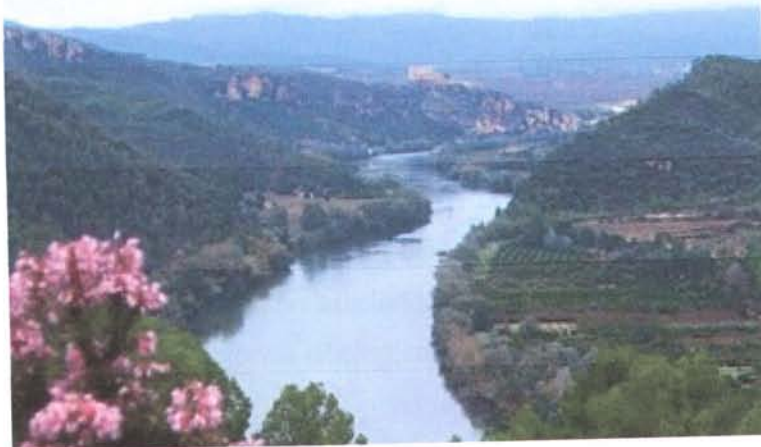


# **VALIDACIÓN BIOLÓGICA DEL REGIMEN DE CAUDALES DEL TRAMO BAJO DEL RÍO EBRO**



## INDICE:

1- MARCO NORMATIVO .....	5
2- ANTECEDENTES .....	6
3- OBJETIVOS .....	8
4- JORNADA DE CAUDALES .....	8
ASPECTOS GENERALES.....	9
CAUDALES AMBIENTALES .....	11
5- VALIDACIÓN BIOLÓGICA DEL REGÍMEN DE CAUDALES DEL TRAMO BAJO DEL RÍO EBRO .....	13
ANEJO 1: INFORME DE VALIDACIÓN BIOLÓGICA DEL REGÍMEN DE CAUDALES DEL TRAMO BAJO DEL RÍO EBRO	



### 3. OBJETIVO

El presente informe tiene dos objetivos, en primer lugar acercar a los colectivos ambientales y a la sociedad en general, la Directiva Marco del Agua, su aplicación en el Plan de Cuenca y en particular una problemática tan compleja como la determinación de caudales ambientales y su posterior validación biológica, puntos vitales para la supervivencia del Delta de l'Ebre.

El segundo objetivo mucho más técnico pretende aportar información técnica para la validación biológica en este caso relacionandolo con la vida piscícola.

Para alcanzar estos dos objetivos se plantean por un lado encargar un trabajo técnico a la Unidad d'Ecosistemas Acuaticos-IRTA de validación (Anejo 1) y por otro lado sesiones informativas a la sociedad que culminan en una Jornada de caudales ambientales con la colaboración de expertos de las administraciones implicadas, ACA y CHE, así como de los técnicos de la Unidad d'Ecosistemas Acuaticos-IRTA que han realizado los estudios.

### 4. JORNADA DE CAUDALES AMBIENTALES

ACTA:

Expertos: Toni Munné, Miguel Angel Garcia Vera, Carles Ibañez, Rafael Sánchez

Participantes: 300: Representantes de la Agència Catalana de l'Aigua, de la Oficina de Planificació de la Confederación del Ebro, Institut Recerca de Tecnologia Alimentària (IRTA), consultors independents, Plataforma en Defensa de l'Ebre, Casa de l'Aigua, Grup Nature Freixe, Grael.lsia, Gubiana dels Ports, Arjub del riu, Ecologistes en Acció, Xarxa per una Nova Cultura de l'Aigua, GEPEC, COAGRET, representantes de la sociedad civil de les Terres de l'Ebre como Asociaciones de vecinos, de vendedores, regantes, mariscadores, pescadores, Unió de Pagesos, Sindicatos, representantes de partidos políticos y particulares.



## Elaboración de un informe sobre validación biológica del régimen de caudales del tramo bajo del río Ebro. Esquema de Temas Importantes Plan Hidrológico

---

Se hace una breve presentación por parte de la Plataforma en Defensa de l'Ebre del momento en que nos encontramos en relación a la Planificación Hidrológica en la Cuenca del Ebro y la importancia que tienen los caudales ambientales para el tramos bajo dentro esta planificación.



Por parte de los asistentes se plantea en dos bloques:

### ASPECTOS GENERALES

- Que son los caudales ambientales, tienen que estar basados en conceptos técnicos, hay mucha disparidad de metodologías, hay que escoger la que se adapte más a nuestra tipología de ríos mediterráneos,
- Desde el ministerio se ha realizado unas instrucciones de Planificación que son comunes a todas las cuencas del estado español.
- Una vez determinados los caudales e introducidos en el plan, habrá un proceso de concertación e implantación donde tiene que intervenir la sociedad, las diferentes partes afectadas, tanto las que tienen intereses económicos como el resto.
- Tiene que ser un debate tranquilo y sereno, donde se tienen que llegar a acuerdos *"aunque todos estemos después un poco descontentos"*.
- Hay que consensuar entre todos que modelo de río queremos
- La aplicación de las tablas de caudales ambientales será más o menos complejas en función de los requerimientos ambientales que planteemos.
- El Plan lo decide el Consejo del Agua y tiene que tener la conformidad del Comité de Autoridades Competentes lo que plantea la duda de si los criterios del plan serán estrictamente técnicos o políticos, lo que pondría en peligro la correcta aplicación de la Directiva Marco más allá de la parte formal.

## Elaboración de un informe sobre validación biológica del régimen de caudales del tramo bajo del río Ebro. Esquema de Temas Importantes Plan Hidrológico

---

- En este momento ya existe el borrador del plan y esta previsto que se abra el periodo de alegaciones en el último trimestre del 2009.
- El objetivo de la DMA es conseguir el buen estado ecologico para el 2015, queda poco tiempo para poder ir alcanzando los objetivos que previamente tenemos que fijar, entre ellos los caudales como instrumento para alcanzar los objetivos.
- El tramo bajo del Ebro, entre Mequinensa y Tortosa, tiene problemas de proliferación de macrófitos, contaminación por metales pesados, elevadas conductividades, zonas con anóxias a la salida de los embalses, degradación de los bosques de ribera, especies invasoras que desplazan a la población piscícola autóctona. La mayor parte de estas problemáticas estan estudiadas tanto por la CHE, como por el ACA y el mundo universitario.
- El tramo estuarino del río, entre Tortosa y la desembocadura no esta estudiado. Es difícil determinar si esta en buen o mal estado porque no existen elementos de referencia.
- Actualmente el ACA esta trabajando en estas referencias.
- Los trabajos encargados por la CHE terminan en Tortosa.
- Los nuevos planes y dentro de ellos los caudales como instrumento para conseguir el buen estado ecológico tienen que incorporar los principios de la DMA y respetar todas las normativas ambientales vigentes (nitratos, habitats etc..)



## CAUDALES AMBIENTALES

- La aplicación de los caudales ambientales consta de tres fases: determinación, concertación e implementación.
- Actualmente la única propuesta de caudales que esta a información del público es la elaborada por el IRTA dentro del contexto normativo de la ley del Plan Hidrológico Nacional en su disposición adicional décima.
- Esta propuesta fue presentada el 8 de marzo del 2007 en presencia del Secretario de Biodiversidad, Antonio Serrano, el presidente de la CHE, José Luis Alonso, así como representantes de la Generalitat de Catalunya, ACA, y representantes de la sociedad de les TTEE. La propuesta fue aprobada por unanimidad entre todos los asistentes.
- La Propuesta de CSTE se trabaja entre 1940-1985, se proponen diferentes regimenes hídricos en función de la climatología (años húmedos, normales y secos) que se modulará a lo largo del año.
- Según la instrucción de planificación debería ampliarse el periodo de estudio hasta el 2006.
- Una vez elaborados las propuestas de caudales, se tiene que proceder a la validación biológica de los mismos para comprobar si son los correctos.
- Desde 2007 se han realizado diversos trabajos de validación biológica de los caudales propuestos, entre ellos el que relaciona caudales con la vida piscícola que ha realizado el IRTA para la Plataforma en Defensa de l'Ebre. Otros podrian ser los relacionados con la proliferación de macrófitos y especies aloctanos frente a autóctonas o los relacionados con los caudales sólidos (sedimentos).
- Especies a estudiar dentro de la validación biológica son aquellas que tienen especial interés desde el punto de diversidad biológica y de las normativas ambientales como los bivalvos (Margaritifera).
- También hay que establecer una validación a partir de las afecciones en la productividad marina.



