



UNIVERSIDAD
POLITECNICA
DE VALENCIA

Modelos de Idoneidad de Microhábitat para el estudio del Régimen Ecológico de Caudales

Apellidos, nombre	Martínez Capel, Francisco ¹ (fmcapel@dihma.upv.es)
Departamento	¹ Depto. Ingeniería Hidráulica y Medio ambiente
Centro	E.P.S. de Gandia Universidad Politécnica de Valencia



1 Resumen de las ideas clave

En este artículo vamos a presentar las características básicas de los modelos de idoneidad de microhábitat (o hábitat suitability models, HSM), incluyendo las siguientes ideas clave:

Ideas Clave
1. En los últimos años, se han realizado en España un gran número de estudios de regímenes ecológicos de caudales mediante la simulación del hábitat físico (incluida en la metodología IFIM)
2. Los HSM son funciones que indican la conveniencia, para cada especie acuática, en una etapa de desarrollo, de los distintos valores que toma una variable del hábitat
3. En España se han desarrollado principalmente HSM para peces endémicos y nativos, mediante diversos métodos.
4. Las variables del hábitat que usan estos modelos van a predecir un valor de idoneidad entre 0 (inaceptable) y 1 (hábitat óptimo).
5. Los HSM pueden ser curvas sencillas para una variable cada una (por ejemplo calado) o ser funciones matemáticas obtenidas por métodos estadísticos.
5. Existen diversas técnicas disponibles para obtener los datos necesario, entre ellas la biotelemedría, la pesca eléctrica, y la observación directa bajo el agua (buceo o snorkelling), que permite conocer mejor el comportamiento del pez en agua no turbias.
6. El uso de unas curvas u otras tendrá gran incidencia en la planificación del trabajo, en la toma de datos y por tanto en los recursos necesarios para su elaboración. Y también en los resultados de caudales ecológicos.

Tabla 1. Ideas clave de este objeto de aprendizaje.

2 Introducción

En los últimos años, se han realizado en España un gran número de estudios para el cálculo de regímenes de caudales ecológicos, siendo muy frecuente el uso de la simulación del hábitat físico propuesta dentro de la metodología IFIM (Instream Flow Incremental Methodology; publicado originalmente en 1982, actualizado en Bovee, 1998). Para ello hay que conocer las preferencias de las especies acuáticas afectadas en el río, es decir sus requerimientos vitales en términos de ciertas variables del hábitat físico.



Es frecuente escoger una o varias especies de peces, que puedan considerarse como representativas del tramo de estudio e indicadoras de la salud de los distintos niveles de la cadena trófica. Los requerimientos de hábitat varían a lo largo del año, por lo cual distintas especies pueden sufrir condiciones limitantes a causa de la regulación de caudales.

Los modelos de idoneidad, que muchas veces son en forma de curvas para ciertas variables, son funciones que indican la conveniencia, para cada especie y etapa de desarrollo, de los distintos valores que toma una variable del hábitat. Su cálculo se basa generalmente en un conjunto de datos sobre el uso del hábitat por una especie, es decir datos tomados en campo, localizando los puntos donde una especie se sitúa. Al procesar estos datos se obtiene al final una función que relaciona los distintos valores de cada variable con un "Índice de Idoneidad" que varía entre 0 (valoración mínima, no aceptables) y 1 (máxima idoneidad).

El uso del microhábitat para algunas especies de macroinvertebrados ha sido estudiado experimentalmente en España (Brotons, 1988), pero en otros países se ha desarrollado más. En España se han hecho más estudios de especies de peces, de la familia de los salmónidos, como la trucha común (Mayo et al., 1995) y para ciprínidos endémicos de cuencas ibéricas. Los estudios de ciprínidos comenzaron con los de barbo, boga y cacho en la cuenca del Tajo (Martínez-Capel y García de Jalón, 1999; Martínez Capel, 2000), y continuaron posteriormente en la cuenca del Júcar, con especies como la trucha común, barbo, cacho y Blenio (Martínez-Capel et al., 2007; Argibay, 2010). Posteriormente, financiados por la administración del agua, han sido realizados más estudios, todos ellos de peces, en diversas cuencas para especies nativas ibéricas.

