnets*) porque con los trasmallos no se seleccionan los individuos dependiendo de su tamaño y así obtendremos un espectro completo del total de la población (Carol *et al.* 2006; Carol *et al.* 2007). En general las redes se instalan al atardecer y se revisan a primera hora de la mañana, con tiempos de captura de unas 12 horas (García-Berthou 2001). En este estudio se han seguido estas indicaciones a excepción de cuando las capturas en las redes eran elevadas, en este caso se procedía a revisar los trasmallos de manera más frecuente para evitar la mortalidad de los individuos capturados.

El número de trasmallos varió dependiendo de la extensión y capacidad del embalse.

Los trasmallos utilizados medían 25 metros de largo por 1 metro de ancho con luces de malla de 34mm y 70mm.

Este muestreo directo de los peces mediante redes y nasas no pretendía caracterizar en detalle la comunidad íctica, sino que tenía el objetivo de obtener la información necesaria para la evaluación y calibración de los datos de los ecosondeos y para poder completar los resultados de los mismos. Por este motivo no se utilizaron las directrices creadas por algunos autores (Nyberg & Degerman 1988; Appelberg 2000) donde indican las redes necesarias para caracterizar en detalle la comunidad íctica de un embalse. Sin embargo, se tuvieron en cuenta estos trabajos y los estudios realizados por nuestro equipo (e.g., Carol *et al.* 2006; Carol *et al.* 2007; Benejam *et al.* 2008) para decidir en cada embalse el esfuerzo necesario (nº de redes y nasas) para cumplir los objetivos.

Para estudiar la zona de la orilla del embalse se utilizaron nasas. Las nasas permiten la entrada de los peces pero no su salida. Suelen usarse en profundidades inferiores a 3 metros y se mantienen sujetas al fondo. Son especialmente útiles para capturar especies de peces que tengan un hábitat litoral (Clavero *et al.* 2006). En cada embalse (a excepción de El Cortijo porque su litoral no lo permitió) se instalaron 2 grupos de nasas de 7 nasas cada uno.

Para poder comparar y ponderar los resultados de las capturas de los diferentes embalses se han calculado las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE). Para obtener las CPUEs (separado por trasmallos y nasas) se ha dividido los tiempos de colocación por el menor tiempo de colocación. Por ejemplo, los trasmallos que estuvieron menos tiempo puestos fueron los de El Cortijo, que estuvieron puestos 4:00 horas. Por lo tanto la CPUE (trasmallos) = 1 era de 4 horas.

Las CPUE determinadas para las redes y las CPUE para las nasas no pueden ser normalizadas, por lo tanto no son directamente comparables entre redes y nasas.

Para realizar el segundo objetivo se midieron la longitud furcal (precisión de 1 mm) y el peso (precisión 0,01 g) de los individuos capturados. Se midieron todos los individuos hasta obtener una relación robusta de longitud/peso por cada especie (Benejam *et al.* 2008). Donde esto no ha sido posible con los datos obtenidos (caso de escasas capturas para algunas especies), se ha completado las series con datos de otros embalses de características similares. Se ha indicado en los resultados donde este ha sido el caso.

#### 4.4. Desarrollo de los trabajos



**Figura 5:** Embalse de El Cortijo.

Recorrido acústica en color verde. Puntos de muestreo con red en color amarillo.

Las prospecciones acústicas se iniciaron a las 15:12h y se terminaron a las 16:00h. Las redes se instalaron a las 13:00h y se empezó a retirar a las 17:00h.

##### 4.4.1. Condiciones de campo

El tiempo era soleado por la mañana, hacia mediodía aumentaron las nubes. Se levantó viento y cayeron algunas gotas. Hacia el final de la prospección acústica empezó a llover, pero se pudieron terminar las prospecciones sin problemas. Por la tarde se observaron tormentas en la proximidad y aumentaron los intervalos con lluvias, en ocasiones llovía fuerte. La temperatura máxima del aire era de 23° C, con un descenso por la tarde debido a las lluvias. La temperatura del agua era de 19° C.

No se han podido encontrar datos actuales sobre el agua embalsada en el embalse de El Cortijo en los boletines disponibles. No obstante, las observaciones en el campo evidenciaron que el embalse estaba al límite máximo de su capacidad en el momento del estudio. Se determinó un área de 17 ha para la zona navegable. Se calculó un volumen de 0,8 hm<sup>3</sup> para esta zona.

##### 4.4.2. Pescas

Se colocaron 6 redes entre las 13:00h y las 14:00h, según la siguiente tabla (Tabla 2):



Estudios censales de peces de los embalses de Ortigosa, Mansilla y El Cortijo de la Cuenca del Ebro para la futura incorporación de este bioindicador a la evaluación del potencial ecológico – Informe final (3): El Cortijo

Embalse: El Cortijo								
Fecha: 24/05/09								
Redes								
ID	UTM X	UTM Y	Hora colocación	Hora recogida	Tiempo	Tipo	Prof. red [m]	Prof. del punto [m]
Red 1	537251	4703867	14:00	18:30	04:30	fondo-limnetica-superficie	1.5	1.5
Red 2	538787	4703947	13:00	17:00	04:00	fondo-limnetica-superficie	1.5	1.5
Red 3	538773	4703909	13:10	17:10	04:00	fondo-limnetica-superficie	1.5	1.5
Red 4	538361	4703777	13:30	17:30	04:00	fondo-limnetica	1.5	3
Red 5	538155	4703707	13:40	18:00	04:20	fondo-limnetica	1.5	3
Red 6	538041	4703745	13:50	18:15	04:25	fondo	5	5

**Tabla 2:** Posiciones de redes con tiempos de colocación, embalse de El Cortijo.

**Tipo:** "fondo": la red está tocando el fondo; "limnetica": la red está suspendida en medio de la columna de agua; "fondo-limnetica-superficie": la red ocupa toda la columna de agua; "litoral-fondo": el principio de la red está cerca del litoral ocupando toda la columna de agua y luego se extiende hacia el centro del embalse y se va hundiendo siguiendo el fondo. **Prof. Red:** profundidad en la que está la red (en metros). **Prof. del punto:** profundidad del fondo en la zona donde se ha puesto la red.

No se colocaron nasas en este embalse ya que el litoral es muy vertical y hacía imposible su instalación.

#### 4.4.3. Acústica

Se iniciaron las prospecciones acústicas a las 15:12h que terminaron a las 16:00h.

Se estableció un recorrido con transectos cada 50 m. Con un área navegable de 17 ha y un recorrido real de prospección resultante (total de transectos sin inter-transectos) de 2.512 m, se calculó un grado de cobertura de 6,1 para este embalse, adecuado para los objetivos del estudio.

#### 4.5. Desinfección de equipos

Al principio de la campaña y entre cada embalse se limpió la embarcación y las artes de pesca siguiendo el protocolo de desinfección para Mejillón Cebra publicado por la CHE (<http://oph.chebro.es/DOCUMENTACION/Calidad/mejillon/inicio.htm>).

