

EVALUACIÓN DEL MÉTODO DEL TRAMO REPRESENTATIVO EN LA CUANTIFICACIÓN DEL HÁBITAT FLUVIAL

F.J. SANZ RONDA¹, A. MARTÍNEZ DE AZAGRA¹ Y E. ARENAL GUTIÉRREZ²

RESUMEN

La cuantificación del hábitat fluvial es la operación más importante dentro de los estudios de caudales ecológicos que se basan en modelos del hábitat físico. Este proceso se realiza dividiendo el área de estudio en segmentos (tramos de río con un régimen de caudales y unas características geomorfológicas homogéneas) que son analizados empleando dos estrategias básicas: el tramo representativo y la elección de mesohábitats. Dentro de cada una existen distintas opciones para seleccionar los lugares de muestreo, su longitud y la forma de extrapolar la cantidad de hábitat.

Dependiendo del procedimiento utilizado y de la intensidad de muestreo, el modelo del hábitat proporciona resultados diferentes, lo que puede conllevar la elección de alternativas de gestión del caudal erróneas.

Este estudio pretende evaluar diferentes técnicas de muestreo dentro del método del tramo representativo, comparando el hábitat real total en un segmento fluvial de 810 m de longitud y 10 m de anchura de *bankfull*, con el hábitat obtenido en cada tipo de muestreo. El hábitat se ha cuantificado utilizando variables físicas (número de Froude, cociente entre la velocidad y la profundidad y sustrato del lecho) y biológicas (volumen potencial útil, entrada neta de energía e índices de uniformidad y diversidad de Shannon-Wiener).

Las diferencias entre las alternativas de muestreo evaluadas radican en la cantidad de tramos representativos que abarcan, su tamaño en secuencias de rápidos y remansos – SRP – y la disposición que tienen en el segmento (consecutiva o aleatoria).

Las técnicas de muestreo cuyos tramos representativos se distribuyen aleatoriamente por el segmento y están formados por una SRP o por dos SRP consecutivas han resultado ser las más precisas. En el tramo analizado, el tamaño de muestreo que mejor conjuga los recursos invertidos en la realización del estudio con una precisión de resultados aceptable varía entre dos y cuatro SRP según la variable considerada.

Palabras clave: *método del tramo representativo, tamaños de muestreo, estrategias de muestreo, caudales ecológicos, modelos del hábitat, PHABSIM*

Universidad de Valladolid, E.T.S. de Ingenierías Agrarias

¹ U.D. de Hidráulica e Hidrología, Avda. de Madrid, 44, 34004 Palencia. C. e.: jsanz@iaf.uva.es

² Dpto. de Estadística e Investigación Operativa, Avda. de Madrid, 57, 34004 Palencia

Recibido: 02/08/2005.

Aceptado: 10/08/2005.

SUMMARY

Quantifying stream habitat is essential in many environmental flow studies based on physical habitat models. That process begins by dividing the study area into segments (river stretches with homogeneous flow regimes and geomorphological features). The segments will be analysed by means of two basic sampling strategies: representative reach and mesohabitat mapping. Within each strategy there are different options available to select the sampling sites and their length as well as to extrapolate the results obtained.

As the habitat model provides different results depending on the strategy used and on the sampling intensity, it may lead to a wrong choice of flow management alternatives.

The present study aims to evaluate different representative reach sampling techniques by comparing the overall habitat of an actual trout river segment, 810 m in length and 10 m in bankfull width, with habitat resulting from each sampling method. The habitat is quantified using both physical (Froude number, velocity divided by depth and substrate) and biological (potential usable volume, net energy intake and Shannon-Wiener diversity and uniformity indexes) variables.

The differences between the evaluated sampling alternatives lie in the number of representative reaches they include, their size, measured in riffle-pool sequences – RPS – and their disposition in the segment (either consecutive or at random).

Those sampling techniques for which the representative reaches are randomly distributed along the segment and formed by one RPS or two consecutive RPS, prove to be the most precise. On the analysed river stretch, the sample size that best combines the resources invested in the study and the accuracy of the required results varies from two to four RPS, depending on the variable that is being used.

Key words: *representative reach approach, sample size, sampling strategies, minimum flow, habitat modelling, PHABSIM*

INTRODUCCIÓN

La gran mayoría de los métodos de fijación de caudales ecológicos se apoyan en modelos de simulación del hábitat físico o modelos del hábitat. Éstos representan la relación existente entre el hábitat, condicionado por determinadas variables físicas, y el caudal circulante. Para conseguirlo se basan en un modelo hidráulico, que analiza el comportamiento de esas variables al cambiar el caudal, y en otro biológico, que estudia cómo influyen las mismas variables en la flora y fauna acuáticas (Figura 1). Los resultados obtenidos permiten comparar diferentes alternativas de gestión del agua y establecer el régimen de caudales que mayor calidad ecológica proporcione.

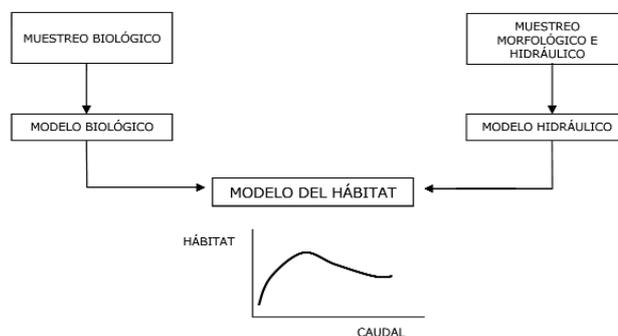


Figura 1 - Estructura general de un modelo de simulación del hábitat (modificado de Parasiewicz & Dunbar, 2001)

Figure 1. General structure of a habitat simulation model (modified from Parasiewicz & Dunbar, 2001).

El modelo biológico se centra en un inventario de las especies presentes y en información sobre la preferencia de éstas ante determinados valores de las variables físicas. Generalmente, se utilizan modelos biológicos ya establecidos y contrastados, porque el muestreo necesario para desarrollar un modelo propio requiere gran cantidad de recursos.

Por su parte, el modelo hidráulico precisa información morfológica e hidráulica medidas directamente en el cauce en estudio. Por lo tanto, el trabajo de campo consiste en un muestreo del espacio físico sobre una longitud de río determinada, que permita simular el comportamiento de la corriente. Los datos hidráulicos obtenidos se convierten en valores de hábitat al combinarlos con el modelo biológico.

sobre las que se va a llevar a cabo el análisis del hábitat (Figura 2).

Un segmento es una porción de río de pocos kilómetros de longitud, geomorfológicamente homogénea y por donde circula un caudal más o menos similar. Puesto que los parámetros que determinan el hábitat físico (sinuosidad, pendiente, sustrato, vegetación, etc.) no son uniformes a lo largo de todo el segmento, se suele fraccionar éste en subsegmentos, que se caracterizan por variaciones locales de la morfología del álveo, originadas por la geología de la ribera y los usos del suelo. En el caso de cauces no alterados por el hombre y con similar origen geológico, la diferenciación entre segmento y subsegmento puede no existir.

Una vez dividido el segmento en subsegmentos, el hábitat de éstos se suele cuantificar siguiendo dos tipos diferentes de estrategias: el método del tramo representativo y el método de los mesohábitats, dependiendo de la unidad de muestreo que se considere (BOVEE, 1997).