**Elaboración de un informe sobre validación biológica del régimen de caudales del tramo bajo del río Ebro. Esquema de Temas Importantes Plan Hidrológico**

---

- Recordar que a diferencia de los planes anteriores, en el vigente plan se debe incorporar las aguas de transición y las aguas marinas, por lo que se requerirá incorporar en la validación este aspecto.
- La propuesta de caudales líquidos se tiene que completar con la aplicación de caudales sólidos que permitan llevar los sedimentos retenidos en los embalses a la plana deltaica.
- Los embalses tienen problemas de colmatación.
- El Delta tiene problemas de regresión y subsidencia por la falta de sedimentos.
- Los efectos del cambio climático aun agudizan mas los problemas que puede tener la plataforma deltaica en las próximas décadas.
- Hay que empezar a hacer estudios pilotos sobre la movilidad de los sedimentos y su aplicación en el delta.
- Los caudales sólidos requieren de unos pulsos de caudales importantes.
- Un aspecto a tener en cuenta es la calidad de los sedimentos retenidos en los embalses.
- La contaminación del embalse de Flix por los continuos vertidos de la industria supone un freno a la aplicación de los caudales sólidos.

Tortosa, 7 de febrero 2009

## 5. VALIDACIÓN BIOLÓGICA DEL RÉGIMEN DE CAUDALES DEL TRAMO BAJO DEL RÍO EBRO

El objetivo principal del presente trabajo es testar la validez biológica de algunas propuestas de caudales ambientales medios anuales para el tramo bajo del río Ebro: el que está actualmente en vigor (100 m<sup>3</sup>/s); el propuesto por el Ministerio de Medio ambiente en el año 2000 para el Plan Hidrológico Nacional obtenido a través del método QBM (121 m<sup>3</sup>/s); el propuesto por la Confederación Hidrográfica del Ebro (2008), también obtenido por el método QBM (88.58 m<sup>3</sup>/s); los propuestos por el IRTA (2007) para años secos (227 m<sup>3</sup>/s), húmedos (397 m<sup>3</sup>/s) y medios (301 m<sup>3</sup>/s) obtenidos a través del método RVANGRPG.

Para alcanzar el objetivo principal se han establecido una serie de objetivos específicos:

- 1) Caracterización de la comunidad piscícola del tramo bajo fluvial del Ebro en las zonas laterales
- 2) Análisis de las relaciones entre la estructura de la comunidad piscícola y las variables hidromorfológicas de las zonas laterales que se pueden simular con diferentes valores de caudales anuales medios a través de la aplicación de modelos ya desarrollados
- 3) Determinación del hábitat preferencial a nivel de estructura de comunidades a través de la construcción de un modelo predictivo en función de los valores de la variable ambiental más significativa obtenida en el objetivo específico 2
- 4) Simulación de esa misma variable en las zonas laterales con los escenarios de caudales medios anuales descritos en el objetivo principal
- 5) Test de la validez biológica de los seis caudales medios anuales propuestos a través de un análisis de la proporción de hábitat idóneo para obtener la estructura de comunidad piscícola más integra posible en el tramo bajo del río Ebro.



**ANEJO1: INFORME DE VALIDACIÓN BIOLÓGICA DEL RÉGIMEN DE CAUDALES DEL TRAMO BAJO DEL RÍO EBRO**



# VALIDACIÓN BIOLÓGICA DEL RÉGIMEN DE CAUDALES AMBIENTALES DEL TRAMO BAJO DEL RÍO EBRO

**IRTA**  
INVESTIGACIÓN Y TECNOLOGÍA  
AGROALIMENTARIA

Ecosistemas Acuáticos  
Dr. Nuno Caiola

Mayo 2009

## Índice

Nota previa .....	2
Introducción .....	3
Objetivos .....	10
Metodología.....	11
Área de estudio.....	11
Caracterización de la comunidad piscícola.....	12
Variable hidromorfológicas .....	16
Modelización biológica.....	16
Modelización hidráulica.....	17
Validación biológica .....	17
Resultados i discusión.....	19
Catálogo de especies .....	19
Adecuación del método de captura .....	20
Estructura de comunidades .....	21
Modelización biológica.....	22
Modelización hidráulica.....	23
Validación biológica .....	24
Bibliografía citada.....	26

## **Nota Previa**

En el presente informe se presentan los resultados del estudio realizado por el equipo científico de IRTA Ecosistemas Acuáticos tal como está establecido en el contrato entre este instituto y la Coordinadora Antitransvasament para la “Elaboración de un informe sobre validación biológica del régimen de caudales del tramo bajo del río Ebro. Esquema de temas importantes. Plan hidrológico”.

Para evaluar el Estado Ecológico de una forma cuantitativa y, a la vez, estándar, la DMA establece una serie de indicadores de calidad. Estos son los indicadores biológicos, hidromorfológicos y fisicoquímicos, siendo que el valor de los indicadores biológicos depende directamente de los valores de los otros dos tipos de indicadores. Así pues, aun que en esta directiva europea no aparezca el término Caudal Ambiental, este está implícito en su planteamiento. Es decir, una masa de agua debe de tener una condición hidromorfológica (régimen hidrológico, continuidad y morfología del canal) adecuada (además de la fisicoquímica) que permita sostener unas comunidades biológicas que se asemejen lo más posible al que sería el estado natural de esa masa de agua.

El término de caudal ambiental sí que aparece explícitamente en la legislación nacional. Es el caso de la Ley 11/2005, de 22 de junio, por la que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional en su apartado (1) (b) (c') del artículo 42 hace de nuevo una referencia a los caudales ecológicos, *entendiendo como tales los que mantienen como mínimo la vida piscícola que de manera natural habitaría o pudiera habitar en el río, así como su vegetación de ribera*. Asimismo, en el ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica se recogen los componentes mínimos para alcanzar los objetivos de caudales ambientales, siendo uno de ellos el siguiente: *Caudales mínimos que deben ser superados, con objeto de mantener la diversidad espacial del hábitat y su conectividad, asegurando los mecanismos de control del hábitat sobre las comunidades biológicas, de forma que se favorezca el mantenimiento de las comunidades autóctonas*.

Atendiendo a la DMA y leyes estatales, fácilmente se concluye que es importante validar biológicamente el régimen de caudales propuesto para una determinada masa de agua y no solamente definir los caudales ambientales con métodos hidrológicos y/o hidráulicos. La validación biológica de caudales (métodos hidrobiológicos) es la única manera de asegurar que los caudales que se proponen para gestionar las aguas superficiales cumplen su función ambiental.

En la actualidad, la metodología más utilizada para validar biológicamente regímenes de caudales es la IFIM (*Instream Flow Incremental Methodology*) (Bovee 1978, 1982, 1986; Bovee and Milhous 1978). Esta metodología fue desarrollada por el USFWS (*U.S. Fish and Wildlife Service*), con un claro enfoque ecológico (Payne 1995). Su principio se basa en el conocimiento y descripción básicos de las interrelaciones existentes entre la cantidad de agua circulante y la cantidad de hábitat que genera (Bovee y Milhous 1982), siendo que ese hábitat debe de ser el adecuado para una determinada especie de relevante importancia (para la conservación, económica, etc.). Así pues, la metodología IFIM supone una modelización de la cantidad de un determinado tipo de hábitat en función de diferentes condiciones de caudales circulantes y, a la vez, tener un conocimiento detallado sobre las preferencias de hábitat de la especie diana con la cual se pretende validar los caudales circulantes.