#### 4.6. Devolución de los peces capturados

Todos los peces capturados han sido devueltos al medio natural tras la determinación de la talla y el peso de algunos de ellos, y la determinación del número de individuos de cada especie.

Estudios censales de peces de los embalses de Ortigosa, Mansilla y El Cortijo de la Cuenca del Ebro para la futura incorporación de este bioindicador a la evaluación del potencial ecológico – Informe final (3): El Cortijo



Figura 6: Devolución de un pez al medio natural.

## 5. Descripción de las especies

La descripción de las especies está organizada por autóctonas e introducidas y dentro de cada grupo por nombre científico.

Se ha incluido imágenes de las especies en el Anexo 1.

### 5.1. Especies autóctonas

#### 5.1.1. Barbo común (*Barbus graellsii*)

Especie de gran tamaño, que puede alcanzar tallas máximas de hasta 800 mm de longitud total, aunque la mayoría no suele superar los 350 mm. La aleta dorsal se encuentra en la misma vertical que las aletas ventrales, siendo el perfil de la primera recto o ligeramente cóncavo. Las barbillas son largas con relación a la cabeza. Los labios en general son gruesos. Los machos son más pequeños que las hembras y en época de reproducción muestran tubérculos nupciales muy desarrollados en la región anterior de la cabeza.

Puede colonizar todo tipo de medios, aunque prefiere los cursos medios y bajos de los ríos. Se la encuentra en los tramos altos únicamente en la época de reproducción, buscando zonas de arena y grava donde realizar la puesta, siendo esta una especie litófila. Prefiere zonas tranquilas con vegetación y raíces de árboles donde encuentra refugios. Presentan una alimentación variada, según la disponibilidad de recursos del medio. En general se alimentan tanto de algas como de macroinvertebrados dulceacuícolas. Machos y hembras alcanzan la madurez sexual a los 4 años (algunos machos lo hacen a los 3 años), con tallas corporales de 150 a 200 mm. Cada hembra pone de 5.000 a 25.000 huevos.

La época de reproducción dura desde mayo hasta agosto, siendo máximo el número de óvulos maduros en junio.

Especie endémica de España. Se distribuye básicamente en la cuenca del Ebro, aunque también se encuentra en otros ríos del norte de España, en las cuencas hidrográficas de los ríos Asón, Oria, Nervión, Artibai, Oca, Ter y Llobregat. Citada como "No Amenazada" en el Libro Rojo de los Vertebrados Españoles. Las poblaciones están en declive pero aún son bastante abundantes.

### 5.1.2. Madrilla (*Parachondrostoma miegi*)

Ciprínido de tamaño medio que no suele sobrepasar los 300 mm de longitud total. Cuerpo alargado con la cabeza relativamente pequeña y boca situada en su parte inferior. El labio inferior es grueso y presenta una lámina córnea de forma arqueada, a diferencia de la boga de río cuya lámina córnea es recta. Pedúnculo caudal largo y estrecho. Es una especie típicamente reófila que vive en aguas corrientes pero que pueden sobrevivir en aguas remansadas e incluso en embalses siempre que puedan salir río arriba en la época reproductiva. Su alimentación es detritívora y complementariamente bentófaga.

Remontan los ríos hacia los tramos altos para realizar la freza. Esta tiene lugar entre los meses de abril y junio en aguas someras con fondos de piedra o grava. Suele ser en los ríos donde vive el primer ciprínido en reproducirse y por ello encuentra los lugares de freza libres de muchos de los posibles depredadores de huevos y alevines.

La madurez sexual se alcanza a los dos ó tres años de edad. Las hembras ponen entre 600 y 15.000 huevos. Los machos pueden vivir hasta cinco años y las hembras hasta siete.

Endémica de España. Se distribuye por los ríos de la vertiente cantábrica oriental: Urumea, Oria, Urola, Deba, Artibay, Oca, Butrón, Nervión, Agüera, Asón y Pas, y de la vertiente mediterránea: Llobregat, Ebro y Cenja. Citada como "No Amenazada" en el Libro Rojo de los Vertebrados Españoles.

## 5.2. Especies introducidas

### 5.2.1. Carpa (*Cyprinus carpio*)

Es una especie originaria del Asia Central y Este de Europa, que se ha extendido de forma natural con éxito o por introducción antropogénica en países de todo el mundo.

Es un ciprínido de gran tamaño y cuerpo alto que a menudo supera los 70 cm de longitud. Boca terminal y protractil, con labios gruesos y con cuatro barbillones sensoriales, dos a cada lado de la boca. Sin dientes bucales pero sí faríngeas. Aleta dorsal larga y con un primer radio fuerte y aserrado. Sedentaria y gregaria, prefiere aguas de curso lento o estancadas, con fondos limosos y con una temperatura templada o cálida (14-35°C), siendo muy resistente a la escasez de oxígeno y a la contaminación de las aguas. Cuando la temperatura del agua desciende por debajo de los 15° C reduce su actividad, y por debajo de los 10° C se esconde debajo el fango del fondo. Se alimenta sobretodo en el crepúsculo y es una especie omnívora con predilección por los invertebrados bentónicos. Los adultos, al alimentarse, levantan la vegetación sumergida como el sedimento, perjudicando a otras especies de peces y animales y contribuyendo al enturbiamiento del agua.

Madurez sexual a los dos o tres años, antes el macho que la hembra. Reproducción a finales de primavera o a principios de verano, en zonas inundadas con escasa profundidad y vegetación abundante a la que se adhieren los huevos. Entre 100.000-200.000 huevos por Kg. de peso.

### 5.2.2. Pez sol (*Lepomis gibbosus*)

Es una especie originaria del Noreste de Norteamérica. Introducida en el lago de Banyoles en 1910-1913, se encuentra ampliamente establecida (Ebro, Duero, Tajo, Guadiana, Ter,...) y aparentemente en expansión. Raramente llega a los 25 cm de longitud. Cuerpo comprimido lateralmente. Colorido muy vistoso: bandas azuladas que irradian de la cabeza, mancha negra y roja en el extremo posterior de los opérculos. Habita aguas lénticas (embalses, humedales,...) y tramos lentos de ríos. Frezan entre mayo y julio en pequeños nidos en fondos blandos, que vigila el macho. Se alimenta básicamente de macrobentos litoral, especialmente crustáceos anfípodos. Muestra variación ontogenética de la dieta, con mayor consumo de moluscos y otras presas grandes cuando aumenta el tamaño del pez. También muestra variación estacional y consume crustáceos planctónicos o insectos si estos son más abundantes.