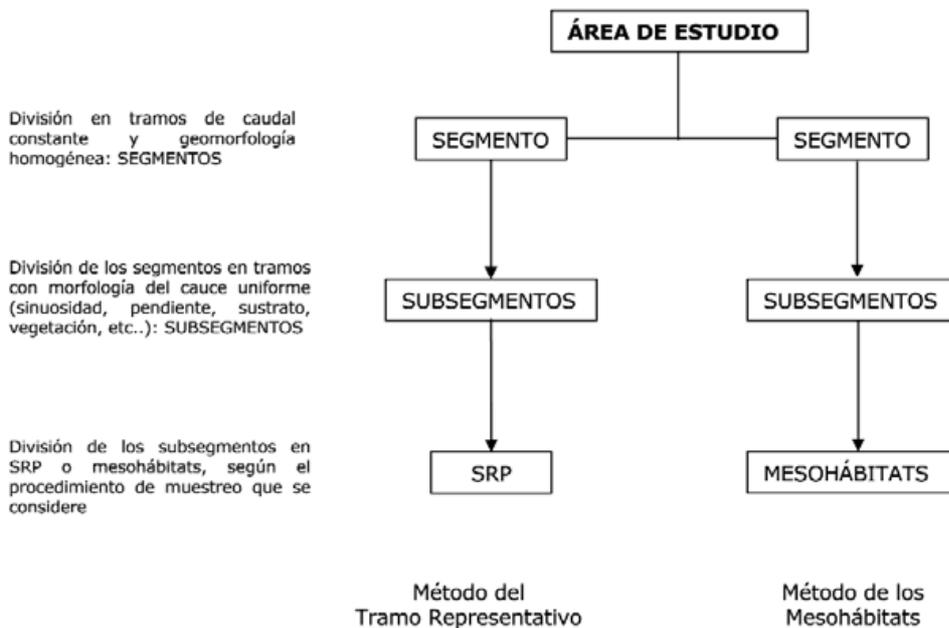


Figura 2 - División del área de estudio para planificar el análisis del hábitat en los estudios de caudales de mantenimiento

Figure 2. Division of the study area for the habitat analysis planning in environmental flow studies.

El primer paso a dar cuando se pretende llevar a cabo un estudio de caudales ambientales consiste en delimitar el área de trabajo y posteriormente dividirla en unidades menores - segmentos, subsegmentos, secuencias de rápidos y remansos (SRP) y mesohábitats (MH) -

mismas proporciones que en la totalidad del subsegmento. Este planteamiento se justifica en los principios básicos de la geomorfología fluvial, donde se indica que la separación entre dos rápidos consecutivos en ríos aluviales tiende a repetirse a distancias de entre 5 y 7

veces la anchura del *bankfull* (LEOPOLD *et al.*, 1964). Consecuentemente, la longitud mínima del tramo representativo se corresponde con esta magnitud, asegurando así la inclusión de cada uno de los hábitats principales. Sin embargo, la hipótesis de partida no siempre se cumple. Esto significa que el tramo representativo puede no contener todos los hábitats presentes en el subsegmento o que no se encuentren en la misma proporción.

Desde un punto de vista teórico, el método de los mesohábitats resuelve el problema antes mencionado. Los mesohábitats son unidades de estratificación que agrupan los hábitats existentes en clases predefinidas (rápidos de alta y baja pendiente, remansos someros, medianos, profundos, etc.). Su longitud es mayor que la anchura media de *bankfull* (AMB) y tienen un comportamiento hidráulico semejante ante las fluctuaciones de caudal. El método consiste en clasificar e inventariar los distintos tipos de hábitats de un subsegmento y posteriormente, seleccionar varios de ellos – al menos uno de cada clase – para su análisis. Este procedimiento también está sujeto a inconvenientes, como la dificultad en la definición de los mesohábitats y las diferentes interpretaciones que de ellos pueden hacer las personas que trabajen en los inventarios.

En ambos métodos de muestreo, los resultados obtenidos son extrapolados para la totalidad del subsegmento y de ahí al segmento. Esto puede hacerse directamente en el caso del tramo representativo, o realizando una ponderación según la proporción de los diferentes tipos de hábitats, en el método de los mesohábitats.

En cualquier caso, establecer un tamaño muestral (número de tramos representativos y su longitud – en SRP – o número de mesohábitats) que refleje correctamente el hábitat físico para el conjunto del subsegmento resulta complicado. Nuestra experiencia en España, que probablemente sea extensible a muchos otros países, nos indica que el tamaño muestral y el procedimiento de muestreo que se utilizan en los modelos del hábitat vienen condicionados por los recursos económicos destinados al

estudio, en vez de por la precisión y calidad de los resultados deseados. Esto provoca interpretaciones sesgadas de la relación entre el hábitat y el caudal, lo que conlleva a una elección de alternativas de gestión del agua poco apropiadas desde un punto de vista ecológico y/o económico. Para tratar de paliar esta carencia, el tema principal del presente trabajo versa sobre la capacidad que tienen diferentes técnicas de muestreo en cuantificar el hábitat fluvial de un segmento de río.

En este artículo nos centramos exclusivamente en el método del tramo representativo, ya que los modelos actuales de simulación hidráulica (2D y 3D) en los que se basan los modelos del hábitat, son más eficientes cuando se aplican sobre una longitud de río comprendida entre SRP (secciones de control hidráulico). Estos modelos proporcionan predicciones más ajustadas de los parámetros físicos que condicionan el hábitat que los tradicionales de 1D (LECLERC *et al.*, 1995; ALFREDSEN *et al.*, 1997; etc.) que sí pueden aplicarse directamente sobre los mesohábitats.

En el caso que nos atañe (tramos representativos) encontramos pocos estudios que traten la influencia del tamaño muestral en la cuantificación del hábitat (LYONS, 1992; SIMONSON *et al.*, 1994) y los únicos criterios existentes son recomendaciones cimentadas sobre principios geomorfológicos globales (BOVEE, 1997). Este autor, centrándose en aplicaciones prácticas de modelos de hábitat, recomienda la selección de dos tramos representativos cuya longitud sea de 10 a 15 veces la AMB (2 SRP), dependiendo de la complejidad del río.

LYONS (1992) realizando estudios de diversidad de especies en medios acuáticos, establece que la riqueza piscícola alcanza valores cercanos al máximo en tramos de muestreo que rondan tres secuencias completas de rápidos y remansos o dos meandros consecutivos. Debido a que la abundancia de especies está directamente relacionada con la variabilidad de hábitats, estos valores pueden considerarse como otro criterio adicional a la hora de precisar la longitud del tramo representativo. A su



Figura 3 - Mapa de situación del área de estudio

Figure 3 - Study area situation map.

vez, SIMONSON *et al.* (1994) indican que el estudio de longitudes de río de 35 veces la anchura que tiene el cauce con caudales medios permiten cuantificar las principales variables del hábitat dentro de un segmento fluvial.

MATERIAL Y MÉTODOS

ZONA DE ESTUDIO

Para poder evaluar las técnicas de muestreo dentro del método del tramo representativo, se ha llevado a cabo un análisis minucioso del hábitat físico sobre la totalidad de un segmento. En él se ha realizado un levantamiento topográfico muy exhaustivo y se han medido velocidades y cotas de la lámina de agua para seis caudales diferentes. Esta información permite conocer la realidad del tramo fluvial de forma pormenorizada y precisa.