En general, podemos decir que los trabajos enmarcados en IFIM sobre el uso o preferencias de hábitat, se basan en los estudios de selección de los recursos de Manly et al. (1993), o bien de Johnson (1980). La selección según los primeros, consiste en el uso de un recurso en una proporción superior a aquella en la que éste se encuentra disponible en el medio. Por ejemplo, supongamos que el 85 % de la longitud de un río está formado por mesohábitats de tipo poza, y el 15 % restante son rápidos. En este caso, si el 90 % de los peces de una especie se encuentran en rápidos, esto significaría una clara preferencia de dicha especie por los rápidos. Según Johnson, la preferencia por un recurso es la probabilidad de que éste sea seleccionado, en un medio en el cual los distintos recursos estén disponibles en una misma proporción.

El caso del CSI. Imagina: un estudiante llega a casa después de un día exhausto, hambriento; abre la nevera del piso y solo hay paquetes de jamón serrano, una docena. Se lo come todo, se pega tal comida de jamón serrano que fallece de un ataque cardíaco. El CSI llega a su casa, le analiza el estómago, y deduce: "esta persona era un amante del jamón serrano", le encantaba. Pero sabemos que esta deducción es errónea, el problema está en que se come lo que hay disponible, o lo que más gusta entre ello, por eso para saber que le gustaba de verdad, habría que haberle puesto 100 productos distintos en la nevera, todos en una proporción similar, para saber realmente qué tipo de productos le gusta más. Además, no le gusta lo



mismo por la mañana, a mediodía o por la noche. Lo mismo ocurre cuando los seres acuáticos escogen el hábitat en los ríos.

En la práctica, estos conceptos han llevado a la puesta en práctica de distintos métodos, y distintas variantes de uno y otro (enfoques metodológicos). Por tanto, con los distintos tipos de datos en que se basan las curvas de uso o preferencia, la elaboración de éstas ha de ser también distinta.

3 Objetivos

Los objetivos de este artículo son:

- Que el alumno asimile el concepto genérico de modelos de idoneidad de hábitat para especies acuáticas.
- Que el alumno sea capaz de explicar la importancia que tienen estos modelos o funciones en los estudios del régimen ecológico de caudales.
- Que el alumno sea capaz de explicar las variables del hábitat implicadas y los métodos principales que se usan para obtener estos modelos.

4 Esquema de Contenidos

Este artículo se organiza en estos apartados:

- Variables del hábitat físico consideradas
- Conceptos y enfoques de trabajo para el desarrollo de funciones de idoneidad
- Categorías de funciones de idoneidad
- Metodologías para obtención de funciones de idoneidad de microhábitat
- Selección de tramos de muestreo
- Muestreo del uso de microhábitat

5 Variables del hábitat físico consideradas

Los estudios del régimen ecológico de caudales deben estar basados en metodologías que integren variables biológicas del funcionamiento ecológico de los ríos e hidráulicas. Han de ser variables que puedan simularse en programas de simulación, para saber como cambian con el caudal. De esta manera, para que un caudal pueda considerarse como ecológico tiene que haberse determinado a partir de parámetros que permitan integrar la relación de las comunidades biológicas específicas (macroinvertebrados, macrófitos, peces, vegetación de ribera, etc.) con las características de los flujos hidráulicos (velocidad, calado, sustrato, calidad del agua, temperatura, periodicidad de ocurrencia, etc.). De esta forma es posible vincular los caudales del río (en cantidad y calidad) con la potencialidad del hábitat, y considerando las demandas de los organismos que habitan o dependen del



ecosistema fluvial, en especial de la ictiofauna. Podemos ver algunas variables esenciales en la figura 1.