## 6. Resultados

En la presentación de los resultados de las pescas, tanto en los siguientes apartados cómo en los mapas, se ha utilizado el siguiente código de colores para distinguir entre la información proveniente de capturas de redes y la información proveniente de capturas de nasas: El color amarillo corresponde a redes, el color magenta o rosa corresponde a nasas. En la obtención de las relaciones talla/peso se ha utilizado tanto los valores de las capturas obtenidas con redes como con nasas, en los casos donde una especie apareció en ambos artes. Se ha reflejado esta circunstancia utilizando ambos colores para el fondo de los gráficos (transición entre amarillo y magenta/rosa en el fondo del gráfico).

### 6.1. Pesca

El esfuerzo total aplicado al embalse de El Cortijo, en una superficie total de 17 ha y con un volumen calculado de 0,8 hm<sup>3</sup> ha sido de 6,19 unidades de captura. Cómo se ha mencionado con anterioridad, no ha sido posible la colocación de nasas en este embalse debido a su orografía y las corrientes.

Estudios censales de peces de los embalses de Ortigosa, Mansilla y El Cortijo de la Cuenca del Ebro para la futura incorporación de este bioindicador a la evaluación del potencial ecológico – Informe final (3): El Cortijo

En el embalse de El Cortijo se han capturado un total de 47 ejemplares con un peso total de 8,8 kg, representando 4 especies.

En la tabla 3 quedan resumidas las especies capturadas y los porcentajes relativos del número de individuos en las capturas de redes:

	Nombre castellano	Nombre científico	código	porcentaje relativo (número individuos en capturas)
Trasmallos	Barbo comun	<i>Barbus graellsii</i>	BGR	40.4%
	Pez sol	<i>Lepomis gibbosus</i>	LGI	40.4%
	Madrilla	<i>Parachondrostoma miegii</i>	PMI	17.0%
	Carpa	<i>Cyprinus carpio</i>	CCA	2.1%

Tabla 3: Especies capturadas en el embalse de El Cortijo y porcentajes relativos de individuos en las pescas.

Los datos detallados por red y total de redes quedan resumidas en la siguiente tabla:

ID TRASMALLO	PROF. m	ESPECIE	ESFUERZO DE PESCA	ABUNDANCIA (n° ind.)			BIOMASA (g)		
				CAPTURAS	CPUE	N (%)	PF (g)	PFPUE	PF (%)
1	1.5	<i>Barbus graellsii</i>	1.08	4	3.7	66.7%	1507	1402	71.9%
		<i>Cyprinus carpio</i>		1	0.9	16.7%	524	487	25.0%
		<i>Parachondrostoma miegii</i>		1	0.9	16.7%	64	59	3.0%
		Todas		6	5.6	100.0%	2095	1949	100.0%
2	1.5	<i>Lepomis gibbosus</i>	1.00	8	8.0	80.0%	215	215	76.6%
		<i>Parachondrostoma miegii</i>		2	2.0	20.0%	66	66	23.4%
		Todas		10	10.0	100.0%	280	280	100.0%
3	1.5	<i>Barbus graellsii</i>	1.00	2	2.0	50.0%	1053	1053	85.5%
		<i>Lepomis gibbosus</i>		2	2.0	50.0%	178	178	14.5%
		Todas		4	4.0	100.0%	1231	1231	100.0%
4	1.5	<i>Barbus graellsii</i>	1.00	2	2.0	20.0%	226	226	42.3%
		<i>Lepomis gibbosus</i>		5	5.0	50.0%	161	161	30.0%
		<i>Parachondrostoma miegii</i>		3	3.0	30.0%	148	148	27.7%
		Todas		10	10.0	100.0%	535	535	100.0%
5	1.5	<i>Barbus graellsii</i>	1.05	2	1.9	25.0%	135	129	34.8%
		<i>Lepomis gibbosus</i>		4	3.8	50.0%	128	122	32.9%
		<i>Parachondrostoma miegii</i>		2	1.9	25.0%	126	120	32.3%
		Todas		8	7.6	100.0%	390	371	100.0%
6	5	<i>Barbus graellsii</i>	1.06	9	8.5	100.0%	4312	4058	100.0%
		Todas		9	8.5	100.0%	4312	4058	100.0%
TOTAL EMBALSE		<i>Barbus graellsii</i>	6.19	19	3.07	40%	7234	1169	82%
		<i>Lepomis gibbosus</i>		19	3.07	40%	682	110	8%
		<i>Parachondrostoma miegii</i>		8	1.29	17%	404	65	5%
		<i>Cyprinus carpio</i>		1	0.16	2%	524	85	6%
		Todas		47	7.60	100%	8,843	1,429	100%

Tabla 4: Resultados de los muestreos directos con red, embalse de El Cortijo.

En el embalse de El Cortijo las capturas con red han resultado en una cantidad idéntica de ejemplares capturados del barbo común y pez sol (ambos con un 40% de proporción del total). Debido a su mayor talla, el barbo común representa no obstante una proporción del 82% en peso fresco del total de capturas, mientras el pez sol sólo representa un 8%.

La regresión para la relación talla/peso del barbo común se presenta en la siguiente figura:

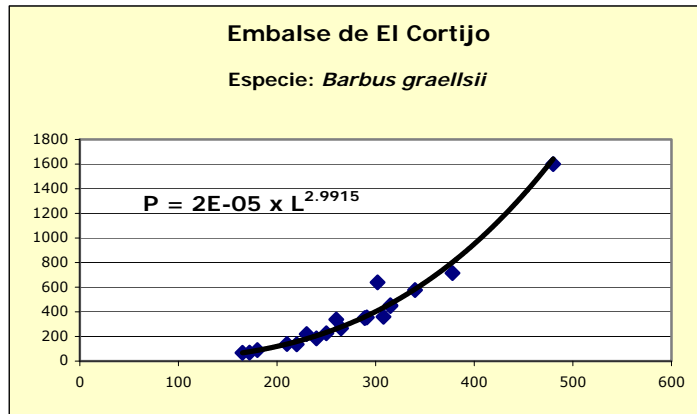


Figura 7: Relación talla-peso para *Barbus graellsii*.

En el histograma de frecuencia de tallas para el barbo común se aprecia una distribución aparentemente unimodal, con tallas entre 16,5 y 38 cm y un único ejemplar de 48 cm:

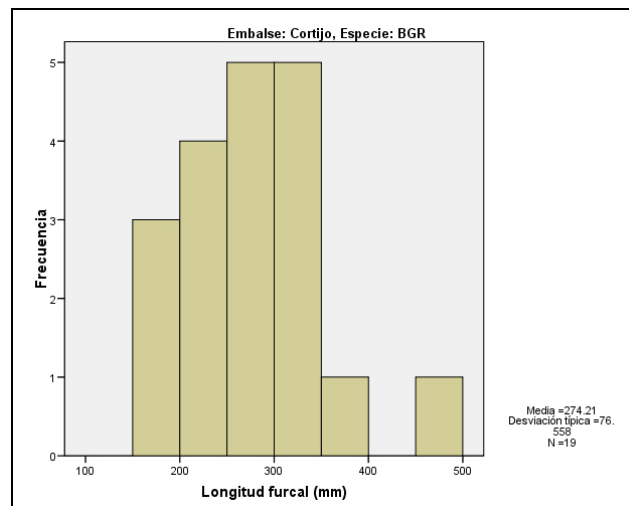


Figura 8: Frecuencia de tallas para *Barbus graellsii*.