El tramo analizado pertenece al río Rivera, cauce de tercer orden y afluente del Pisuerga

por su margen izquierda y éste a su vez tributario del río Duero. Su nacimiento se sitúa en la vertiente sur de la Cordillera Cantábrica, en la provincia de Palencia (España), donde recorre 12 km antes de su desembocadura (Figura 3). El río se encuentra regulado en la cabecera por una pequeña captación de agua para abastecimiento humano, y también en el tramo medio, por el embalse de Ruesga, construido con fines agrícolas en 1923.

La única estación de aforos existente está ubicada aguas abajo de la presa, abarca un área de drenaje de 53,4 km² y el caudal medio anual allí medido es de 2,69 m³/s. Los flujos máximos naturales se producen en pleno invierno, durante los meses de diciembre y enero. A finales del verano, el río sufre un fuerte estiaje con unos caudales mínimos que se producen normalmente en septiembre.

Se trata de un río caracterizado por tener aguas rápidas, frías y bien oxigenadas, con un lecho compuesto por materiales gruesos (cantos y bloques). Éste es el hábitat idóneo para la trucha (*Salmo trutta*) que es la especie principal

del tramo y que convive únicamente con el gobio (*Gobio gobio*) como especie piscícola asociada.

La zona estudiada es un segmento fluvial con características aluviales, ligeramente sinuoso, situado entre la desembocadura de dos arroyos. Este tramo se encuentra por encima del embalse, a 1.100 m.s.n.m. y se corresponde a las categorías B3-C3 de la clasificación de Rosgen. Su longitud es de 810 m, tiene una anchura media del cauce próxima a 7 m, 10 m de anchura de *bankfull* y una pendiente del 7 ‰.

NIVELES DE CLASIFICACIÓN DEL SEGMENTO

Como paso previo al estudio del hábitat físico en el segmento, hay que dividirlo en unidades menores: subsegmentos y éstos posteriormente en SRP (para aplicar el método del tramo representativo). En este caso concreto, no ha sido necesario dividir el segmento en subsegmentos, puesto que sus características geomorfológicas son homogéneas en toda la longitud, no existiendo peculiaridades locales que así lo aconsejen.

Por lo tanto, el segmento se ha dividido directamente en SRP, que son las unidades muestrales básicas en el método de muestreo del tramo representativo. La delimitación de las SRP se basa en criterios geomorfológicos e hidráulicos y sus límites se sitúan en secciones de control hidráulico. Sin embargo, dependiendo del caudal circulante por el río, la separación entre rápidos y remansos puede variar. Con caudales bajos, existe un número elevado de secciones de control, que va disminuyendo según aumenta el flujo. Así, con aguas altas, algunos pequeños remansos situados en zonas de gran pendiente, quedan anegados y se comportan hidráulicamente de forma más cercana a los rápidos que a los remansos. Por este motivo se han empleado tres niveles de clasificación diferentes (T1-caudales altos, T2-caudales medios y T3-caudales bajos), que determinan el tamaño de la unidad muestral (Tabla I).

T1	Longitud T1	T2	Longitud T2	T3	Longitud T3
1	75,3	1	75,3	1	75,3
2	214,4	2	76,8	2	76,8
		3	76,2	3	20,3
		4	61,4	4	55,9
				5	35,1
6	26,3	6	26,3		
3	78	5	78	7	78
4	82,7	6	82,7	8	51,7
				9	31
5	60	7	60	10	60
6	57,8	8	57,8	11	57,8
7	130	9	130	12	130
8	103,3	10	103,3	13	103,3

Tabla 1. Nomenclatura y longitud (m) de las secuencias de rápidos y remansos consideradas en el estudio

Table 1. Nomenclature and length (m) of the riffle-pool sequences considered in the survey.

Técnica	Tamaño de la unidad muestral (SRP)	Tamaño muestral		Número de muestras		
		TR	SRP	T1	T2	T3
1	1	1 c/a	1	8	10	13
2	1	2 c	2	7	9	12
3	1	3 c	3	6	8	11
4	1	4 c	4	5	7	10
5	1	5 c	5	4	6	9
6	1	6 c	6	3	5	8
7	1	2 a	2	28	45	78
8	1	3 a	3	56	120	286
9	1	4 a	4	70	210	715
10	1	5 a	5	56	252	1287
11	1	6 a	6	28	210	1716
12	2	2 a	4	15	28	55
13	2	3 a	6	10	35	120
14	3	2 a	6	6	15	36
15	1	3 a/e	3	-	-	56

Tabla 2. Técnica de muestreo empleada, tamaño de la unidad muestral o tramo representativo - TR - (en SRP), tamaño muestral (en TR y SRP) y el número de posibles muestras para cada nivel de estratificación. c: consecutivo, a: aleatorio y e: estratificado

Table 2. Sampling technique, sample unit size or representative reach - TR - (in riffle-pool sequences SRP), sample size (in TR and SRP) and the number of possible samples for each stratification level. c: consecutive, a: random and e: stratified.

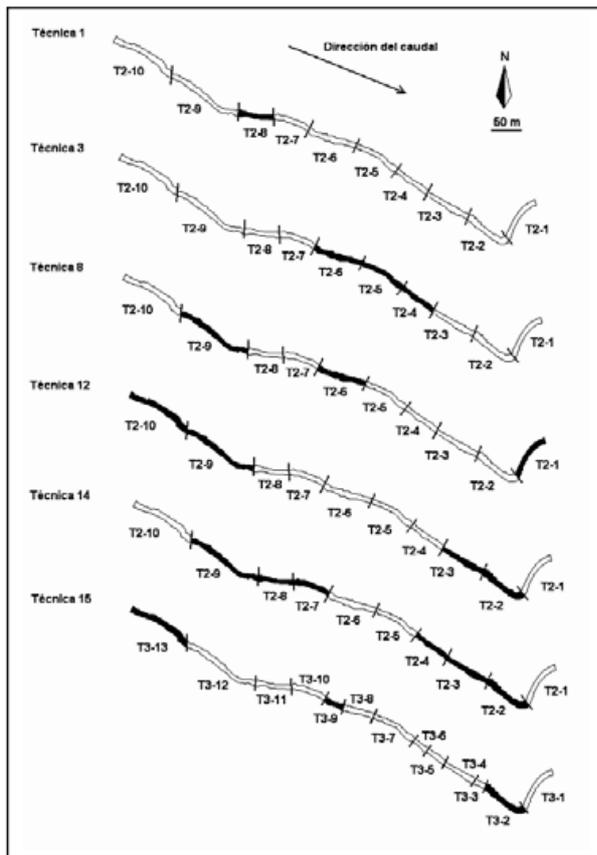


Figura 4 - Ejemplo de aplicación de varias técnicas de muestreo dentro del nivel de clasificación T2 y T3 (técnica 15)

Figure 4 - Example of the application of different sampling techniques within the T2 and T3 (technique 15) classification levels.

Así, las secuencias en T1 están comprendidas entre 5-22 AMB, en T2 rondan los 5-13 AMB y en T3 se engloban dentro de 2-13 AMB.

TÉCNICAS EVALUADAS

Dentro del método del tramo representativo hemos evaluado quince técnicas de muestreo distintas (Tabla 2 y Figura 4) que contemplan la práctica totalidad de las opciones posibles. Las principales diferencias entre ellas son la cantidad de tramos representativos (TR) o unidades muestrales que abarcan (1, 2 ó 3), el tamaño de éstas (de 1 a 6 SRP) y la disposición que tienen en el segmento (consecutiva o aleatoria). En el nivel de clasificación T3, se efectúa

un último muestreo (15), que estratifica en tamaños las SRP (pequeñas, medianas y grandes) y se muestrea una de cada.