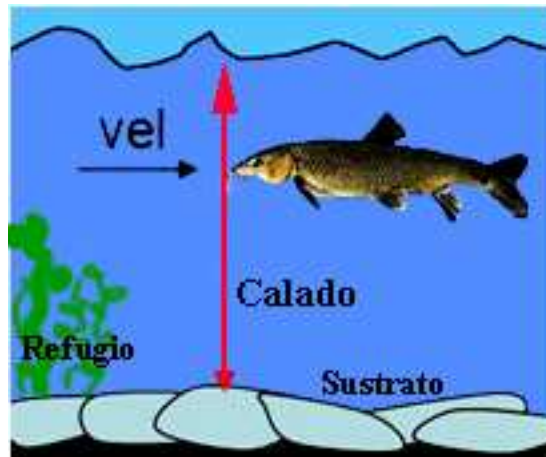


Figura 1. Variables clave en estudios de microhábitat de peces.

Las variables empleadas pueden escogerse según la biología de la especie, ya que existe cierta flexibilidad en el método. Tradicionalmente se han utilizado las variables hidráulicas básicas, velocidad media en la columna, profundidad y sustrato, aunque hoy en día muchos estudios utilizan otras variables como el refugio. La consideración de este último, puede realizarse en algunos programas de simulación del hábitat, pues permiten utilizar indistintamente tipos de refugio o sustrato, siempre que en el trabajo de campo se tome adecuadamente y se disponga de los índices de idoneidad de refugio (Jowett, 1989). Otra forma de integrarlo es asignar en celdas con alto valor de refugio, durante la entrada de datos, un tipo de sustrato con una alta idoneidad para la especie, para que la idoneidad combinada de la celda sea alta; en muchos casos influye más el refugio que otras variables de simulación, y así se ha aplicado en varios estudios (García de Jalón et al., 1997).

Dentro de las variables tradicionales, velocidad y calado, es necesario mencionar que hay otras formas de considerarlas, según las características ecológicas de las especies acuáticas. La velocidad por ejemplo puede desagregarse en componentes como la velocidad en el contorno y el esfuerzo cortante del flujo, que es más relevante que la velocidad media para ciertas especies bentónicas, o la "velocidad adyacente", la que se encuentra a cierta distancia de la posición del pez y que puede marcar en ciertos salmónidos su selección de una localización u otra a la hora de alimentarse.

6 Conceptos y enfoques de trabajo para el desarrollo de funciones de idoneidad

Las funciones de idoneidad de microhábitat son un elemento fundamental al aplicar la simulación del hábitat físico, para estudios de caudales ecológicos.



De forma genérica, son curvas o funciones matemáticas que intentan describir la idoneidad de una variable del microhábitat (integrable en un modelo hidráulico) para la vida de una especie, en una etapa de desarrollo o con un intervalo de tamaño. Esta respuesta se valora entre 0 (mínimo, valores inaceptables para la vida de la especie a medio-largo plazo) y 1 (el valor de una variable con máxima idoneidad para el organismo). Sobre las variables utilizadas, pueden escogerse según la biología de la especie, aunque deben siempre relacionarse con las condiciones de flujo, y lo más común es emplear velocidad media, profundidad, sustrato y refugio. Debe recordarse que tanto los modelos 1-D como los bi-dimensionales, simulan la velocidad media en la columna de agua, por lo tanto este es uno de los parámetros utilizados generalmente en la estimación de curvas de idoneidad. Como es lógico, si una especie no tiene un comportamiento relacionado con estas variables hidráulicas, no tiene fundamento incluirla en un análisis del régimen de caudales, a no ser que seamos capaces de simular su relación con el caudal.