A continuación la línea de regresión para la relación talla/peso de pez sol en El Cortijo, obtenido con un número de 19 ejemplares en las redes, así que el histograma de frecuencia de tallas:

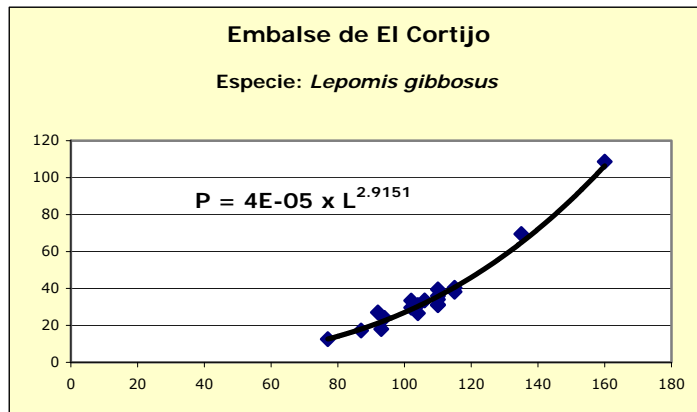


Figura 9: Relación talla-peso para *Lepomis gibbosus*.

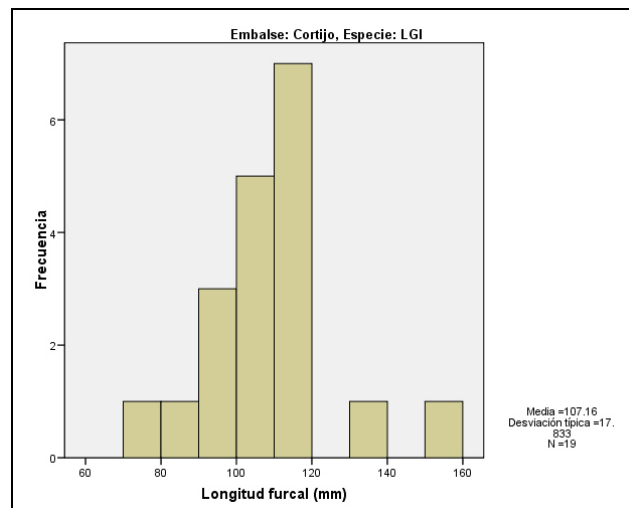


Figura 10: Frecuencia de tallas para *Lepomis gibbosus*.

La madrilla en el embalse de El Cortijo presenta la siguiente relación entre longitud total y peso, aunque con el bajo número de capturas (8 ejemplares) debe tenerse precaución al interpretar los datos:

Estudios censales de peces de los embalses de Ortigosa, Mansilla y El Cortijo de la Cuenca del Ebro para la futura incorporación de este bioindicador a la evaluación del potencial ecológico – Informe final (3): El Cortijo

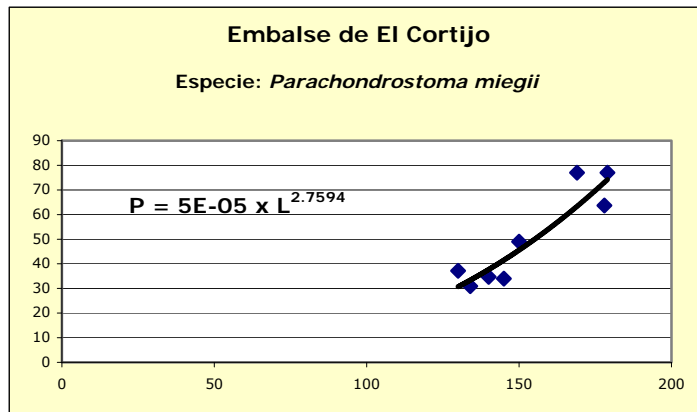


Figura 11: Relación talla-peso para *Parachondrostoma miegii*.

Lo mismo aplica al histograma de frecuencia de tallas para esta especie, que debido al número escaso de ejemplares no permite una interpretación concluyente:

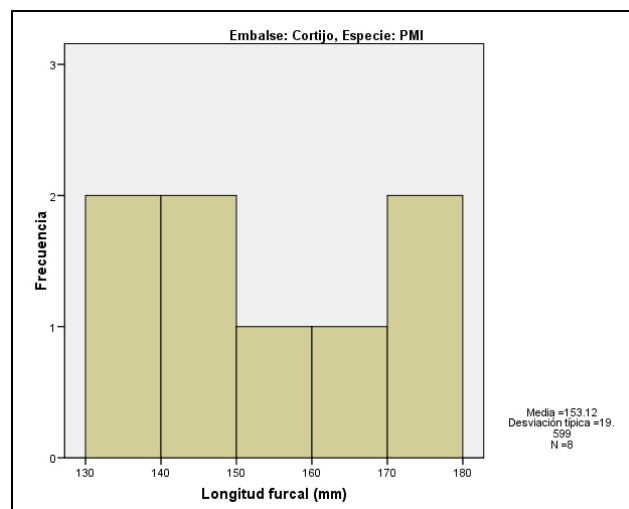


Figura 12: Frecuencia de tallas para *Parachondrostoma miegii*.

Se ha capturado sólo un ejemplar de carpa en El Cortijo. Se ha completado la serie con datos de otras capturas de la misma especie en el embalse de Flix, de parecidas características limnológicas. Esta circunstancia provoca que la aproximación de la relación peso/talla pueda no ser del todo precisa.



Estudios censales de peces de los embalses de Ortigosa, Mansilla y El Cortijo de la Cuenca del Ebro para la futura incorporación de este bioindicador a la evaluación del potencial ecológico – Informe final (3): El Cortijo

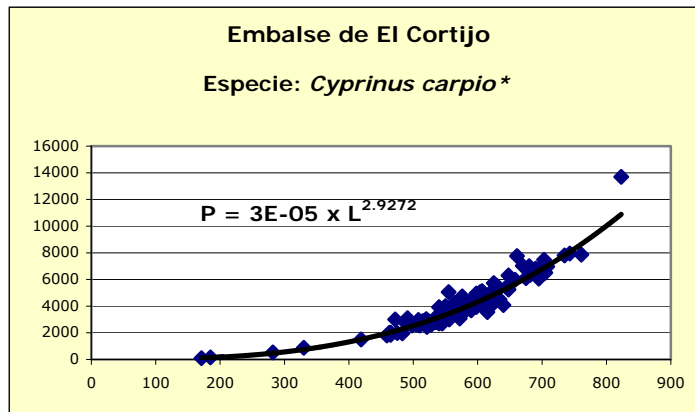


Figura 13: Relación talla-peso para *Cyprinus carpio*.