Aunque el método IFIM se ha aplicado utilizando diferentes grupos biológicos como son, por ejemplo, los macroinvertebrados y la vegetación de ribera, la ictiofauna es el grupo biológico sobre el cual se han realizado más aplicaciones de simulación del hábitat. Esto se debe, sobre todo, a la idoneidad de este grupo en relación a los otros debido a sus condiciones de total dependencia del medio acuático y por su sensibilidad a las variaciones de caudal (García de Jalón et al. 1996).

Hay que aclarar desde un principio que, IFIM y PHABSIM (*Physical Habitat Simulation System*) no son sinónimos. Mientras que IFIM es una metodología general, que permite abordar la gestión del agua con consideraciones hidrobiológicas, PHABSIM es un modelo específico, diseñado para calcular un índice de la cantidad de hábitat disponible en función del caudal circulante. Sin embargo, la modelización convencional del hábitat fluvial en IFIM se viene desarrollando clásicamente con PHABSIM. Este sistema reúne varios modelos hidráulicos unidimensionales de profundidades y velocidades, cuyas predicciones en las secciones transversales representativas del tramo estudiado se combinan con los criterios de preferencia de la especie diana en relación a dichas variables (Bovee 1982). Esos criterios de preferencia se

La decisión del tipo de enfoque que se pretende dar en la validación biológica de caudales depende, sobretodo, de las características de la masa de agua en cuestión. En grandes ríos, como es el tramo final del Ebro, las curvas de preferencia de las especies piscícolas son muy difíciles de determinar con la exactitud que se precisa para la aplicación del PHABSIM, ya que es prácticamente imposible asociar las capturas de peces a un determinado microhábitat debido a problemas de técnicas de muestreo, turbidez del agua, etc. Esta poca precisión en la toma de los datos y su posterior mal uso en la aplicación del PHABSIM ha causado, en varias ocasiones, la propuesta de caudales muy por debajo del caudal ambiental real (Woo 1999, Hudson et al. 2003). El Dr. Clair Stalnaker, uno de los “padres fundadores” del método IFIM, en unas declaraciones suyas recogidas en el artículo de Woo (1999) dijo: *En grandes ríos aluviales el mal uso del PHABSIM ha sido devastador*. Además, con este enfoque de requerimientos de hábitat para una especie, las posibles interacciones entre especies no son tenidas en cuenta. Aunque de forma incipiente, algunos autores empiezan a aconsejar enfoques a nivel de comunidad y no de especie para abordar el tema de la validación biológica de caudales (Minns et al. 1996, Lamouroux et al. 1999)

Tal como afirman Hudson y colaboradores (2003), el método IFIM como tal no es susceptible de grandes críticas, pues el enfoque que da a la problemática de la gestión del agua es razonable y transversal, incluyendo aspectos ecológicos. A pesar de que la aplicación de este método ha supuesto, clásicamente, la utilización del sistema PHABSIM, esta no es la única aproximación posible. La metodología IFIM puede integrar otros enfoques como por ejemplo su aplicación a toda la masa de agua en cuestión en vez de a un tramo pequeño supuestamente representativo, la utilización de otras herramientas de modelización hidráulica y el uso de las comunidades biológicas en contraposición a las especies de forma individual (Brown & Barnwell 1987, Stalnaker et al. 1995, Bartholow 2002).

Las zonas laterales de los ríos (zona riparia y área inundada adyacente a los márgenes) juegan un papel muy importante en el funcionamiento ecológico de

especie es generalista en relación al nicho ecológico en una o más de sus vertientes (alimentación, hábitat de reproducción, etc.); ii) en ecosistemas alterados que favorecen las especies introducidas en detrimento de las nativas.

En resumen, los cambios hidrológicos provocan cambios en las zonas laterales de grandes ríos. Los parámetros hidráulicos y hábitats asociados a estas zonas son, por tanto, susceptibles de ser simulados bajo diferentes condiciones de caudales circulantes a través de la aplicación de modelos. Asimismo, los cambios en el hábitat de estas zonas pueden afectar directamente a las comunidades piscícolas. La integridad de las comunidades piscícolas se puede evaluar en función de la proporción entre especies alóctonas y autóctonas, siendo que esta proporción depende directamente de la calidad de los hábitats de las zonas laterales del tramo bajo del Ebro.



## Objetivos

El objetivo principal del presente trabajo es testar la validez biológica de algunas propuestas de caudales ambientales medios anuales para el tramo bajo del río Ebro: el que está actualmente en vigor ( $100 \text{ m}^3/\text{s}$ ); el propuesto por el Ministerio de Medio ambiente en el año 2000 para el Plan Hidrológico Nacional obtenido a través del método QBM ( $121 \text{ m}^3/\text{s}$ ); el propuesto por la Confederación Hidrográfica del Ebro (2008), también obtenido por el método QBM ( $88.58 \text{ m}^3/\text{s}$ ); los propuestos por el IRTA (2007) para años secos ( $227 \text{ m}^3/\text{s}$ ), húmedos ( $397 \text{ m}^3/\text{s}$ ) y medios ( $301 \text{ m}^3/\text{s}$ ) obtenidos a través del método  $RVA_{NGRPG}$ .

Para alcanzar el objetivo principal se han establecido una serie de objetivos específicos:

- 1) Caracterización de la comunidad piscícola del tramo bajo fluvial del Ebro en las zonas laterales
- 2) Análisis de las relaciones entre la estructura de la comunidad piscícola y las variables hidromorfológicas de las zonas laterales que se pueden simular con diferentes valores de caudales anuales medios a través de la aplicación de modelos ya desarrollados
- 3) Determinación del hábitat preferencial a nivel de estructura de comunidades a través de la construcción de un modelo predictivo en función de los valores de la variable ambiental más significativa obtenida en el objetivo específico 2
- 4) Simulación de esa misma variable en las zonas laterales con los escenarios de caudales medios anuales descritos en el objetivo principal
- 5) Test de la validez biológica de los seis caudales medios anuales propuestos a través de un análisis de la proporción de hábitat idóneo para obtener la estructura de comunidad piscícola más íntegra posible en el tramo bajo del río Ebro.

## Metodología

### Área de estudio

El área de estudio considerada fue el tramo bajo del río Ebro estrictamente fluvial, es decir, sin influencia estuarina a nivel de la intrusión de la cuña salina, con características hidrológicas semejantes. Así pues, el área de estudio comprende el tramo de río aguas abajo del meandro de Flix (por debajo del bypass) hasta Amposta, más exactamente, hasta la confluencia del Barranco de la Galera (Fig. 1).

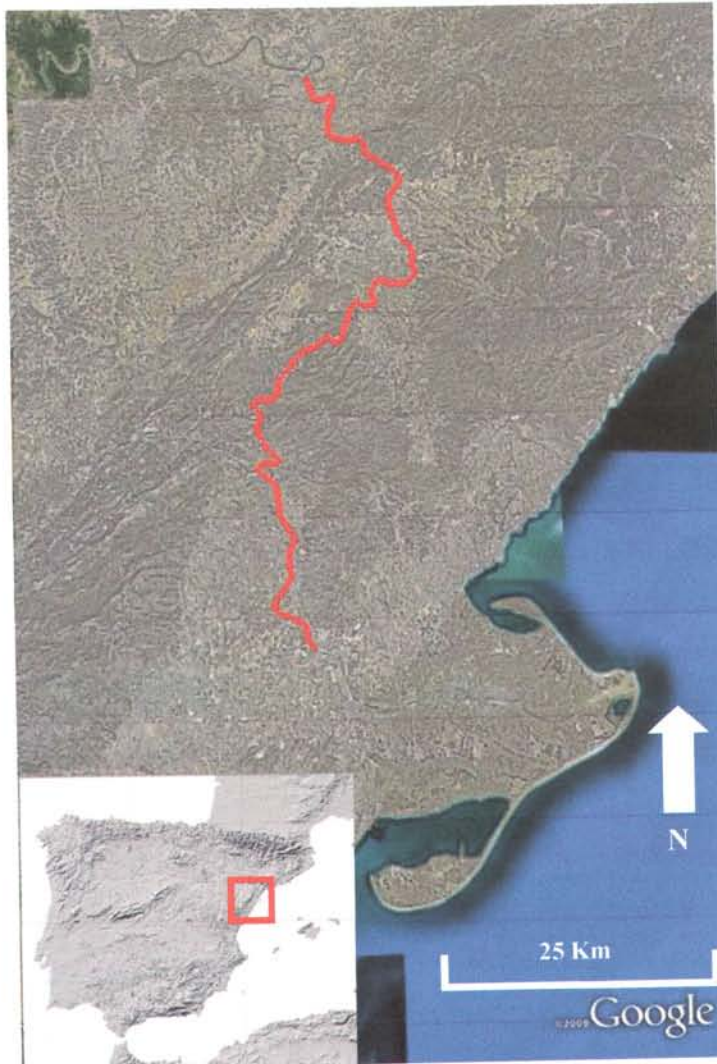


Figura 1. Tramo final del río Ebro estrictamente fluvial.