Dentro de cada una de las técnicas, excepto de la última, también se tienen en cuenta los tres niveles de clasificación propuestos (T1, T2 y T3), lo que supone 43 variantes de muestreo diferentes.

Cuando la magnitud del **tramo representativo equivale a una secuencia** (unidad de muestreo = 1 SRP), se emplea en el muestreo del segmento un tamaño muestral (n) de 1, 2, 3, 4, 5 ó 6 TR, elegidos de manera consecutiva o aleatoria. Así, las técnicas de análisis se corresponden a un muestreo con elección aleatoria del comienzo del tramo representativo – si se estudian varios tramos consecutivos – y a un muestreo aleatorio simple sin reemplazamiento – cuando los tramos no tengan por qué ser consecutivos –. Evidentemente, cuando n = 1, los dos análisis coinciden y por lo tanto, tenemos 11 muestreos diferentes:

1. Muestreo de 1 TR (elección aleatoria del inicio o aleatorio simple)
- 2 a 6. Muestreo de 2, 3, 4, 5 y 6 TR consecutivos (elección aleatoria del inicio)
- 7 a 11. Muestreo de 2, 3, 4, 5 y 6 TR (aleatorio simple)

Los muestreos 3 y 4 se aproximan a los criterios de LYONS (1992) y SIMONSON *et al.* (1994), respectivamente.

A su vez, al considerar que el **tramo representativo equivale a dos secuencias de rápidos y remansos consecutivos** (unidad de muestreo = 2 SRP consecutivas), cada unidad muestral se compone de 2 unidades muestrales consecutivas de las utilizadas anteriormente. En este caso, la longitud empleada para muestrear el segmento es de 1, 2 y 3 TR. Como el muestreo de un único tramo representativo (de 2 SRP consecutivas) coincide con el muestreo 2, solamente se incluyen dos nuevos métodos de muestreo:

12 y 13. Muestreo de 2 y 3 TR (aleatorio simple de SRP dobles)

El muestreo 12 se identifica con la propuesta de tamaño muestral hecha por BOVEE (1997).

Finalmente, cuando el **tramo representativo se compone de tres secuencias de rápidos y remansos consecutivos** (unidad de muestreo = 3 SRP consecutivas), introducimos un último análisis de tamaño muestral de 1 y 2 tramos. Igual que en la situación anterior, el muestreo de un único tramo representativo (de tres SRP) es el mismo que el muestreo 3, por lo que únicamente existe un caso nuevo:

14. Muestreo de 2 TR (aleatorio simple de SRP triple)

Para concluir, el último muestreo sólo puede realizarse para el nivel de clasificación T3 y cuando el **tramo representativo está formado por una secuencia de rápidos y remansos** (unidad de muestreo = 1 SRP). Dentro de este nivel, hemos dividido las secuencias en función de su longitud en pequeñas (P), medianas (M) y grandes (G). Al primer grupo pertenecen los tramos de longitud inferior a 40 m (4 AMB); al segundo, los comprendidos entre 40 y 80 m (4-8 AMB) y al tercer grupo, las secuencias mayores de 80 m (8 AMB). El único tamaño muestral considerado ha sido el de tres tramos representativos:

15. Muestreo de 3 TR (estratificados por el tamaño del tramo), escogiendo uno de cada tamaño (P, M y G).

Con el fin de aclarar las distintas variantes de muestreo se ofrece la figura 4, donde pueden visualizarse los muestreos 1, 3, 8, 12, 14 y 15, para el segundo nivel de clasificación T2.

VARIABLES DE COMPARACIÓN

La manera de evaluar las 15 técnicas de muestreo descritas está basada en la comparación de sus resultados con los reales: es decir, en la comparación de determinadas variables del

hábitat estimadas en cada muestreo con los valores del segmento fluvial completo. Para ello se han estudiado un total de ocho variables relacionadas con el hábitat fluvial, divididas en dos grupos: variables físicas y biológicas.

Las variables físicas que mayor importancia tienen en la distribución de la fauna piscícola son, en orden de importancia, la velocidad, la profundidad, el sustrato y la cobertura (BOVEE, 1982; VONDRACEK & LONGA-NECKER, 1993). Otros investigadores anteponen la profundidad a la velocidad (BAIN, 1995) y la cobertura al sustrato (LEONARD & ORTH, 1988), aunque el orden de importancia depende del tamaño del río y de las especies y estadios de vida considerados. En cualquier caso, siempre son las combinaciones entre la velocidad y la profundidad, como su cociente y el número de Froude, quienes mejor nos permiten interpretar el ecosistema acuático desde un punto de vista global, ya que relacionan conjuntamente ambos parámetros (MOIR *et al.*, 1996; VADAS & ORTH 1998, etc.).

En este trabajo, las variables físicas estudiadas en el análisis de la calidad de los diferentes métodos de muestreo son las siguientes:

- número de Froude $Fr = v/(p \cdot g)^{0.5}$ (g: aceleración de la gravedad)) [adimensional]
- cociente entre velocidad (v) y profundidad (p) v/p [s^{-1}]
- sustrato (k_s : rugosidad absoluta) [m]

No se han considerado en la evaluación ni la velocidad ni la profundidad por separado, ni tampoco la cobertura. La razón que aducimos es que la velocidad y la profundidad son variables interdependientes, cuya interacción conjunta condiciona el hábitat. Además, su análisis individual puede conducir a errores de interpretación (SANZ RONDA *et al.*, 2003). Por ejemplo, dos medios con similar distribución de velocidades pueden corresponder a

hábitats completamente distintos, al tener una distribución de profundidades muy diferente, y viceversa. No obstante, la información trascendental del hábitat que ofrecen ambos parámetros se tiene en cuenta a través de su cociente y del número de Froude.

En el caso de la cobertura, se ha desechado debido a los inconvenientes que presenta su valoración, al ser subjetiva, compleja y muy dependiente de condiciones externas al medio fluvial (usos de suelo en la ribera).

El sustrato es el último parámetro físico de comparación que se considera, aunque esté relacionado con la velocidad. No obstante, también existen particularidades locales adicionales que condicionan su distribución. Este parámetro se ha cuantificado indirectamente a través de la rugosidad absoluta (k_s).

Combinando las variables físicas anteriores con información biológica sobre las preferencias de los organismos acuáticos, se desarrollan una serie de variables biológicas del hábitat. Estos parámetros son utilizados por los modelos de simulación del hábitat para evaluar distintas opciones de gestión del caudal. Por este motivo, también consideramos la sensibilidad de cada método de muestreo en la valoración de tales variables. Así, hemos estudiado el siguiente grupo de variables biológicas para estimar la cantidad y calidad del hábitat:

- Volumen Potencialmente Útil para los adultos de trucha - *Salmo trutta* - (VPUad) [$m^3 - 100 m^*$]
- Volumen Potencialmente Útil para los juveniles de trucha - *Salmo trutta* - (VPUjuv) [$m^3 - 100 m^*$]
- Balance energético - Entrada Neta de Energía (ENE) [$J/h \cdot m^3 - 100 m^*$]
- Índice de diversidad de Shannon-Wiener (ID) [adimensional]

- Índice de uniformidad de Shannon-Wiener (IU) [adimensional]

Las dos primeras variables - VPUad y VPUjuv - son parámetros de valoración del hábitat derivados del modelo PHABSIM y sus análogos. El VPU cuantifica el volumen de hábitat que puede ser utilizado por una especie y estadio de vida concretos. La gran mayoría de los modelos de hábitats trabajan con descriptores del medio fluvial similares a éste.