Dado que se ha capturado un ejemplar de carpa en El Cortijo, no se presenta un histograma de frecuencias de tallas para esta especie en este embalse.

En el histograma de frecuencia de tallas para todas las especies en El Cortijo se ha incluido todas las capturas contabilizadas de las redes, ya que no se ha colocado nasas (ver "Desarrollo de los trabajos").

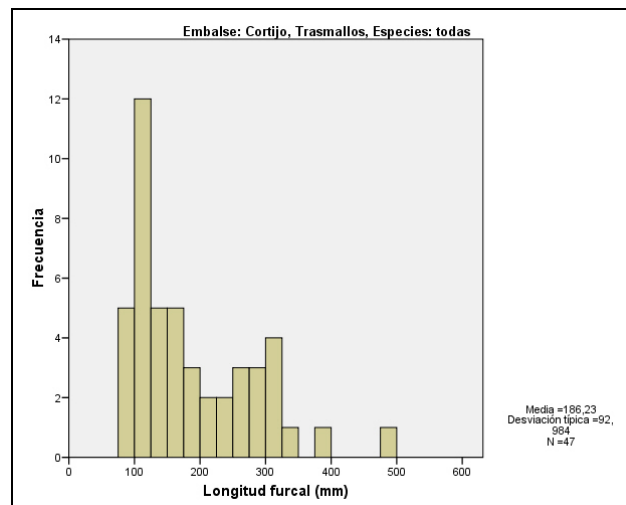


Figura 14: Frecuencia de tallas para para todas las especies capturadas en El Cortijo.

Los resultados completos de las capturas (sólo redes en el caso de El Cortijo) se encuentran en el anexo 2.

Los puntos de muestreo se han incluido más arriba en los mapas en el capítulo "Desarrollo de los trabajos" (*Material y métodos*), y con más detalle en los mapas en el anexo 3.

## 6.2. Acústica

En el embalse de El Cortijo la situación es diferente de los otros embalses estudiados: Es un tramo del río Ebro embalsado, calificado como eutrófico. Lo que más ha afectado a las prospecciones acústicas es la falta de profundidad, ya que la profundidad media es por debajo de 5 m (4,88 m). Por lo tanto, este embalse no es apto para la prospección en vertical y en consecuencia no se han observado detecciones de peces en el análisis de los datos de prospección vertical. Se detalla las razones en las conclusiones.

En las prospecciones horizontales no se han observado detecciones de peces y correspondientemente en el análisis no ha revelado trazas de peces.

En consecuencia, no se ha podido obtener estimaciones de la densidad y biomasa de los peces en el embalse de El Cortijo.

Se comenta esta situación y sus razones en las conclusiones.

## 6.3. Batimetrías biológicas

Un producto adicional obtenido durante las prospecciones acústicas es la información sobre la profundidad del fondo a lo largo del recorrido de muestreo. Estos datos batimétricos se han utilizado para generar unos mapas batimétricos, que son de alta utilidad para futuros trabajos en los embalses. Aunque la distancia entre líneas de prospección (transectos) no sería aceptable para un levantamiento batimétrico oficial, la información obtenida sobre la orografía de los embalses es lo suficiente detallada para fines biológicos u otras evaluaciones relacionadas, como perfiles CTD, etc. Por ello, se puede denominar estas batimetrías como "batimetrías biológicas".

Los mapas correspondientes se encuentran en el "Anexo 3 – Mapas".

## 7. Conclusiones

Cómo ya mencionado arriba, en el embalse de El Cortijo la situación es diferente de los otros embalses estudiados: el embalse es eutrófico y por lo tanto, presenta mayores densidades de peces, lo que se evidencia sobre todo en los resultados de las pescas.

Las especies encontradas corresponden por lo general bien con las citas ya existentes, tanto de la literatura específica (Zaldívar, 2006), como los últimos informes IBI de la CH Ebro, donde se aporta información sobre las especies de los afluentes correspondientes.

En los casos donde no se ha capturado especies citadas para la zona, se trata probablemente de citas puntuales (no referidas a una población bien establecida), de especies con una baja o muy baja proporción dentro de la comunidad existente (lo que requeriría de un esfuerzo de pesca más elevado para capturarlas), o no se ha capturado por su dificultad de ser capturada con redes (como en el caso de la anguila), o una combinación de varios de estos factores.

En el embalse de El Cortijo algunas especies, como *Phoxinus phoxinus*, *Barbatula quignardi* o *Cobitis calderón*, citadas en la literatura (Zaldívar, 2006) para este embalse, no se han capturado porque debido a la orografía del embalse no se ha podido instalar nasas.

Estudios censales de peces de los embalses de Ortigosa, Mansilla y El Cortijo de la Cuenca del Ebro para la futura incorporación de este bioindicador a la evaluación del potencial ecológico – Informe final (3): El Cortijo

Debido a la época del año en la que se efectuaron los muestreos, con la mayoría de las especies desovando y con niveles y volúmenes de los embalses casi en los máximos, los peces se concentraron casi exclusivamente en las zonas litorales, prácticamente en orilla sobre el sustrato y en cola, lo que resultó en capturas prácticamente nulas en las redes de profundidad y un elevado número de especies en las redes instaladas en orilla.

A la vez, la detectabilidad de los peces por medio de la acústica se vio muy reducida por este motivo, lo que impidió obtener datos suficientes para una evaluación mas detallada.

A continuación se detalla las conclusiones derivadas de los resultados obtenidos y se presenta una serie de recomendaciones para futuros trabajos.

### 7.1. Pescas

El hecho de no poder instalar nasas en el litoral del embalse (debido a la orografía) provocó que no se capturase especies como *Phoxinus phoxinus*, *Barbatula barbatula* o *Cobitis calderón* citadas en la literatura (Zaldívar, 2006) para este embalse. Por otro lado se capturaron bastantes ejemplares de pez sol (*Lepomis gibbosus*), especie no citada anteriormente en la zona.

La cita (de Zaldívar, 2006) de pez rojo en el embalse debe ser una cita puntual (no referida a una población bien establecida), ya que esta especie no puede resistir los caudales altos que a veces hay en el Ebro.

### 7.2. Distribución de los peces

Las elevadas capturas en orilla apuntan claramente a una distribución de peces muy litoral, observación que tiene su explicación en los siguientes puntos:

- desde un punto de vista evolutivo, la gran mayoría de los peces europeos son de origen litoral-riberaño, y en todo caso los peces que se encuentran de forma "natural" en los embalses provienen de los ríos. Estas especies en su mayoría tienen una afinidad originalmente al fondo, y por ello permanecen cerca de él o de estructuras
- el estudio se ha llevado a cabo en la época de freza de la gran mayoría de las especies encontradas, además muchos de ellos prefiriendo zonas con escasa profundidad para el desove (carpa, madrilla) y a veces también con preferencia para zonas con vegetación, que se encuentran sólo muy cerca de la orilla en estos embalses (zonas inundadas con ramas de árboles, arbustos y otra vegetación terrestre) o bien en cola
- generalmente se ha podido constatar densidades bajas y por lo tanto, falta de presión a ocupar zonas de aguas abiertas o profundas.