## *Caracterización de la comunidad piscícola*

Siendo que la estructura de las comunidades biológicas está íntimamente ligada a la diversidad hidrogeomorfológica de un sistema acuático, las estaciones de muestreo deben de reflejar esta variabilidad. Además, para obtener verdaderas réplicas en un estudio de ecología, las estaciones de muestreo seleccionadas deben de ser internamente homogéneas y deben escogerse siguiendo un diseño aleatorio. Así, se ha seguido el siguiente procedimiento para seleccionar las estaciones de muestreo: i) clasificación hidrogeomorfológica del área de estudio en tramos homogéneos; ii) determinación del número mínimo de estaciones de muestreo y su extensión representativo de la heterogeneidad del área de estudio; iii) definición de estrategias de muestreo para asegurar la representatividad estadística de los datos.

Para la clasificación hidrogeomorfológica del área de estudio se han consultado algunas propuestas de clasificación clásicas así como diversos trabajos de síntesis y aplicados que recogen clasificaciones simplificadas (Kellerhals y Church 1989, Rosgen 1994). No obstante, se ha optado por adaptar y aplicar la clasificación de Rosgen (1994) debido a que es una de las más utilizadas y es, a la vez, de fácil aplicación dado que se puede trabajar sobre mapas y fotos aéreas en Sistemas de Información Geográfica (SIG). Los criterios de definición de las unidades fluviales se basan, fundamentalmente, en aspectos topográficos y geomorfológicos (perfil longitudinal y transversal del cauce, el llano inundable y el valle, modelos del cauce, dinámica, etc.) asociados al funcionamiento hidrológico. Así, se establecieron 4 tipos de unidades hidrogeomorfológicas según el nivel de encajamiento y la forma del cauce del río:

- 1) Tramo encajado: Valle cerrado de poca o insipiente sinuosidad
- 2) Tramo recto: Paredes más tendidas y de poca sinuosidad
- 3) Meandro libre: Valle abierto y alta sinuosidad
- 4) Meandro restringido: Valle un poco más cerrado y alta sinuosidad

Para asegurar la representatividad de las estaciones de muestreo se partió de una capa SIG de la red fluvial a escala 1:50 000 (CHE 2000). A esta capa se aplicó un algoritmo para transformarla del tipo 'línea' al tipo 'puntos', obteniendo una representación gráfica del río como una sucesión de puntos equidistantes (1 Km). Sin embargo, se verificó que con tramos inferiores a 2 Km se perdía alguna variabilidad hidrogeomorfológica (e.g. islas y meandros parcialmente representados). Así, se definieron tramos de 2 km como unidad básica para definir las estaciones de muestreo. Se asignó un código numérico a cada tramo de 2Km y se seleccionaron series de 4, 5, 6 y 7 tramos al azar. Después de generar repetidas series, el número mínimo de puntos para tener toda la variabilidad era invariablemente 4. Se seleccionó también una quinta estación de muestreo aguas abajo del azud de Xerta. Esta estación suplementaria no aporta información extra para cubrir la heterogeneidad del área de estudio, pero es importante desde el punto de vista de la comunidad piscícola, dado que el azud constituye una barrera a las especies migradoras. Así, la red de estaciones de muestreo definitiva se fijó en 5 tramos de 2 Km cada uno (Fig. 2). La localización de las estaciones de muestreo se describe en la tabla 1.

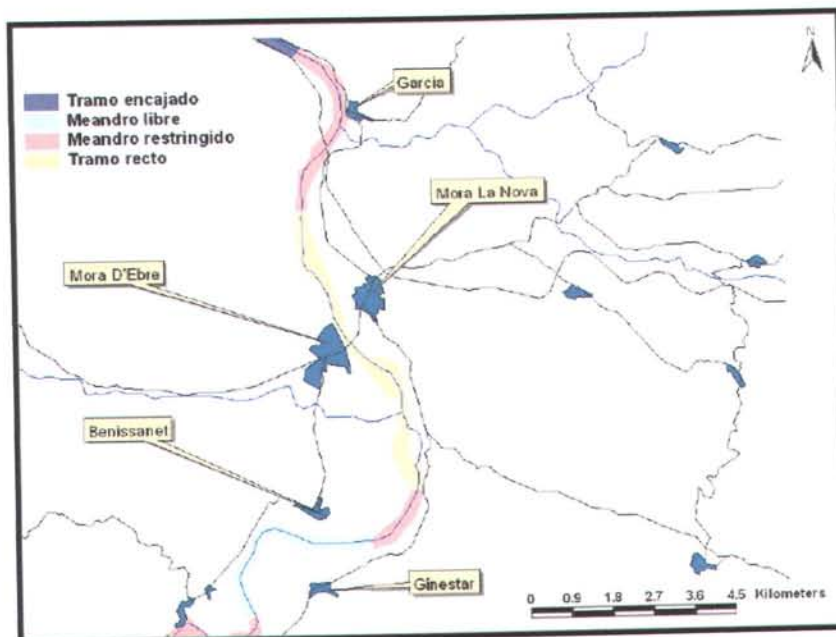


Figura 2. Ejemplo de la clasificación hidrogeomorfológica de las estaciones de muestreo.

Tabla 1. Coordenadas UTM (ED50) para la localización de las estaciones de muestreo.

Estación	Localidad	Inicio Estación		Final Estación	
		UTM X	UTM Y	UTM X	UTM Y
E01	Xerta	289213	4532902	290259	4531391
E02	Ginestar	300382	4547704	299517	4546422
E03	Mòra	301518	4554778	301988	4552839
E04	Vinebre	299658	4559536	301292	4558442
E05	Flix	295560	4564727	296973	4564619

El método de captura más adecuado y, a la vez, más utilizado, para cuantificar las comunidades de peces de sistemas fluviales es la pesca eléctrica, pues permite determinar abundancias absolutas y relativas y conocer la estructura de las comunidades de acuerdo con protocolos del Comité Europeo para la Normalización (CEN), como por ejemplo el protocolo Water Quality – Sampling of fish with electricity (CEN prEN 14011:2002). El método de la pesca eléctrica tiene como principales ventajas la captura no selectiva e incruenta de los ejemplares.

En el presente estudio se ha utilizado un equipo de pesca eléctrica con motor de 4 tiempos adaptado a una embarcación de 4.5 m. Este equipo permite realizar muestreos en aguas con una conductividad hasta 13000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  empleando corriente continua (300/600 V hasta una potencia máxima de 5KW) o a impulsos (600 V hasta 80 KW/impulso). La captura de los ejemplares se realizaba con 4 salabres de mano: dos salabres electrificados (ánodos) y dos salabres libres. Así pues, la logística y equipo humano de cada campaña de muestreo se compone de una embarcación y respectivo patrón, un equipo de pesca eléctrica y respectivo operador y tres personas de apoyo para la captura, manipulación y procesamiento de los ejemplares. Para evitar el estrés y posterior muerte de los ejemplares de menor tamaño, se procedía a anestésarlos con MS-222 previamente a su manipulación. Todos los ejemplares capturados fueron identificados *in situ* a nivel de especie. Las especies autóctonas se devolvían al medio y las introducidas se sacrificaban con exceso de anestésico.