En la actualidad, el mejor conocimiento de los ecosistemas acuáticos y los avances en la simulación hidráulica permiten evaluar otra serie de indicadores del hábitat. Entre ellos nos encontramos con modelos que estiman el balance de energía (variable 3) y otros que evalúan la diversidad del medio (variables 4 y 5). Los primeros se basan en criterios bioenergéticos que determinan la idoneidad de un caudal a partir de los alimentos que transporta y del gasto energético que supone conseguirlos por peces que se alimentan de la deriva fluvial. En nuestro trabajo hemos aplicado una variante del modelo bioenergético desarrollado por HILL & GROSSMAN (1993).

		VELOCIDAD (m/s)	PROFUNDIDAD (m)
RÁPIDOS	R1	$\geq 0,60$	$< 0,40$
	R2	$0,45 \leq v < 0,60$	$< 0,40$
TABLAS	T1	$\geq 0,45$	$\geq 0,40$
	T2	$0,30 \leq v < 0,45$	-
REMANSOS	P1	$< 0,30$	$< 0,40$
	P2	$< 0,30$	$0,40 \leq p < 0,80$
	P3	$< 0,30$	$\geq 0,80$

Tabla 3. Clase y nomenclatura de los hábitats continuos considerados en el estudio según las variables hidráulicas más representativas: velocidad y profundidad

Table 3. Type and nomenclature of the continuous habitats considered in the study according to the most representative hydraulic variables: velocity and depth.

Por su parte, los índices de diversidad se basan en un principio ecológico fundamental que relaciona la diversidad de hábitats de un ecosistema con la cantidad de especies

(* Unidad - 100 m: unidad por cada 100 m de longitud de río)

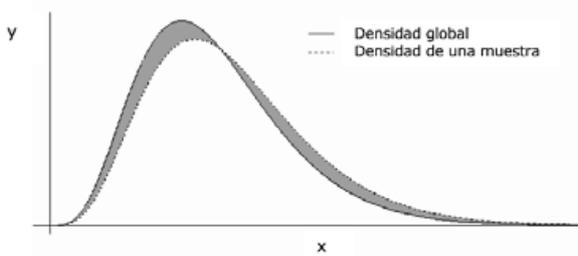


Figura 5 - Densidad global de una variable cualquiera frente a la densidad estimada de una muestra. El área ponderada multiplicada por $f(x)$ se corresponde con el EAMP

Figure 5 - Overall density of any variable compared with the estimated density based on a sample. The shaded area multiplied by $f(x)$ corresponds to the WMAE.

que contiene. De esta forma, se valora la calidad de un tramo de río por el mosaico de hábitats presentes (Tabla 3). Una manera sencilla de cuantificar los cambios en la diversidad de hábitats respecto al caudal circulante consiste en aplicar índices de heterogeneidad espacial, como los índices de diversidad y uniformidad de Shannon-Wiener.

MÉTODO DE EVALUACIÓN

La evaluación de la calidad de cada técnica de muestreo en predecir el hábitat de la totalidad del segmento se realiza aplicando varios indicadores del error. En el caso de las variables físicas se confronta la distribución de frecuencias obtenida en el muestreo con la distribución de frecuencias global, a través del Error Absoluto Medio Ponderado – EAMP – (Figura 5). Esta comparación se lleva a cabo para cuatro caudales diferentes (0,23; 0,84; 1,48 y 3,02 m³/s). La distribución de frecuencias se estima de forma no paramétrica mediante el método del núcleo.

El número de Froude y v/p tienen una distribución mixta, continua para valores positivos y discreta cuando toma valores iguales a cero. En cambio, la rugosidad del lecho es una variable continua que toma siempre valores estrictamente positivos. Este comportamiento

de las variables ha de tenerse en cuenta a la hora de calcular el EAMP. Así:

$$EAMP_{var.continua} = \int_{\mathfrak{R}^+} |f(x) - g(x)| f(x) dx$$

$$MP_{var.mixta} = p|p - \hat{p}| + (1-p) \int_{\mathfrak{R}^+} |(1-p)f(x) - (1-\hat{p})g(x)| f(x) dx$$

siendo $f(x)$ la densidad global, $g(x)$ la densidad de la muestra, p es la proporción real del volumen de puntos donde la variable es cero y \hat{p} es la proporción de la estimación de ese parámetro.

Para las variables biológicas los indicadores del error son más numerosos. En primer lugar se determina la curva global que relaciona estas variables con el caudal y posteriormente, se evalúa la capacidad de la técnica de muestreo para predecir el caudal de hábitat máximo (Q_{opt}) y el caudal menor que nos ofrezca un porcentaje – 90 % y 80 % – de ese máximo ($Q_{90\%}$ y $Q_{80\%}$) (Figura 6). Esto se consigue utilizando los siguientes indicadores:

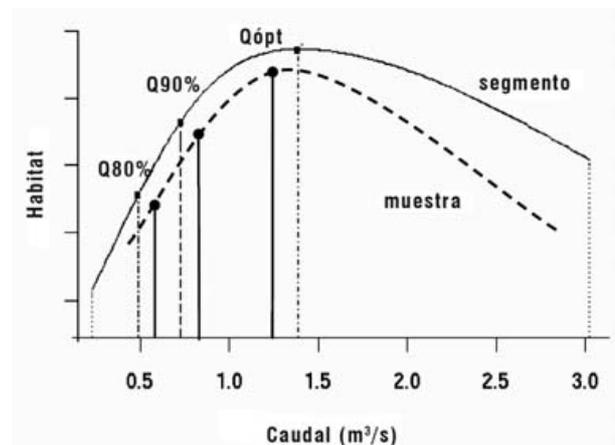


Figura 6 - Comparación de caudales (Q_{opt} , $Q_{90\%}$ y $Q_{80\%}$) estimados para una muestra y los proporcionados por el segmento fluvial al completo

Figure 6 - Comparison between discharges (Q_{opt} , $Q_{90\%}$ and $Q_{80\%}$) estimated for a sample and those provided by the whole river segment.

$$Q_{opt-tec} - Q_{opt-g}$$

$$Q_{90\%-tec} - Q_{90\%-g}$$

$$Q_{80\%-tec} - Q_{80\%-g}$$

siendo Q_i -tec los caudales pertenecientes a cada técnica de muestreo y Q_i -g los valores globales determinados con todos los datos de segmento.

Además, también analizamos la similitud entre la curva hábitat-caudal global y la correspondiente a cada una de las muestras, de manera muy similar a las variables físicas (Error Absoluto Medio: EAM) (Figura 7).

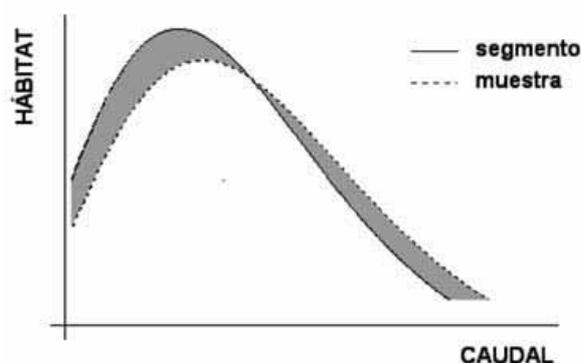


Figura 7 - Curva hábitat-caudal global - para la totalidad del segmento - frente a la curva estimada para una muestra a partir de una técnica de muestreo. El EAM se corresponde con el área sombreada.