### 7.3. Acústica

No ha sido conveniente iniciar los trabajos antes de finales de mayo debido a las bajas temperaturas y la baja actividad de peces asociada. Para evitar la posible existencia de agregaciones de invierno también ha sido necesario evitar la época fría. Por otro lado, por motivos de la planificación general de los trabajos, no ha sido posible retrasar los trabajos a fechas más convenientes, como finales de verano, cuando la mayoría de los embalses se encuentran en situación de estiaje y con una estratificación térmica bien establecida, aunque en el caso de El Cortijo, por su característica mucho más parecida al propio río, se puede probablemente descartar esta situación.

En todo caso, dado que en el momento del estudio (finales de mayo) esta situación aún no estuvo establecida, se ha visto limitada la eficiencia de las prospecciones horizontales en este caso concreto.

Hay que tener en cuenta en todo esto que la hidroacústica es un método estimativo que se basa en ciertas asunciones (sobre la distribución de los peces y otras). Es un método basado en probabilidades y por lo tanto, en las evaluaciones se trabaja con métodos estadísticos. Esto requiere un número elevado de datos, que por su naturaleza la hidroacústica precisamente proporciona – en situaciones donde las asunciones están cumplidas. Cuando no se pueden cumplir, por las particularidades de la zona de estudio o de las circunstancias (época del año, meteorología, etc.), se requiere una modificación de la estrategia. En el presente caso, cómo mínimo se tenía que considerar una modificación del diseño de muestreo, como se ha mencionado anteriormente – generalmente factible pero en la situación concreta no posible sin ampliar tanto el marco temporal de todo el estudio como también el presupuesto, ya que hubiera implicado más días de los previstos, tanto de campo cómo de gabinete.

Independiente de las fechas de ejecución, no ha sido posible llevar a cabo las prospecciones por la noche, ya que es generalmente peligrosa la navegación en embalses por la noche (por la mencionada falta de información batimétrica detallada pero también por la presencia de obstáculos sobre todo de tipo artificial, cómo vallas, restos de edificios o edificios enteros, muros pero también árboles y otros parecidos). Es un problema general para este tipo de trabajos y se recomienda tener esto en cuenta previamente y prever que en futuros trabajos habría que hacer una prospección previa.

Al menos para las prospecciones acústicas la problemática en caso del embalse de El Cortijo consiste además en la escasa profundidad de este embalse. Con una profundidad máxima determinada en las prospecciones acústicas de 4,88 m es demasiado somero para utilizar sondeos verticales de forma eficiente. En esta situación, se debería considerar una estrategia de muestreo basada únicamente en prospecciones horizontales. En este caso, y dadas las características de este tramo, se debe recurrir a un recorrido longitudinal en lugar de transversal, dirigiendo el haz acústico hacia el centro del río desde las orillas y en un segundo recorrido, prospeccionar las orillas desde el centro del río. Incluso se podría considerar el uso de estaciones fijas y observar el paso de peces cómo se suele hacer en ríos someros.

Por lo tanto, no es un problema en sí o del método, ya que cómo se indica, existen prácticas o adaptaciones del método que permiten perfectamente obtener los datos necesarios. El problema consiste más bien en la falta de los conocimientos previos, necesarios para una adecuada planificación de los trabajos. Por ello es importante un buen conocimiento previo del embalse a estudiar para poder llevar a cabo estos trabajos de forma satisfactoria.

Para obtener estos conocimientos previos, en la mayoría de los casos no es suficiente la recopilación de datos de estudios anteriores, ya que en un gran número de embalses los datos relevantes no existen, o sólo de forma parcial, o su antigüedad no permite conclusiones adecuadas. Pero el carácter específico y novedoso de estos estudios, sin antecedentes en la mayoría de los embalses, también hace que los datos disponibles no coinciden por completo con los datos necesarios para poder planificar adecuadamente estos estudios censales.

Un problema común de prácticamente todos los embalses en España es el desconocimiento de la orografía, ya que para la gran mayoría no existen mapas batimétricos. Incluso si estuvieran disponibles (caso de embalses ya estudiados por este consultor), será siempre difícil conocer exactamente la orografía actual, debido a las fluctuaciones de nivel, que pueden ser importantes. No obstante, la existencia de datos batimétricos ya es una gran ayuda y se podría utilizar modelos para obtener un mapa adaptado en función del nivel actual.

Pero en caso de ausencia de un estudio previo de la batimetría, como en el caso de los embalses estudiados en el presente trabajo, el desconocimiento de la orografía limita las posibilidades para una planificación adecuada, lo que en el caso concreto ha perjudicado sobre todo el estudio del embalse de El Cortijo, donde no se contaba con las características encontradas. Aún teniendo datos de perfiles hidrográficos previos, no se podía deducir de estas mediciones, efectuadas típicamente en un único punto, la orografía y características detalladas de la zona de estudio, relevantes para una adecuada planificación.

Otro problema, que por ausencia de datos correspondientes no ha surgido en este estudio, pero que surgirá en otros estudios y que ya afectó a estudios anteriores, es la falta de datos experimentales sobre la TS de los peces presentes en los embalses de España, sobre todo, pero no exclusivamente, de las especies endémicas.

Existen algunos datos en la literatura de las especies principales o más comunes (carpa, perca...), pero sobre la gran mayoría de los peces frecuentes en embalses españoles no existen datos publicados de este tipo, o cuando existen se ha obtenido con otras frecuencias (del pulso sonoro emitido) de las que utilizan los grupos en España, lo que limita las posibilidades de aplicarlas, o se ha obtenido para tallas de un rango diferente que los rangos encontrados en los trabajos aquí.

En cuanto al objetivo de este trabajo, el resultado global del estudio evidentemente no es satisfactorio, ya que no se ha podido obtener los datos detallados para poder incluir los censos de peces como indicador del potencial ecológico en estos embalses. No cabe duda, y su inclusión en la DMA es un hecho irreprochable, que los censos piscícolas son un indicador para el estado ecológico muy relevante, y que la hidroacústica, complementada con pescas cualitativas, es una de las herramientas más adecuadas para llevarlos a cabo. El volumen efectivo de muestreo del método acústico es muy superior a cualquier método de captura directa.

Por lo tanto, no se trataba en este trabajo de demostrar la utilidad del método, sino de establecer los procedimientos a seguir y obtener primeros resultados con esta metodología. En este sentido, el resultado de este estudio es que se ha puesto en evidencia algunos requerimientos básicos previos para poder llevar este tipo de trabajos a buen puerto.