Si una especie realiza una actividad (alimentación, freza, etc.) directamente relacionada con la velocidad a otra altura de la columna, por ejemplo junto al lecho, pueden aplicarse estudios específicos a escala de un tramo para estimar la velocidad focal a la altura donde actúa el pez; sin embargo, deben seguirse ciertas directrices pues los errores cometidos pueden ser muy apreciables (Martínez-Capel *et al.*, 2004a; Martínez-Capel *et al.*, en prensa). Por lo general se asume que la alimentación diurna es la actividad más crítica de la trucha relacionada con el flujo, por lo que esta actividad es la que se ha estudiado en diversas curvas de idoneidad de microhábitat. Para numerosas especies, las características ecológicas y el modo de alimentación están relacionadas con su selección de microhábitat (Martínez Capel *et al.*, 2009) de modo que las curvas de idoneidad debe realizarse -cuando sea posible- para una cierta actividad (alimentación, descanso/ocultándose, migración, freza, etc.), para la cual sea crucial las condiciones del flujo. En caso de ser especies de actividad nocturna, esta sería el momento de realizar el estudio (Martínez-Capel *et al.*, 2004b).

Actividad: la próxima vez que el alumno se acerque a un río de aguas claras, o bien se bañe en el mar, es interesante que observe si puede localizar algún pez, y si éste permanece un rato realizando la misma actividad, aproximadamente en el mismo sitio. Estaba alimentándose, buscando comida? Se trata de observarlo a cierta distancia, si molestarle, de otro modo la observación no es válida.

Las curvas de idoneidad son conceptualmente como las funciones de transformación de otros métodos de valoración cuantitativa de impacto ambiental, pero específicas para la simulación del hábitat en medio acuático. Como otros índices de valoración de impactos, el HPU (WUA en inglés) depende directamente de las funciones empleadas, y tiene ciertas carencias propias de este tipo de índices, que agregan distintas variables del medio en un único índice.



La información sobre idoneidad del microhábitat puede obtenerse de tres modos diferentes:

1. Selección de curvas publicadas en el país; esto es común en Estados Unidos debido a la gran variedad de estudios disponibles; así pues, la búsqueda de referencias científicas es la primera fuente de información. Para la selección de curvas hay que tener en cuenta las condiciones de los ríos de origen, comparándose con nuestro tramo de estudio (época de muestreo, actividad del organismo -alimentación, freza, etc.-, tallas del pez estudiado, morfología del cauce, tipos de sustrato, pendiente, caudal medio anual, régimen de caudales, elevación, profundidad y velocidad media, etc.).
2. Estudios realizados en la propia cuenca de estudio, es la más correcta y fiable (Bovee *et al.*, 1998), si se aplican las técnicas adecuadas en campo y en la síntesis de curvas.
3. Realizando pruebas de transferibilidad de funciones de la misma especie desarrolladas en otros ríos; esto también exige la toma de datos en campo y una posterior aplicación de un test estadístico para su validación, escogido según el tipo de función que tengamos (curvas univariantes, modelo logístico de presencia/ausencia, etc.). Dichos test suelen dar una probabilidad de que el uso del microhábitat sea selectivo, de acuerdo a las curvas del río de origen, pero un resultado positivo no es totalmente equiparable al desarrollo de curvas *in situ*. En general se recomienda siempre que sea posible realizar estudios en la propia cuenca.

7 Categorías de funciones de idoneidad

Las funciones de idoneidad más usadas son curvas. El uso de unas curvas u otras tendrá gran incidencia en la planificación del trabajo, en la toma de datos y por tanto en los recursos necesarios para su elaboración. Las curvas se agrupan en cuatro categorías:

- **Categoría I** (Bovee, 1986) se basan en la opinión de expertos, llegándose a un consenso final por distintos métodos, por ejemplo la técnica Delphi.
- **Categoría II**, curvas de uso o utilización, obtenidas por medición en los puntos ocupados por los organismos (p.e. peces en actividad de alimentación). El muestreo de campo debe cubrir una proporción igual de los distintos tipos de microhábitats disponibles en el río estudiado (de forma práctica, rápido-somero, rápido-profundo, lento-profundo y lento-somero), aplicando lo que se llama el método de igual esfuerzo (Johnson, 1980). Al aplicar este método se reduce el error debido a los efectos de la disponibilidad del hábitat sobre la selección del hábitat; este error también se reduce considerando varios tramos distintos del mismo río y con tamaños muestrales elevados. En general se considera que con 150-200 datos puede obtenerse una curva (para una especie, talla, actividad) relativamente estable al tamaño muestral, así pues se recomienda subir de 200 datos independientes. Actualmente el método de igual esfuerzo es el más recomendado



para el desarrollo de funciones de idoneidad de microhábitat, y que resulta aplicable en ríos ibéricos. Además de tomar datos donde se localizan los organismos, deben tomarse datos aleatorios donde estos no están, para comprobar estadísticamente que realizan un uso selectivo del microhábitat, de igual modo si son de categoría III (Groshens y Orth, 1993).

- **Categoría III**, desarrolladas a partir de los llamados índices de selección (originarios de estudios de alimentación). Se basan en el concepto de preferencia de Manly *et al.* (1993), que es el uso de un recurso (un tipo de microhábitat concreto) en una proporción superior a aquella en la que éste se encuentra disponible en el medio. Frecuentemente fueron llamadas curvas de preferencia; actualmente este nombre está mal considerado por numerosos especialistas en el tema. Su uso genera distintos problemas, dependiendo del tamaño de intervalo utilizado y del tamaño muestral, que debe ser elevado; por ello su uso se ha desaconsejado, siendo más aceptado el uso de curvas de categoría II por el método de igual esfuerzo (Bovee *et al.*, 1998). Hoy día, una relevante proporción de las curvas disponibles y utilizadas en distintos países pertenecen a este tipo y son válidas.
- **Categoría IV**, engloban las curvas condicionadas (Bovee *et al.*, 1998), modelos de presencia/ausencia obtenidos por regresión no lineal, y otras funciones multivariantes (ver Ahmadi-Nedushan *et al.*, 2006). Las curvas condicionadas son muy útiles para reflejar interacciones biológicas en el medio acuático, por ejemplo entre el uso de la profundidad y el refugio. Para ciertos peces la idoneidad de las zonas someras es baja cuando no hay un refugio de vegetación colgante, o un agua con cierta turbidez; sin embargo, en otras condiciones la selección de zonas someras aumenta.

8 Metodologías para obtención de funciones de idoneidad de microhábitat

A continuación se explican los datos y tareas necesarias para realizar un estudio de idoneidad de microhábitat para una especie de pez, mediante el método más aceptado actualmente, el método de igual esfuerzo y las curvas de categoría II. Dicho método se puede aplicar tanto si los datos se recogen mediante observación directa bajo el agua o mediante otros métodos (redes, pesca eléctrica, biotelemetría, etc.), con distintas ventajas y desventajas que se resumen a continuación.

La pesca eléctrica puede tener un error sistemático al describir los hábitats ocupados, por la separación de los individuos de su posición natural durante la captura, tanto por su atracción como por el susto producido cuando están al borde del campo eléctrico (Gatz *et al.*, 1987; Heggenes *et al.*, 1990). Por otro lado no permite conocer el comportamiento del pez durante su captura, ni por tanto la curva de idoneidad podrá ser específica para una actividad del pez relacionada directamente con el flujo (Heggenes *et al.*, 1990).

La biotelemetría también presentan limitaciones, debido a la escala de trabajo, ya que dentro de la zona donde se localiza el pez (varios metros cuadrados) puede



haber una considerable variabilidad en el microhábitat (Larimore y Garrels, 1985; Lucas y Batley, 1996).