Figure 7 - Habitat-discharge global curve - for the whole segment - compared with the estimated curve of a sample based on a sampling technique. The MAE corresponds with the shaded area.

$$EAM = \int_{\mathbb{R}^+} |f(x) - g(x)| dx$$

En todos los casos (variables físicas y biológicas), una vez obtenida la medida de error para cada muestra, se calculan determinados estadísticos (media, mediana, varianza) sobre todas las posibles dentro de las distintas técnicas de muestreo. Lógicamente, la técnica de muestreo más interesante será aquella en la que estas medidas resulten menores. Los muestreos con menor error medio serán preferibles a aquéllos de mayor error. Una menor varianza indica una menor variabilidad del error debida a la muestra.

Tanto la simulación de los muestreos como el ajuste de los datos a estimaciones no paramétricas y la comparación entre los resultados provenientes del muestreo con los del segmento fluvial, se han realizado con la versión 1.7.1. del programa de libre uso R (IHAKA & GENTLEMAN, 1996). En concreto, la estimación de las densidades se ha llevado a cabo con la librería "sm" asociada a BOWMAN & AZZALINI (2003). Este software está disponible en la página web: www.r-project.org.

OBTENCIÓN DE LOS DATOS

Los valores de las variables físicas y biológicas han sido proporcionados por el programa River 2D (STEFFLER & BLACKBURN, 2001). Se trata de un modelo hidrodinámico bidimensional promediado por la profundidad, acompañado de un modelo del hábitat piscícola, similar al que utiliza el programa PHABSIM. La resolución de los algoritmos hidráulicos que lo componen utiliza el método de los elementos finitos sobre una malla triangular no-estructurada. Su distribución es gratuita en la siguiente dirección de internet: <http://bertram.civil.ualberta.ca/>

Este programa proporciona un valor para determinadas variables físicas en todos los nodos de la malla. Cada nodo representa un volumen de agua y una superficie de cauce concretas. Una vez depurados los datos, se han ponderado las variables por el volumen asociado a los nodos, excepto la rugosidad, que al estar distribuida sobre el lecho se pondera por la superficie.

La información requerida por el modelo de simulación hidráulica de River 2D se centra en datos sobre:

- topografía del cauce
- rugosidad del lecho
- cota de lámina de agua (CLA) al principio y al final del tramo en estudio

- caudal circulante en el momento de la medición de la CLA

Como ya se ha adelantado, en nuestro trabajo hemos efectuado un detallado levantamiento topográfico, combinando técnicas batimétricas convencionales (muestreo de secciones transversales y líneas de rotura) con la medición de puntos de complemento. En total se han medido 6.631 puntos geométricos desde 19 estaciones diferentes, de los cuales unos 4.000 corresponden a las 361 secciones estudiadas. La densidad media del muestreo ha sido de 75 puntos/100 m². A cada medición se le ha asignado un valor de rugosidad, extraído de un muestreo granulométrico efectuado en campo y complementado con fuentes bibliográficas.

Además, también se ha recogido información sobre 24 CLA correspondientes a seis caudales diferentes (0,23; 0,32; 0,73; 0,84; 1,48 y 3,02 m³/s) y 147 muestras aleatorias de velocidad, con la finalidad de calibrar y validar el modelo hidráulico.

El levantamiento topográfico se ha efectuado en abril de 2002, después de la temporada de

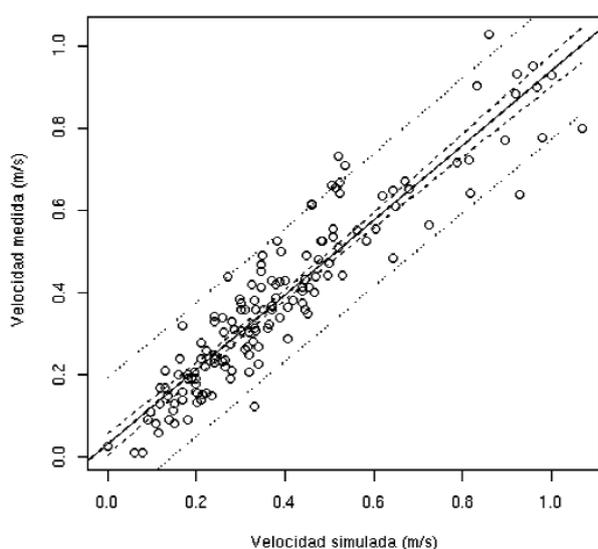


Figura 8 - Relación entre la velocidad medida y la simulada en el segmento. Límites de confianza del 95 % (interior) y límites de la predicción (exterior). $r^2 = 86,28\%$

Figure 8 - Relationship between the measured and the simulated velocity in the river segment. Confidence limits of 95 % (internal) and prediction limits (external). $r^2 = 86,28\%$.

crecidas. La toma de muestras de CLA, caudales y velocidades puntuales se llevado a cabo entre mayo y octubre del mismo año, antes de la época de crecidas, para evitar modificaciones morfológicas en el álveo.

La validación efectuada entre las predicciones del modelo hidráulico y las mediciones reali-

Variable	Error cuadrático medio
CLA	0,000514
Velocidad	0,006970

Tabla 4. Errores cuadráticos medios (ECM) entre las variables medidas en campo y las procedentes del modelo. El ECM se ha determinado con los datos de la cota de lámina de agua (CLA) en m y de la velocidad en m/s

Table 4. Mean squared errors (ECM) of the variables measured in the river and those obtained from the model. The MSE was determined using the water surface level (CLA) data in m and the velocity in m/s.

zadas en campo para la velocidad y la cota de la lámina de agua han demostrado que River 2D es capaz de simular el movimiento del flujo en nuestro tramo de manera muy precisa (Figura 8 y Tabla IV).

RESULTADOS

TÉCNICAS DE MUESTREO

De las 15 técnicas estudiadas, con tres niveles de clasificación y cuatro caudales de simulación, observamos que los muestreos estrictamente aleatorios (1, 7 a 11) son los que presentan un menor error en media a igual tamaño muestral (Figuras 9 y 10). Por el contrario, los muestreos consecutivos (1, 2 a 6) ofrecen los peores resultados. Esta circunstancia se aprecia con mayor claridad en las variables físicas que en las biológicas. También resulta más evidente con caudales bajos que altos. Adicionalmente, se observa el mismo comportamiento cuanto mayor es el nivel de clasificac-

ción del medio – T3 –. El parecido entre SRP en la distribución de las variables físicas y biológicas aumenta con la similitud dimensional y según se incrementa el flujo.

La interpretación que hacemos del mejor comportamiento de estos métodos se debe a que en nuestro segmento/subsegmento, y en la gran mayoría de los cauces fluviales, las secuencias de dimensiones parecidas (las teóricamente más similares entre sí) no se encuentran alternativamente distribuidas a lo largo del segmento, sino que están más o menos agrupadas, debido a características geomorfológicas locales. Como las SRP tienen distintos tamaños y por lo tanto, distinta importancia en la estimación global de cada variable, si realizamos un muestreo consecutivo, es muy probable que únicamente estudiemos secuencias semejantes. Por el contrario, al

efectuar un muestreo aleatorio, captaremos mejor las características de la zona estudiada.