## 8. Recomendaciones

Generalmente, se recomienda un estudio más detallado de las zonas (corrientes, batimetría, distribución preferente de peces, comportamiento diurno) para determinar la estrategia más adecuada, lo que requiere programar un estudio de al menos varios días consecutivos en el mismo lugar, o bien un estudio previo de las zonas en cuestión, que debe basarse en unas recomendaciones particulares enfocadas hacia el tipo de estudio (en este caso prospecciones acústicas con pescas científicas cualitativas), ya bien establecidas en la comunidad científica y documentada en las correspondientes publicaciones científicas sobre el tema.

Las recomendaciones de los expertos en cuanto a las prospecciones de acústica (y a su vez para las pescas, ya que se debe hacer en el mismo momento) son claras:

- generalmente evitar las épocas de reproducción
- evitar las épocas de migración de los peces
- efectuar las prospecciones en el momento de mayor dispersión de los peces y cuando están en aguas abiertas
- de modo generalizado, llevar a cabo los trabajos de noche (aunque existen excepciones)
- en caso de estudios nocturnos, evitar noches con luna llena
- evitar agregaciones de invierno
- evitar zonas o épocas con presencia de fuentes de ruido (larvas de *Chaoborus*, otros invertebrados, larvas de peces, burbujas como consecuencia de una presión hidrostática reducida, etc.)
- si la existencia de un patrón de migración diaria es desconocida, llevar a cabo dos prospecciones, una de día y otra de noche
- evitar el momento de transición entre día y noche, es decir, evitar el crepúsculo.

Para tener en cuenta la mayoría de estos puntos, es imprescindible un buen conocimiento de la zona, lo que para los casos estudiados (y una gran mayoría de embalses en España) requiere de un estudio previo de la zona, al ser posible en diferentes épocas del año.

Cómo norma general, la mejor época del año para estos trabajos es a finales de verano, cuando los embalses se encuentran en situación de estiaje y con una estratificación térmica bien establecida. No existen normalmente migraciones relevantes en la gran mayoría de especies, el volumen reducido aumenta la densidad de los peces y los induce a distribuirse de forma más homogénea en el embalse, aprovechando también las aguas abiertas.

Las prospecciones horizontales en los embalses son sobre todo un método imprescindible cuando existe estratificación térmica, en particular cuando además se establece una zona anóxica en profundidad.

En esta situación, sobre todo en embalses eutróficos pero también en embalses mesotróficos y oligotróficos, se produce además una presión para los peces que les lleva a distribuirse en una capa limitada superficial, muchas veces de unos 8 –10 m de

Estudios censales de peces de los embalses de Ortigosa, Mansilla y El Cortijo de la Cuenca del Ebro para la futura incorporación de este bioindicador a la evaluación del potencial ecológico – Informe final (3): El Cortijo

grosor, lo que los hace más fácilmente detectables con el haz horizontal, y ha sido en trabajos anteriores el motivo principal para utilizar este tipo de prospecciones.

Para poder llevar a cabo los estudios en estas condiciones – ejecución de un estudio previo y generalmente más amplio y en la época adecuada – es necesario en última consecuencia considerar al menos los siguientes puntos:

- a) asegurar una planificación mucho más temprana, lo que requiere un encargo y por lo tanto una planificación administrativa (proceso de contratación, etc.) bastante más adelantada que en la actualidad
- b) proveer estos trabajos de presupuestos más amplios para permitir los mencionados estudios previos o un estudio puntual más amplio y de más duración
- c) enmarcar estos trabajos en un esfuerzo común nacional o peninsular para establecer las mejores estrategias para diferentes casos y sobre todo los casos concretos específicos para la península ibérica, fomentando el intercambio de experiencias y trabajos puramente experimentales para establecer unos protocolos específicos, cómo ya está siendo practicado por la CH Ebro
- d) integrar la cooperación de grupos universitarios para ciertas tareas experimentales o, en su defecto, encargar estas tareas a empresas con los medios y conocimientos correspondientes, ya que la situación particular en España y la casi ausencia de trabajos puramente experimentales en este campo a nivel nacional requieren un esfuerzo en esta dirección para crear la base para el éxito de futuros trabajos.

En su función cómo vocal del comité correspondiente para la normalización de estos y otros métodos para el control de la calidad del agua, este consultor ya está haciendo esfuerzos para poner en marcha una cooperación entre los grupos activos en este campo en la Península Ibérica y así contribuir a la realización de los puntos arriba mencionados.

De hecho ya está en marcha un proyecto para unos ejercicios de inter-calibración entre grupos europeos, pero es necesaria una colaboración específica a nivel nacional o peninsular, para resolver las dificultades específicas e implementar unos trabajos experimentales de relevancia para futuros trabajos.

Aunque no todos los embalses serán objeto de estudio dentro de los requerimientos de la Directiva Marco Agua, las Confederaciones Hidrográficas en España todavía se enfrentan a un número muy importante de embalses a estudiar con estos y otros métodos. Hay que tener en cuenta que el esfuerzo no consiste sólo en explorar una sola vez un elevado número de embalses, algunos de ellos con superficies muy importantes, sino que existe también la obligación de efectuar un seguimiento durante muchos años.

Por ello sería recomendable, cómo también se hace ya en otros países, de llevar a cabo unos estudios cuyos resultados permitirían tipificar los embalses españoles, es decir, clasificarlos en determinados tipos de embalses. Este catálogo permitirá luego establecer unos embalses "prototipo" o embalses representativos que servirán para representar un determinado tipo. Estos embalses serán luego la base para hacer unos estudios más detallados sobre su estado y funcionamiento e investigar los efectos de las diferentes medidas de gestión, con el objetivo de poder aplicar estos a un gran número de embalses del mismo tipo en la misma forma y con los mismos resultados, o

Estudios censales de peces de los embalses de Ortigosa, Mansilla y El Cortijo de la Cuenca del Ebro para la futura incorporación de este bioindicador a la evaluación del potencial ecológico – Informe final (3): El Cortijo

en algunos casos con pequeñas adaptaciones, pero sin la necesidad de estudiar cada caso individualmente.

Es decir, se trataría de establecer una serie de embalses representativos para unos determinados tipos, que permitirá llevar a cabo estudios más detallados, en más profundidad y con una frecuencia más alta de visitas (en diferentes épocas del año y durante varios años), para poder conocer en detalle sus características, tanto bióticas como abióticas, que ayudarán a conocer y entender y, en última consecuencia, gestionar otros embalses de características semejantes con más facilidad, rapidez y de forma más eficiente.