Otra técnica es la observación directa bajo el agua (buceo o snorkelling), que es el de mayor detalle. Esta permite estimar el punto donde está el pez en la columna de agua (punto focal), permite observar los peces en zonas de difícil visibilidad del río (rabiones, zonas con espuma, cornisas sumergidas, vegetación acuática, etc.) y aporta una mayor fidelidad a la hora de conocer el comportamiento del pez (Bovee, 1986). Sus principales inconvenientes son su aplicación exclusiva en ríos de baja o nula turbidez, una cierta probabilidad de subestimar el número de individuos en zonas someras y la necesidad de aplicar un método de trabajo que evite molestar a los peces, desechando los datos en caso contrario. Su utilización en nuestro país se encuentra contrastada en diversos estudios, disponiendo de curvas de preferencia realizadas por la Univ. Politécnica de Madrid en la cuenca del río Tajo, y curvas de idoneidad realizadas por la Univ. Politécnica de Valencia y Tecnomá S.A., en la Demarcación Hidrográfica del Júcar (Martínez-Capel y García de Jalón, 1999; Martínez Capel, 2000; Martínez Capel *et al.*, 2007).



Figura 2. Equipos (marcadores, pizarra acuática, varilla) y buceador durante un trabajo de muestreo de campo mediante buceo con gafas y tubo, o snorkelling.

9 Selección de tramos de muestreo

La selección de los tramos de muestreo y la planificación del trabajo de campo es esencial, y deben ser compatibles con la selección de puntos críticos identificados para la modelación del hábitat. La selección se basará en los siguientes criterios:

- La visibilidad subacuática debe ser mayor de 1 metro.
- Cierta abundancia de la especie objeto de estudio.
- Disponibilidad de microhábitats de distintos tipos que permita aplicar el método de igual esfuerzo, muestreando en un área similar de cada uno de ellos (básicamente somero-rápido, somero-lento, profundo-lento y profundo-rápido).
- La heterogeneidad de las condiciones del tramo y que mantenga unas condiciones adecuadas de conectividad, en cada tramo de muestreo.
- La ausencia de interferencias humanas.



10 Muestreo del uso de microhábitat

Una vez en campo, debe hacerse una medida aproximada de los hábitats a muestrear, comprobando que se dispone de un área similar para los distintos tipos de microhábitats. Tras identificar los tramos, se realiza el muestreo (buceo, pesca eléctrica, etc.) identificando mediante marcadores la localización de los peces. Tras completar la observación, se realiza la medición en los puntos localizados mediante marcadores, recogiendo al menos esta información:

- Profundidad total del punto con precisión de 1 cm, mediante una vara graduada.
- Velocidad media de la columna de agua, mediante correntímetro. La velocidad media se puede calcular así: cuando el calado es menor de 70 cm, se mide a una altura sobre el lecho del 40% del calado; cuando está entre 50-150 cm se hacen dos mediciones al 20 y al 80 % del calado y se calcula su promedio; cuando es mayor de 1.5 m, tres mediciones al 20, 60 y 80 %, utilizando el "método de tres puntos" (se promedian las del 20 y 80%, y el resultado se promedia con la del 60%).
- Velocidad focal del pez. Se mide puntualmente con el mismo correntímetro, a la altura referida antes en la tablilla subacuática.
- Tipos de sustrato presentes en porcentajes (en un área de unos 15 cm de radio alrededor del punto), según la clasificación de la American Geophysical Union, simplificada así: roca madre (roca continua), grandes bloques (>1024 mm), bloques (256-1024 mm), cantos rodados (64-256 mm), grava (8-64 mm), gravilla (2-8 mm), arena (0.62 mm-2 mm), limo (< 0.62 mm) y vegetación.
- Tipos de refugio presentes a 1 m de radio del punto: (0) Sin elementos de refugio disponibles, (1) Algas, (2) Raíces sumergidas y vegetación acuática, (3) Ramillas, ramas o troncos sumergidos (vivos o muertos), (4) Huecos entre los elementos del sustrato (cantos rodados, bloques, grietas en la roca, etc.), (5) Cornisas sumergidas o semi-sumergidas y cuevas, (6) Sombra, (7) turbulencias de flujo, espuma, etc.