Para caracterizar la ictiofauna asociada a las zonas laterales se utilizó el *point sampling*. El principio de este método se basa en hacer pescas puntuales al azar en un tramo de río lo que permite calcular valores de abundancias para ese tramo de río. Lo que se hizo fue adaptar esta metodología y hacer pescas puntuales en los márgenes. Cada punto de muestreo se localizaba en uno de los márgenes escogido al azar y tenía unas dimensiones de anchura constantes (5 m) y de longitud que variaban entre 20 y 30 m. En cada estación de muestreo de 2 Km se pescaron 10 puntos que distaban entre si 200 m. Este diseño resultó en un total de 50 puntos (10 puntos x 5 estaciones de muestreo) que se muestrearon en agosto (época del año con caudales bajos en que la pesca eléctrica es más efectiva) de 2007 y 2008. Se hizo un análisis de curva de esfuerzo para determinar si el esfuerzo empleado era el adecuado y aseguraba la representatividad de la ictiofauna.

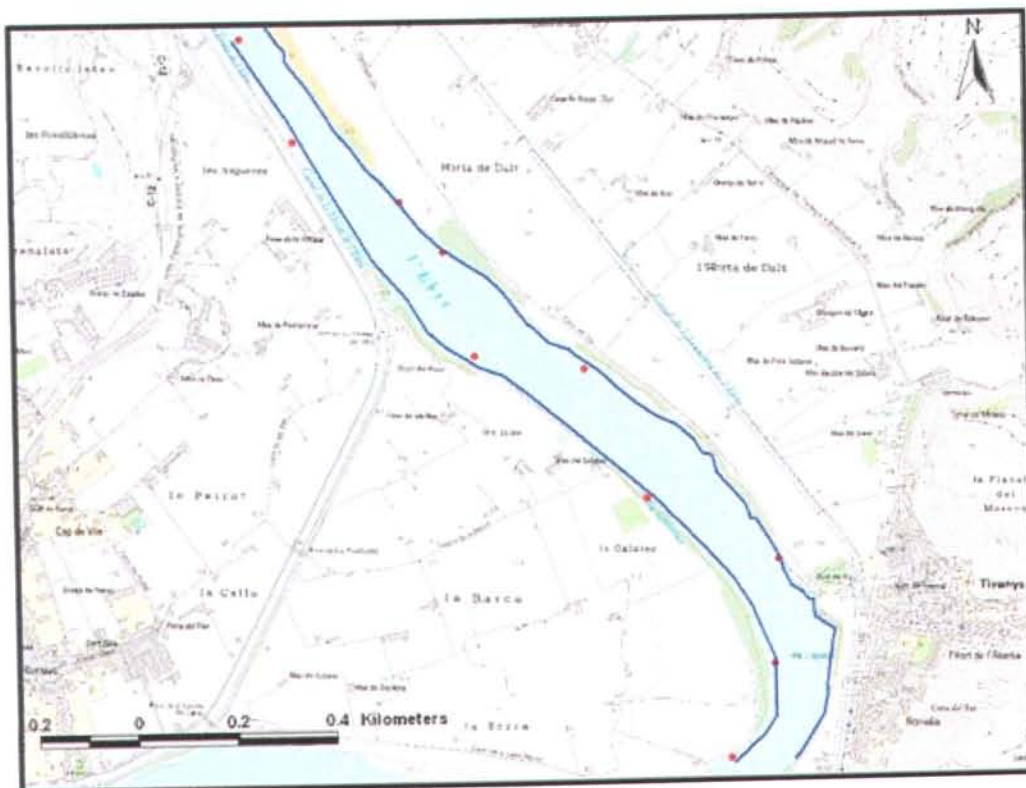


Figura 3. Ejemplo de la localización de los puntos muestreados (puntos rojos) en la estación de muestreo de Xerta (E01) para el estudio de las comunidades de peces.

### *Variables hidromorfológicas*

Paralelamente al muestreo de la ictiofauna en cada punto, se tomaron datos de algunas las variables hidromorfológicas más importantes y que se pueden modelizar a través de simulaciones de escenarios de caudales. Estas fueron la velocidad de corriente (m/s), la profundidad (cm) y el sustrato dominante. Así pues, en cada punto de muestreo (20-30x5 m) se tomaban tres medidas de estas variables a lo largo de un transecto longitudinal. La velocidad de corriente se tomaba superficialmente con un correntímetro de tipo molinillo apropiado para canales abiertos con las siguientes características: hélice de 50 cm de diámetro, capacidad para determinar velocidades de corriente entre 0.046 hasta 5 m/s y precisión de 0.01 m/s. La profundidad se tomaba con un profundímetro digital. El sustrato dominante se determinó a través de estimación visual aplicando la escala de Wentworth (1927). Para cada punto de muestreo se atribuyó un solo valor de de cada variable, valor medio de velocidad de corriente y profundidad, y valor modal del sustrato dominante.

### *Modelización biológica*

Se calculó la densidad (ind/ha) por especie y punto de muestreo. Con el valor de densidad se calculó en porcentaje entre especies introducidas y nativas siendo que este porcentaje puede adquirir valores entre 0 (sin especies introducidas) y 1 (100% de especies introducidas). Esta nueva variable se categorizó en dos clases: menos de 50% de especies introducidas; 50% o más de especies introducidas. Finalmente esta variable se transformó en binaria: "menos de 50% de especies introducidas", sí (1) o no (0).

Las variables hidromorfológicas consideradas (velocidad, profundidad y sustrato dominante) se transformaron aplicando el logaritmo del valor de la variable más 1 para mejorar la linealidad de los datos (Sokal y Rohlf 1995).

A continuación, se construyó un modelo probabilístico de regresión logística multivariante utilizando un algoritmo de "el mejor subconjunto posible de

variables” para determinar los efectos de las tres variables hidromorfológicas sobre la presencia/ausencia del tipo de comunidad piscícola “menos de 50% de especies introducidas”. La asociación entre las variables escogidas para el modelo y la presencia/ausencia del tipo de comunidad piscícola “menos de 50% de especies introducidas” se testó utilizando el método de máxima verosimilitud (Hosmer y Lemeshow 1989, Trexler y Travis 1993), siendo que la inclusión o exclusión de una variable en el modelo se basó en el test de Wald para nivel de significación del 99% (Zar 1996). Finalmente, se calculó la probabilidad de ocurrencia de este tipo de comunidad piscícola en función del valor de las variables escogidas por el modelo.

### *Modelización hidráulica*

Se utilizó un modelo hidráulico de la Agencia Catalana del Agua (ACA) desarrollado con el software de modelización hidráulica HEC-RAS 4.0, para el tramo bajo del río Ebro. El HEC-RAS (software gratuito de la *US Army Corp of Engineers*), permite realizar cálculos hidráulicos unidimensionales en canales naturales o artificiales, para un tramo o para una estructura dendrítica. Para desarrollar este modelo la ACA realizó más de 1000 perfiles transversales. Así pues, teniendo como base este modelo, se hicieron simulaciones de velocidad de los márgenes para el tramo considerado utilizando el módulo computacional de cálculo de perfiles superficiales con caudales estables bajo los seis escenarios de caudales medios anuales anteriormente referidos. Se validaron los valores de las velocidades de los márgenes simulados para caudales con los cuales se disponía de datos de campo. La desviación máxima verificada fue de  $\pm 0.04$  m/s.