## 9. Referencias bibliográficas

- Acker, W.C., Burczynski, J., Dawson J., Hedgepeth J. & Wiggins, D. 1999. Sea Technology. Digital Transducers: A New Sonar Technology, 31-35.
- Adams, S.M. and Greeley, M.S. 2000. Ecotoxicological indicators of water quality: Using multi-response indicators to assess the health of aquatic ecosystems. *Water Air and Soil Pollution* 123: 103-115.
- Aglen, A. 1983. Random errors of acoustic fish abundance estimates in relation to the survey grid density applied. *FAO Fish. Rep.* 300: 293-8.
- Aglen, A. 1989. Empirical results on precision-effort relationships for acoustics surveys. *ICES CM* 1989/B:30, 28 pp. (mimeo).
- Angermeier, P.L. and Davideanu, G. 2004. Using fish communities to assess streams in Romania: initial development of an index of biotic integrity. *Hydrobiologia* 511: 65-78.
- Appelberg, M. 2000. Swedish Standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets. Institute of Freshwater Research.
- Barton, B. A., Morgan, J. D., & Vijayan, M. M. 2002. Physiological condition-related indicators of environmental stress in fish. In S. M. Adams (Ed.) *Biological indicators of stress in fish* (pp. 111–148). Maryland: American Fisheries Society.
- Benejam, L., Benito, J., Ordóñez, J., Armengol, J. & García-Berthou, E. 2008. Short-term effects of a partial drawdown on fish condition in a eutrophic reservoir. *Water, Air, & Soil Pollution* 190: 3–11.
- Benejam, L., Carol, J., Alcaraz, C., and García-Berthou, E. 2005. First record of the common bream (*Abramis brama*) introduced to the Iberian Peninsula. *Limnetica* 24: 273-274.
- Carol, J. & García-Berthou, E. 2007. Gillnet selectivity and its relationship with body shape for eight freshwater fish species. *Journal of Applied Ichthyology* 23: 654-660.
- Carol, J., Zamora, L. & García-Berthou, E. 2007. Preliminary telemetry data on the movement patterns and habitat use of European catfish (*Silurus glanis*) in a reservoir of the River Ebro, Spain. *Ecology of Freshwater Fish* 16: 450-456.
- Carol, J., Benejam, L., Alcaraz, C., Vila-Gispert, A., Zamora, L., Navarro, E., Armengol, J., and García-Berthou, E. 2006. The effects of limnological features on fish assemblages of 14 Spanish reservoirs. *Ecology of Freshwater Fish* 15: 66-77.
- Clavero, M., Blanco-Garrido, F., & Prenda, J. 2006. Monitoring small fish populations in streams: A comparison of four passive methods. *Fisheries research* 78: 243-251.
- Clavero, M. and Garcia-Berthou, E. 2006. Homogenization dynamics and introduction routes of invasive freshwater fish in the Iberian Peninsula. *Ecological Applications* 16: 2313-2324.

Estudios censales de peces de los embalses de Ortigosa, Mansilla y El Cortijo de la Cuenca del Ebro para la futura incorporación de este bioindicador a la evaluación del potencial ecológico – Informe final (3): El Cortijo

Cronkite, G. M. W. & Enzenhofer, H. J. 2002. Observations of controlled moving targets with split-beam sonar and implications for detection of migrating adult salmon in rivers. *Aquat. Living Resour.* 15:1–11.

Fernando, C.H. & Holčík, J. 1991. Fish in Reservoirs. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol. Hydrogr.* 76 (2): 149-167.

García García, J. M. 1993. Peces, ríos y embalses de La Rioja y su pesca deportiva. Fundación para el Estudio y Conservación de las Aves Riojanas, D. L.

Gauthier, S., & Rose, G.A. 2001. Diagnostic tools for unbiased in situ target strength estimation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 2149–2155.

Hughes, R. M. & Oberdorff, T. 1999. Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canada. In Simon, T. P. (ed.), *Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish Communities*. Boca Raton, Florida.

Jennings, M.J., Fore, L.S., and Karr, J.R. 1995. Biological monitoring of fish assemblages in Tennessee Valley reservoirs. *Regulated Rivers: Research and Management* 11: 263-274.

Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.

Karr, J.R. and Dudley, D.R. 1981. Ecological Perspective on Water-Quality Goals. *Environmental Management* 5: 55-68.

Karr, J.R., Fausch, K.D., Angermeier, P.L., Yant, P.R., and Schlosser, I.J. 1986. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. Champaign, Illinois.

Kestemont, P., Didier, J., Depiereux, E., and Micha, J.C. 2000. Selecting ichthyological metrics to assess river basin ecological quality. *Archiv für Hydrobiologie Supplementband Monographic Studies* 121: 321-348.

Knudsen, F. R. & Sægrov, H. 2002. Benefits from horizontal beaming during acoustic survey: Application to three Norwegian lakes. *Fish. Res.*, 56: 205-211.

Kubecka, J. & Wittingerova, M. 1998. Horizontal beaming as a crucial component of acoustic fish stock assessment in freshwater reservoirs. *Fish. Res.*, 35: 99-106.

McDonough, T.A. and Hickman, G.D. 1999. Reservoir fish assemblage index development: a tool for assessing ecological health in Tennessee Valley authority impoundments. In *Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish communities*. Edited by T.P.Simon. CRC Press, Boca Raton, Florida pp. 523-540.

Monteoliva, A. & Schneider, P. 2005. Aplicación de un nuevo método para la evaluación censal de la ictiofauna de embalses: hidroacústica digital con haz vertical y horizontal. *Limnetica*, 24(1-2): 161-170.

Nyberg, P. & Degerman, E. 1988. Standardised test-fishing with survey nets. *Inform., Inst. Freshw. Re.*, Drottningholm 1988 (7). 18 p.

Estudios censales de peces de los embalses de Ortigosa, Mansilla y El Cortijo de la Cuenca del Ebro para la futura incorporación de este bioindicador a la evaluación del potencial ecológico – Informe final (3): El Cortijo

Oberdorff, T., Pont, D., Hugueny, B. and Porcher, J. P. 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of rivers 'health' in France. *Freshwater Biology* 47: 1720–1735.

Pont, D., Hugueny, B., Beier, U., Goffaux, D., Melcher, A., Noble, R., Rogers, C., Roset, N., and Schmutz, S. 2006. Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. *Journal of Applied Ecology* 43: 70-80.

Pont, D., Hugueny, B., and Rogers, C. 2007. Development of a fish-based index for the assessment of river health in Europe: the European Fish Index. *Fisheries Management and Ecology* 14: 427-439.

Simon, T.P. 1998. Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Simmonds, J. & MacLennan, D. 2005. *Fisheries Acoustics: Theory and Practice*. Second edition, Blackwell Science. Fish and Aquatic Resources Series 10. 437 pp.

Zaldívar Ezquerro, C. 1994. Atlas de distribución de los peces de la Comunidad Autónoma de La Rioja. *Zubía Monográficos* 6: 71-102.

Zaldívar Ezquerro, C. 2006. *Guía de los peces de La Rioja*. Gobierno de La Rioja, Consejería de Turismo, Medio Ambiente y Política Territorial.