11 Bibliografía

- Ahmadi-Nedushan, B., St-Hilaire, A., Bérubé, M., Robichaud, E., Thiémonge, N. y Bobée, B. 2006. A review of statistical methods for the evaluation of aquatic habitat suitability for instream flow assessment. *River Research and Applications*, 22: 503–523.
- Argibay Aranda, D. 2010. Estudio de idoneidad de microhábitats para trucha común (*Salmo trutta fario*) en ríos ibéricos. Trabajo fin de Carrera de la Universidad Politécnica de Valencia. Director F. Martínez-Capel.
- Bovee, K.D. 1986. *Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the Instream Flow Incremental Methodology*. Instream Flow Information Paper nº 21. United States Fish and Wildlife Service. Biol. Rep. 86 (7). 235 pp.
- Bovee, K.D.; B.L. Lamb; J. M. Bartholow; C. B. Stalnaker; J. Taylor y J. Henriksen. 1998. *Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology*. U. S. Geological Survey, Biological Resources Division Information and Technology Report USGS/BRD-1998-0004. VIII. Fort Collins, Colorado. 131 pp.
- García de Jalón, D.; B. Gutiérrez; F. Martínez-capel; M. Morillo; S. Baselga y D. Baeza. 1997. *Realización de la metodología de cálculo de aportaciones ambientales y caudales ecológicos mínimos en la cuenca hidrográfica del río Tajo*. Informe técnico CEDEX. Madrid (España).



- Groshens TP y Orth D.J. 1993. Transferability of habitat suitability criteria for smallmouth bass, *Micropterus dolomieu*. *Rivers* **4(3)**: 194-212.
- Johnson, D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurement for evaluating resource preference. *Ecology* 61(1): 65-71.
- Jowett, I.G. 1989. *River hydraulic and habitat simulation, RHYHABSIM computer manual*. N.Z. Fish. Misc. Rep. No. 49.
- Martínez Capel, F., Bargay Juan, M., Hernández Mascarell, A.B., Alcaraz Hernández, J.D. y Garófano Gómez, V. 2007. *Estimación de las curvas de preferencia de microhábitat para determinadas especies piscícolas representativas como paso intermedio en el establecimiento del régimen de caudales medioambientales en los ríos de la Demarcación Hidrográfica del Júcar*. Informe técnico de la Universidad Politécnica de Valencia para la Confederación Hidrográfica del Júcar.
- Martínez-Capel, F. 2000. Preferencias de microhábitat de *Barbus bocagei*, *Chondrostoma polylepis* y *Leuciscus pyrenaicus* en la cuenca del río Tajo. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid.
- Martínez-Capel, F. y García de Jalón, D. 1999. Desarrollo de curvas de preferencia de microhábitat para *Leuciscus pyrenaicus* y *Barbus bocagei* por buceo en el río Jarama (Cuenca del Tajo). *Limnetica*, 17: 71-83.
- Martínez-Capel, F., García de Jalón, D., Werenitzky, D., Baeza, D. y Rodilla, M. 2009. Microhabitat use by three endemic Iberian cyprinids in Mediterranean rivers (Tagus River Basin, Spain). *Fisheries Management and Ecology* 16, 52-60.
- Martínez-Capel, F., McCullough, C. y Hicks, B.J. 2004b. On a regional model for nocturnal habitat requirements of banded kokopu (*Galaxias fasciatus*) in the North Island, New Zealand. Pp.: 109-116 (vol I), en: García de Jalón, D. y Vizcaíno, P. (ed.): Fifth International Symposium on Ecohydraulics. Aquatic Habitats Analysis & Restoration. AHR Congress Proceedings.