### *Validación biológica*

La validación biológica se hizo en base al modelo probabilístico desarrollado para la comunidad piscícola que relaciona la velocidad de corriente de las orillas con la estructura de comunidad. Partiendo del supuesto de que el tramo



bajo del Ebro, así como cualquier masa de agua superficial, tiene mejor estado ecológico cuanto menos especies introducidas tenga, la validación biológica se llevó a cabo a través del análisis de la cantidad de hábitat disponible en que la probabilidad de encontrar una comunidad piscícola dominada por especies introducidas es inferior a 50%.

## Resultados y discusión

### Catálogo de especies

La fauna de peces continentales de España está integrada por un total de 46 especies autóctonas y por 26 especies alóctonas. El grado de endemismo, si se considera sólo las especies de agua dulce, es de 72%. En Cataluña la ictiofauna continental está formada por 47 especies, de las cuales 26 son autóctonas y 21 introducidas. La comunidad de peces del tramo final del Ebro estudiado en este proyecto se compone de 21 especies, de las cuales 11 son introducidas. En los muestreos del presente estudio se capturaron 20 especies (Tabla 2), siendo que una de ellas, *Alosa fallax*, no se pudo capturar ya que se trata de un migrador anádromo y los muestreos no coincidieron con el periodo en que esta especie permanece en el río.

Tabla 2. Especies capturadas en el presente estudio

Especies autóctonas	Especies alóctonas
Familia Anguillidae <i>Anguilla anguilla</i> (anguila)	Familia Cyprinidae <i>Alburnus alburnus</i> (alburno)
Familia Blenniidae <i>Salaria fluviatilis</i> (fraile)	<i>Carassius auratus</i> (pez rojo)
Familia Cyprinidae <i>Barbus graellsii</i> (barbo común)	<i>Cyprinus carpio</i> (carpa)
<i>Gobio lozanoii</i> (gobio)	<i>Pseudorasbora parva</i> (pseudorasbora)
<i>Squalius cephalus</i> (bagre)	<i>Rutilus rutilus</i> (rutilo)
Familia Mugilidae <i>Liza ramada</i> (lisa)	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (gardí)
<i>Mugil cephalus</i> (lisa)	Familia Centrarchidae <i>Lepomis gibbosus</i> (pez sol)
Familia Moronidae <i>Dicentrarchus labrax</i> (lubina)	<i>Micropterus salmoides</i> (perca americana)
Familia Atheneridae <i>Atherina boyeri</i> (pejerrey)	Familia Percidae <i>Sander lucioperca</i> (luciperca)
	Familia Poeciliidae <i>Gambusia holbrooki</i> (gambusia)
	Familia Siluridae <i>Silurus glanis</i> (siluro)

### Adecuación del método de captura

En un estudio de estas características es muy importante conocer la adecuación del método empleado para asegurar que debido a un esfuerzo reducido no se está capturando toda la diversidad existente. Asimismo, es igualmente importante optimizar el método por cuestiones logísticas y del tiempo disponible para realizar dicho estudio. Así pues, se verificó que el esfuerzo de muestreo empleado (10 puntos por estación de muestreo) fue el adecuado para caracterizar debidamente la comunidad piscícola del tramo bajo del río Ebro, ya que a partir de nueve puntos muestreados el número de especies capturadas se estabiliza (fig. 4).

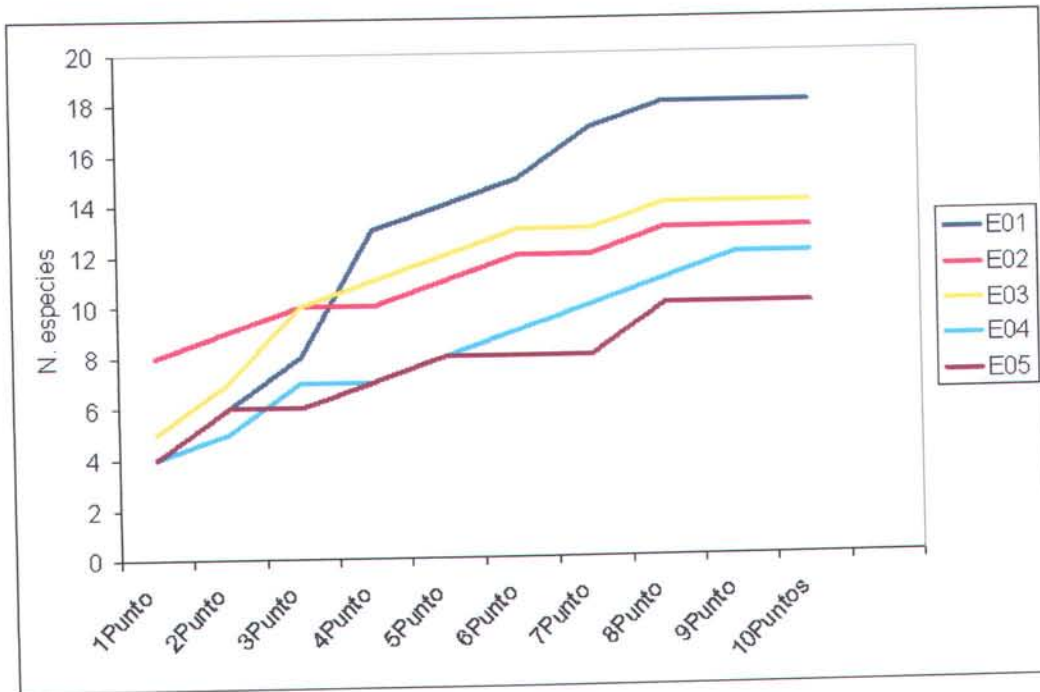


Figura 4. Curva de esfuerzo para determinar el número de puntos óptimo para caracterizar la fauna piscícola del tramo bajo del río Ebro.



La función de la regresión logística que describe esta relación entre comunidad piscícola y velocidad de corriente y que permite calcular la probabilidad de ocurrencia se expresa de la siguiente manera:

$$P_{(Int/Nat<50\%)} = \frac{e^{-2.0231+5.76058 \times V}}{1 + e^{-2.0231+5.76058 \times V}}$$

### Modelización hidráulica

Dado que la velocidad de la corriente explica por sí sola la ocurrencia del tipo de comunidad piscícola, se modelizó este parámetro en las zonas laterales del tramo bajo del río Ebro bajo los seis caudales medios anuales objeto de este estudio (88, 100, 121, 227, 301 y 397 m<sup>3</sup>/s). El número de estaciones con velocidades de corriente alta en los dos márgenes aumenta significativamente (ANOVA p<0.01) con el caudal (fig. 7).

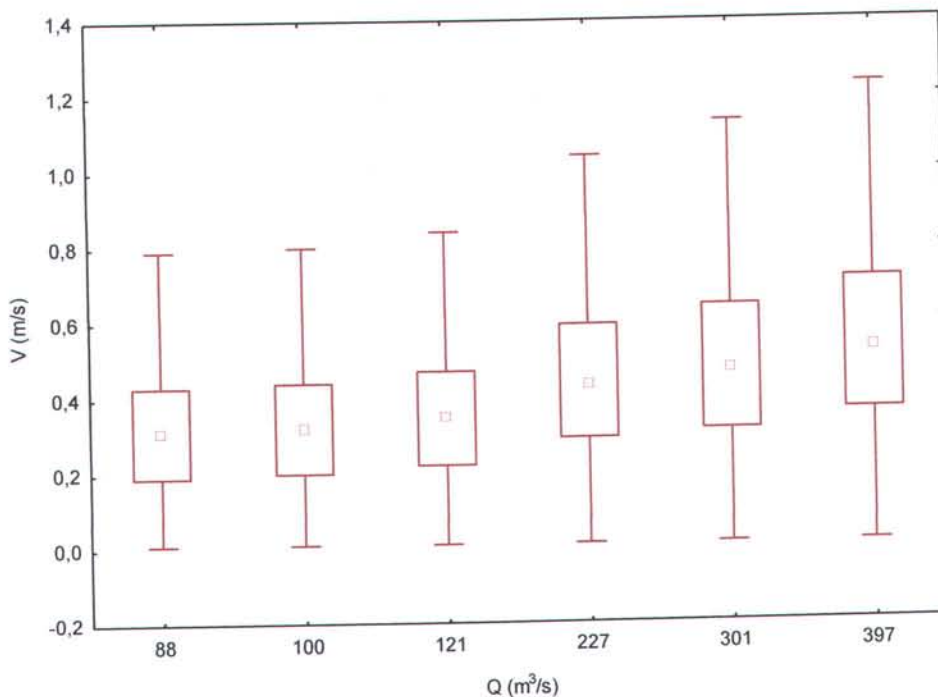


Figura 7. Dispersión y tendencia (valor mediano; percentiles 25 y 75; rango sin outliers) de las velocidades de corriente en los márgenes del tramo bajo del río Ebro con diferentes valores de caudal.