La misma tendencia manifiestan las técnicas que consideran el tramo representativo como dos SRP (2, 12 y 13) o tres SRP (3 y 14) consecutivas. En general, salvo coincidencias, proporcionan resultados intermedios entre los consecutivos y los aleatorios. Igualmente, hay que destacar que el método 13 es de calidad superior al 14, siendo ambos de igual tamaño muestral, ya que el primero distribuye mejor la zona de muestreo a lo largo del segmento.

Por su parte, el muestreo estratificado de tres SRP (15) posee un comportamiento muy variable según las condiciones del medio y el parámetro estudiado. Comúnmente, para las variables físicas refleja de manera más fiel las particularidades del segmento que otros méto-

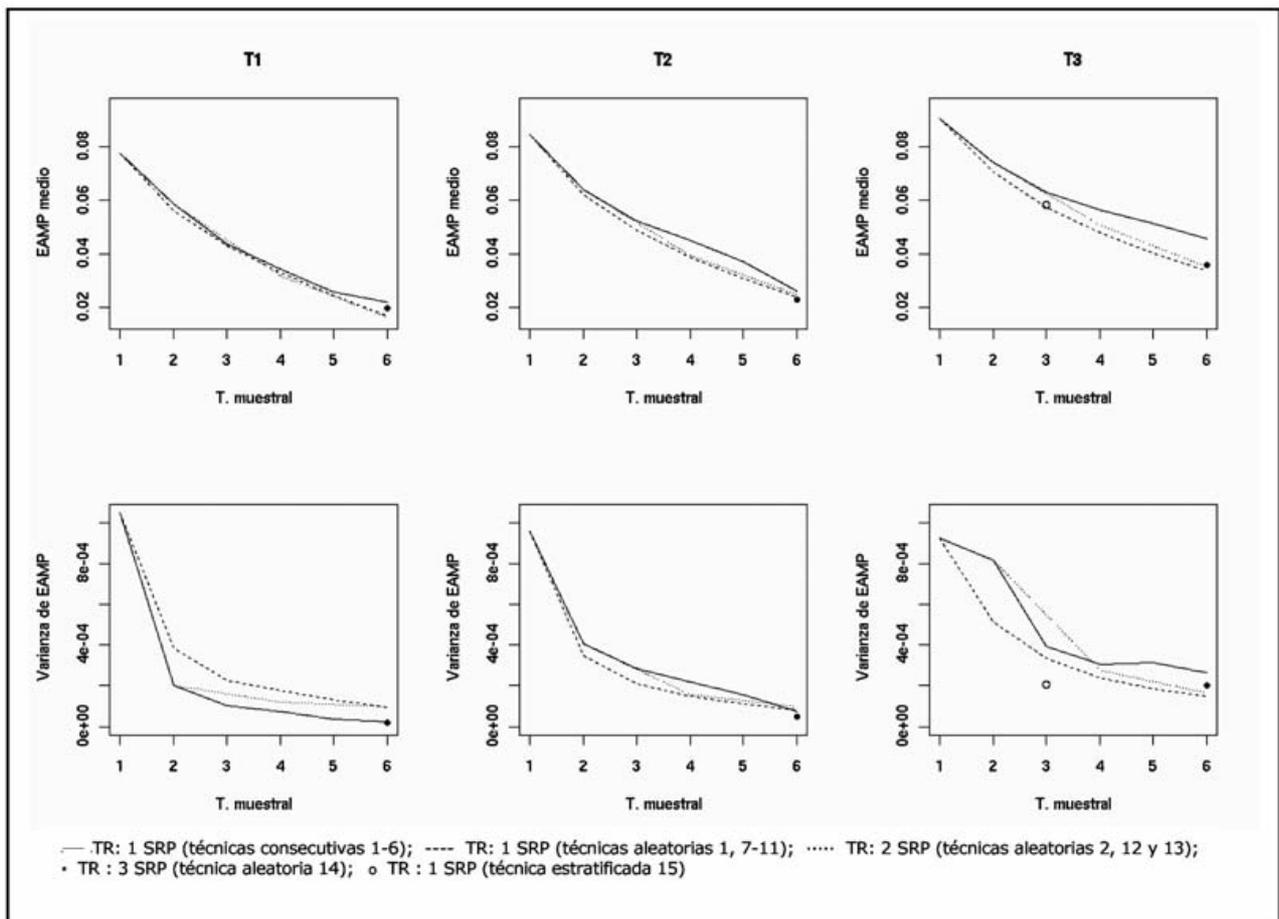


Figura 9 - Media y varianza de los Errores Absolutos Medios Ponderados (EAMP) en cada técnica de muestreo y nivel de estratificación (T1, T2 y T3), para un caudal de 1,48 m³/s, de la variable Fr, según el tamaño muestral (en SRP)

Figure 9 - Average and variance of the Weighted Mean Absolute Errors (WMAE) for each sampling technique and stratification level (T1, T2, T3), for a discharge of 1.48 m³/s, of the variable Fr, according to the sample size (in RPS).