## Validación biológica

En la tabla 4 se presenta el porcentaje de casos bien clasificados haciendo la comparación entre el valor observado y el valor predicho. Como se puede observar, el modelo de regresión logística predice bien la presencia o ausencia de una comunidad piscícola dominada por especies introducidas (95.35% de casos clasificados correctamente) pero no la ocurrencia de una comunidad dominada por especies nativas (41.18% de casos clasificados correctamente).

Tabla 4. Porcentaje de casos bien clasificados, haciendo la relación entre los valores observados y predichos de la estructura de la comunidad de peces “menos de 50% de especies introducidas” del tramo fina del Ebro.

Valores observados	Valores predichos		Porcentaje correctos
	0	1	
0	34	2	94.44
1	6	8	42.86

Así pues, esta fue la base para hacer la validación biológica de los caudales circulante, es decir, en base a la probabilidad de ocurrencia de una comunidad dominada por especies introducidas. Como es obvio, la gestión de los caudales circulantes en el tramo bajo del Ebro tiene que ser orientada a la reducción de este tipo de estructura de comunidad. Resolviendo la función de la regresión logística que describe la relación entre comunidad piscícola y velocidad de corriente, de manera a que la probabilidad de encontrar una comunidad del tipo “menos de 50% de especies introducidas” sea del 50%, la velocidad de corriente resultante es de, aproximadamente 0.4 m/s (0.36 m/s). De los caudales medios anuales testados, los que cumplen este requisito son aquellos calculados con el método  $RVA_{NGRPG}$  (fig. 7).

Se consideró, en este caso, que el caudal mínimo de mantenimiento es aquel que proporciona un tipo de hábitat (basado en la velocidad de la corriente de las zonas laterales) en que la probabilidad de encontrar una comunidad piscícola que no está dominada por especies introducidas es superior a 50%. Una vez más, solamente con los caudales ambientales propuestos con el

método  $RVA_{NGRPG}$  se obtiene un valor superior a 50% de hábitat idóneo (fig. 8 y Tabla 5).

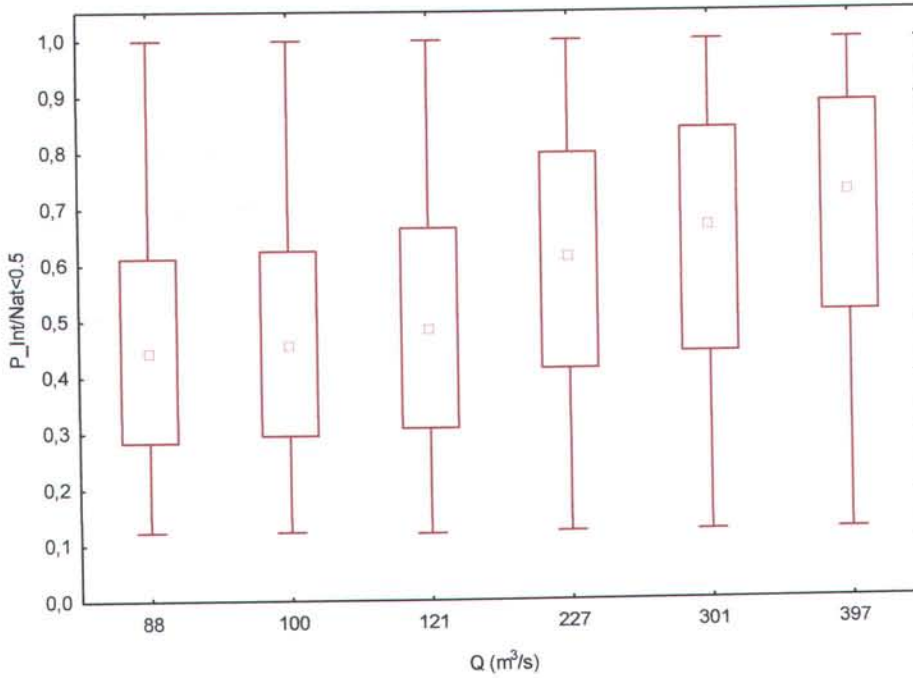


Figura 8. Dispersión y tendencia (valor mediano; percentiles 25 y 75; rango sin outliers) de la probabilidad de encontrar una comunidad piscícola que no esté dominada por especies introducidas en el tramo bajo del río Ebro con diferentes valores de caudal.

Tabla 5. Porcentaje de hábitat idóneo para los diferentes caudales medios anuales testados para el tramo final del Ebro.

Hábitat idóneo	Caudal medio anual (m3/s)					
	88	100	121	227	301	397
No	61.08%	56.56%	51.88%	38.11%	31.44%	24.71%
Sí	39.92%	43.44%	48.12%	61.89%	68.56%	75.29%

Se concluye que de los caudales propuestos con diferentes métodos y/o criterios, los únicos que cumplen la función ecológica de proporcionar un hábitat que no favorezca las especies introducidas son aquellos obtenidos con el método  $RVA_{NGRPG}$ . En esta propuesta se calculan caudales mínimos de mantenimiento para años secos, húmedos y medios. Para cualquier de estos tres tipos de años, los caudales medios anuales propuestos cumplen con esta función ambiental.

## Bibliografia citada

- Armour, C.I. 1991. Evaluation of the instream flow incremental methodology by U.S. fish and wildlife service field users. *Fisheries*, **16**: 36-43.
- Barinaga, M. 1996. A recipe for river recovery? *Science*, **273**: 30-32.
- Bartholow, J.M. 2002. *SSTEMP for Windows: The Stream Segment Temperature Model (Version 2.0)*. United States Geological Survey computer model and documentation.
- Bovee, K.D. 1978. *Probabüity-of-use criteria for family salmonidae*. instr. Flow. Inf. Paper 4. USDI Fish and Wüdl. Seiv. FWS/OBS-78/07. 80 pp
- Bovee, K.D. 1982. *A Guide to Stream Habitat Analvsis using the Instream Flow Incremental Methodology*. Instr. Flow Inf. Paper 12. USDI Fish and Wüdl. Serv. Washingtoa 248 pp.
- Bovee, K.D. 1986. *Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology*. Instream How Information Paper n° 21.
- Bovee, K.D., and R.T. Milhous 1978. *Hydraulic simulation in instream flow studies: theory and techniques*. Instream Flow Information Paper no5, Rep. No. FWS/OBS 78/33, U.S. Department of commerce, National Technical Information Service, Colorado, USA.
- Bozek, M.A.; Rahel, F.J. 1992: Generality of microhabitat suitability models of young Colorado River cutthroat trout (*Oncorhynchus clariz pleauriticus*) across sites and among years in Wyoming Streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **49**: 552–564.
- Brown, L.C.; Barnwell, T.O. 1987. *The enhanced stream water quality models QUAL-2E and QUAL2EUNCAS: Documentation and user manual*. United States Environmental Protection Agency EPA/600/3-87/007. Athens, Georgia. 189 p.
- Cummins K.W. 1993. Riparian stream linkages: an Australian perspective on instream issues. In: Bunn S.E., Pusey B.J. and Price P. (eds.) *Ecology and management of Riparian zones in Australia*. Land and Water resources



research and development corporation occasional paper series no. 05/93  
Canberra and Brisbane: LWRRDC/CCISR Griffith University, pp. 21-30.

- Drake, J. A.; Mooney, H. A.; Castri, F. di; Groves, R. H.; Kruger, F. J.; Rejmánek, M. & Williamson, M. 1989. *Biological invasions. A global perspective*. John Wiley & Sons, Chichester.
- Dunbar, M., A. Gustard, M. Acreman, C.R.N. Elliott 1997. *Overseas approaches to setting river flow objectives*. Environment Agency Project, Rep. No. W6B (96)4.
- Dyson, M., Bergkamp, G., Scanlon, J. 2003. *Flow: the essential of environmental flows*. Gland, Switzerland: IUCN, Water and Nature Initiative.
- García De Jalón, Mayo D.M., and Molles, M. 1996. Characterization of Spanish stream habitat: relationships between fish communities and their habitat *Regulated Rivers: Research & Management*, **12**: 305-316.
- García-Berthou, E.; Alcaraz, C.; Pou-Rovira, Q., et al. (2005). Introduction pathways and establishment rates of invasive aquatic species in Europe. *Can J Fish & Aqu Sci* **62**: 453-463.
- Ginot, V. 1995. EVHA: Un logiciel d'évaluation de l'habitat du poisson sous Windows. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **337-338-339**: 303-308.
- Ginot, V., Y. Souchon, H. Capra, P. Breil, and S. Valentin 1998. *Logiciel EVHA 2.0. Evaluation de l'habitat physique des poissons en rivière*. Guide méthodologique, Cemagref BEA/LHQ et Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement.
- Glozier, N.E.; Culp, J.M.; Scrimgeour, G.J. 1997. Transferability of habitat suitability curves for a benthic minnow, *Rhinichthys cataractae*. *Journal of Freshwater Ecology* **12(3)**: 379-393.
- Gore, J.A., and J.M. Nestler 1988. Instream flow studies in perspective. *Regulated Rivers: Research and Management*, **2**: 93-101.
- Growns I.O., Pollard D.A. and Gehrke P.C. 1998. A comparison of fish communities associated with degraded and well-vegetated river banks,

above and within nutrient enriched areas in the Hawkesbury-Nepean River, Sidney. *Fisheries Management and Ecology*, **5**: 55-69.

Growns I.O., Gehrke P.C., Astles, K.I. and Pollard D.A. 2003. A comparison of fish assemblages associated with different riparian vegetation types in the Hawkesbury-Nepean River system. *Fisheries Management and Ecology*, **10**: 209-220.

Hatfield, T., and J. Bruce 2000. Predicting salmonid habitat – flow relationships for streams from western north America. *North American Journal of Fisheries Management*, **20**: 1005-1015.

Hawkins C.P., Murphy M.L., Anderson N.H. and Wilzbach M.A. 1983. Density of fish and salamanders in relation to riparian canopy and physical habitat in streams of the northwestern USA. *Canadian Journal of fisheries and Aquatic Sciences*, **40**: 1173-1185

Hosmer DW Jr, Lemeshow S. 1989. *Applied Logistic Regression*. John Wiley and Sons: New York.

Hudson H.H., Byrom E.E., Chadderton L.W. 2003. A critique of IFIM—instream habitat simulation in the New Zealand context. Department of Conservation, Science for Conservation 231.

Ibañez C., Prat N y Canicio A. 1996. Changes in the hydrology and sediment transport produced by large dams on the lower Ebro river and its estuary. *Regulated Rivers*, **12**: 51-62.

Ibañez C., Prat N., Duran C., Pardos M., Munné A., Andreu R., Caiola N., Cid N., Hampel H., Sanchez R. y Trobajo R. 2008. Changes in dissolved nutrients in the lower Ebro river: causes and consequences. *Limnetica* **27**: 53-64.

Jowett, I.G. 1989. *River Hydraulic and Habitat Simulation, RHYHABSIM Computer Manual*. New Zealand Fisheries Miscellaneous Report 49. Ministry of Agriculture and Fisheries, Christchurch.

Kellerhals, R.; Church, M. 1989: The morphology of large rivers: characterisation and management. Proceedings of the International Large

- Rivers Symposium (LARS). *Canadian Special Publication Fisheries and Aquatic Science* **106**: 31–48.
- Lamouroux, N., H. Capra, M. Pouilly, and Y. Souchon 1999. Fish habitat preferences in large streams of southern France. *Freshwater Biology*, **42**: 673-687.
- Lyons J., Trimble S.W and Paine L.K. 2000. Grass versus trees: managing riparian areas to benefit streams of central North America. *Journal of the American Water Resources Association*, **36**: 919-930
- Maridet L., Wasson J., Philippe M., Amoros C. and Niman R.J. 1998. Trophic structure of three streams with contrasting riparian vegetation and geomorphology. *Archiv für Hydrobiologie*, **144**: 61-85
- Mathur, D.; Bason, W.H; Purdy Jr, E.J. & Silver, C.A. 1985. A Critique of the Instream Incremental Methodology. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **42(4)**: 825-831.
- Minns, C.K., J.R.M. Kelso, and R.G. Randall 1996. Detecting the response of fish to habitat alterations in freshwater ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **53**: 403-414.
- Moring J.R., Garman G.C. and Mullen D.M. 1985. *The value of riparian zones for protecting aquatic systems: general concerns and recent studies in Maine*. US Forest Service general technical report RM-20, Washington: US Forest Service, 319 pp.
- Orth, D.J. 1987. Ecological considerations in the development and application of instream flow-habitat models. *Regulated Rivers: Research and Management* **1**: 171-181.
- Orth, D.J., and O.E. Maughan 1982. Evaluation of the incremental methodology for recommending instream flow for fishes. *Transactions of the American Fisheries Society*, **3**: 413-445.
- Payne, T.R 1995. *RHABSIM 1.1 for POS user's manual*. 850 G Street, Suite J. P.O. Box 4678, Arcata, California.

- Penczac T., Agostinho A.A. and Okada E.K. 1994. Fish diversity and community structure in two small tributaries of the Parana River, Parana State, Brazil. *Hydrobiologia*, **294**: 243-251
- Platts, W.S. 1983. *Vegetation requirements for fisheries habitats*. U.S. Forest Service General Technical Report INT-157:184-188.
- Pouilly, M., and Y. Souchon 1995. Méthode des microhabitats: validation et perspectives. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **337/338/339**: 329-336.
- Reiser, D.W.; Wesche, T.A. & Estes, C. 1989. Status of instream flow legislation and practices in North America. *Fisheries* 14(2): 22-29
- Rosgen, D.L. (1994): A classification of natural rivers. *Catena*, 22(3): 169-199.
- Shirvell, C.S. 1986. *Pitfalls of physical habitat simulation in the instream flow incremental methodology*. Canadian Technical Report of Fisheries Aquatic Science. 1460.
- Sokal, R. R. & F. J. Rohlf, 1995. *Biometry*, 3rd edn. W. H. Freeman & Company, New York: 887 pp.
- Stalnaker, C.B; Lamb, B.L.; Henriksen, J.; Bovee, K.; Bartholow, J. 1995: *The Instream Flow Incremental Methodology: a primer for IFIM*. Biological Report 29. United States National Biological Service, Fort Collins, Colorado. 45 p.
- Tharme, R.E. 2003. Global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and applications of environmental flow methodologies for rivers. *Rivers Research & Applications*, **19**: 397-441.
- Thomas, J.A.; Bovee, K.D. 1993: Application and testing of a procedure to evaluate transferability of habitat suitability criteria. *Regulated Rivers: Research and Management* **8**: 285-294.
- Trexler JC, Travis J. 1993. Nontraditional regression analysis. *Ecology* **74**: 1629-1637.

Woo S. 1999. *Habitat Modeling Not Enough to Save Fish ... or Rivers*. Stream notes. Stream Systems Technology Center, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, Colorado.

Zar JH. 1996. *Biostatistical Analysis (third edition)*. Prentice Hall: New Jersey.