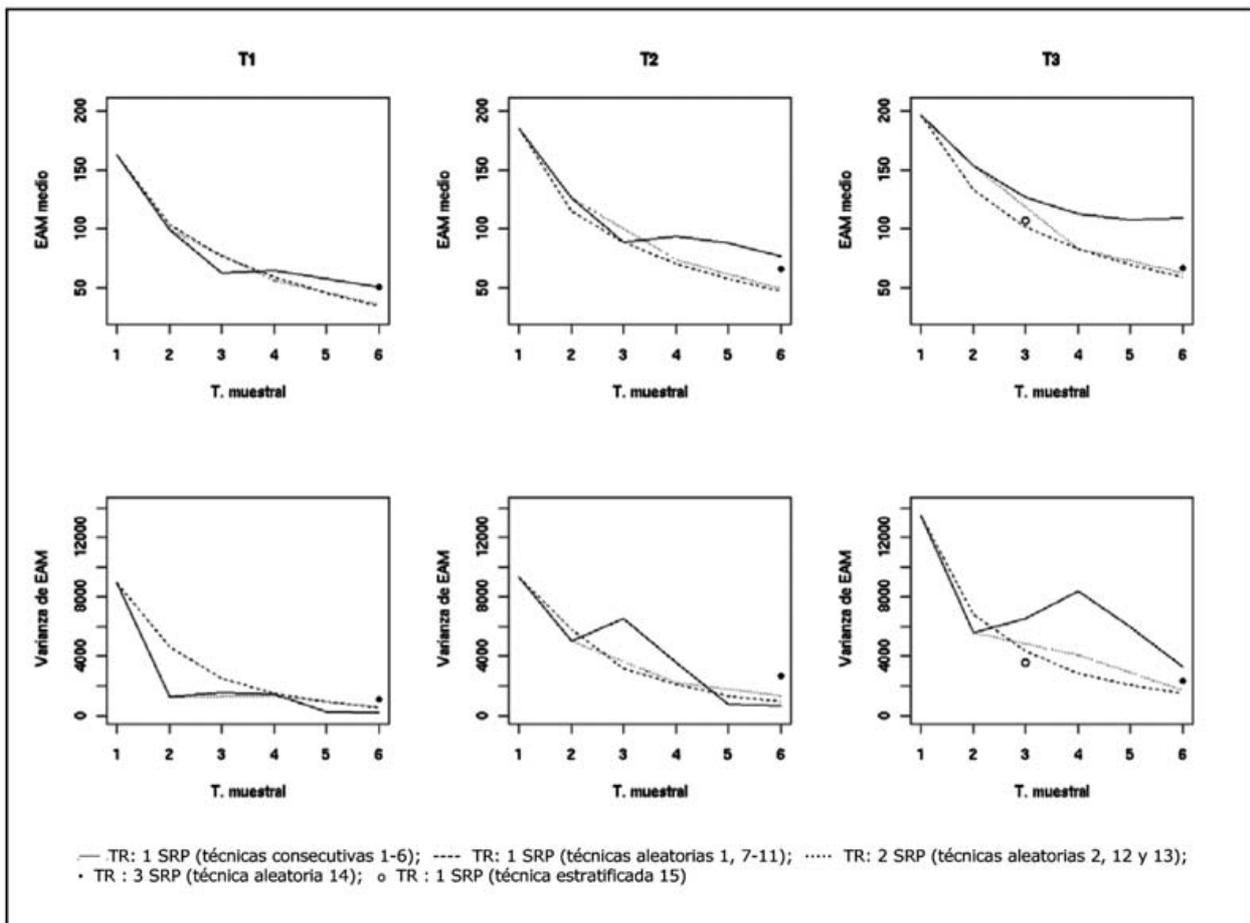


Figura 10. Media y varianza de los Errores Absolutos Medios (EAM) en cada técnica de muestreo y nivel de estratificación (T1, T2 y T3), para la variable VPU juveniles, según el tamaño muestral (en SRP)

Figure 10 - Average and variance of the Mean Absolute Errors (MAE) for each sampling technique and stratification level (T1, T2, T3), for the variable WUV juvenile, according to the sample size (in RPS).

dos de igual tamaño (3 y 8), sólo con caudales inferiores a 0,84 m³/s, cuando las SRP son más diferentes entre sí. Para caudales mayores, se comporta mejor que el consecutivo (3) y algo peor que el aleatorio (8). Respecto a las variables biológicas, proporciona resultados intermedios entre ambos. En cualquier caso, este método ofrece casi siempre las menores varianzas.

A continuación vamos a analizar el comportamiento de los parámetros de comparación estudiados (*Fr*, *v/p*, *k_s*, VPUad, VPUjuv, ENE, ID e IU) frente al incremento del tamaño muestral, con la intención de orientarnos sobre una longitud de muestreo que optimice el binomio: resultados obtenidos y recursos invertidos. Comenzando por los errores, observamos que éstos disminuyen de forma

regular con el incremento de la longitud analizada. En algunas situaciones, los métodos consecutivos (1, 2-6) no experimentan un descenso tan patente como los aleatorios (1, 7-11). El decrecimiento de los errores es menos acusado en las variables biológicas, reduciéndose lentamente a partir de dos-cuatro SRP (Figura 10). Por su parte, las variables físicas se comportan de distinta forma, siendo el descenso del EAMP más o menos constante respecto al aumento del tamaño muestral (Figura 9).

Por otro lado, la disminución de la varianza es muy patente al pasar de una a dos SRP, y tiende a estabilizarse entre dos y cuatro SRP para la gran mayoría de las variables. Esta deceleración es más tardía según aumenta el nivel de clasificación, ya que una SRP en T1 tiene

mayor longitud que en T3. La excepción a tal comportamiento proviene de las variables físicas v/p y k_s , que se comportan de manera irregular, pero siempre dentro de unos rangos muy pequeños y con una cierta tendencia a disminuir ante el incremento del tamaño muestral (Figura 10).

Partiendo de la base de que el error y las varianzas máximos que se pueden cometer son los obtenidos al muestrear una SRP y los mínimos corresponden al muestreo completo del segmento, podemos establecer una serie de relaciones entre estos parámetros y la longitud de muestreo. Hemos comentado que la reducción de los errores es prácticamente constante al aumentar el tamaño muestral – menos patente para las variables biológicas –, por ello nos centramos en la varianza como primer criterio orientativo. Ésta muestra una fuerte tendencia a la estabilización a partir de dos SRP (excepto v/p y k_s) y una vez llegada a cuatro SRP, tiene un valor muy pequeño, variando ínfimamente al incrementarse el tamaño.

En el caso de los errores (EAMP y EAM), si realizáramos un muestreo aleatorio con dos SRP, disminuiríamos éstos en torno a un 20-25 % respecto del máximo, para las variables físicas y un 30-35 % para las biológicas. Al tratarse de muestreos de SRP consecutivas, se reducen esos porcentajes en un 5-10 %, no existiendo grandes diferencias entre los dos grupos de variables. Cuando aumentamos la longitud del estudio a cuatro SRP, donde prácticamente todas las varianzas se estabilizan, los errores cometidos en los métodos aleatorios logran una minoración del 40-60 % en los parámetros físicos y del 55-65 % en los biológicos. En los métodos consecutivos encontramos de valores un 20 % inferiores al máximo. Siempre, la disminución del sesgo es algo superior en el primer estrato, debido al mayor tamaño de las SRP.

La pregunta que conviene contestar es qué significan, desde un punto de vista biológico, esas disminuciones del error. Para responderla, hay que reflexionar sobre el fin último de los modelos del hábitat: servir como una herramienta de gestión del caudal en base a principios ecológi-

Técnica de muestreo		T2		
		Qopt	Q90%	Q80%
7	Q50% - Qg	0,0000	0,0072	0,0162
	Q75% - Q25%	0,1027	0,4177	0,2217
	Qmax - Qmin	1,8849	1,3361	0,8470
8	Q50% - Qg	0,0000	-0,0008	0,0190
	Q75% - Q25%	0,3792	0,5165	0,2527
	Qmax - Qmin	1,8231	1,5332	0,9649
9	Q50% - Qg	0,0000	0,0032	0,0005
	Q75% - Q25%	0,0000	0,3286	0,1562
	Qmax - Qmin	0,6976	0,9440	0,5152
10	Q50% - Qg	0,0000	0,0003	0,0000
	Q75% - Q25%	0,0000	0,3368	0,1599
	Qmax - Qmin	0,9194	1,0872	0,5470
11	Q50% - Qg	0,0000	0,0057	0,0030
	Q75% - Q25%	0,0000	0,2959	0,1231
	Qmax - Qmin	0,6598	0,8954	0,4340

Tabla 5. Diferencia entre el caudal mediano de cada técnica de muestreo y el caudal global (Q50%-Qg), rango intercuartílico (Q75% - Q25%) y diferencia entre el caudal máximo y mínimo de la simulación (Qmax - Qmin), para el nivel de estratificación T2 y caudales (Qopt, Q90% y Q80%) considerados, para la variable VPU adultos

Table 5. Difference between the median discharge [m3/s] of each sampling technique and the global discharge (Q50%-Qg), the inter-quartile range (Q75%-Q25%), and the difference between the maximum and minimum flow of the simulation (Qmax - Qmin), for the stratification level T2 and the considered discharges (Qopt, Q90% and Q80%), for the variable WUV adults.

cos. Por ello recurrimos a la estimación de los caudales globales para las variables biológicas (Tabla V). Vamos a considerar el rango intercuartílico como el principal criterio de calidad para cada técnica de muestreo, porque nos indica las estimaciones de los flujos globales más probables (50 % de probabilidad). Suponemos que la máxima amplitud se alcanza cuando muestreamos una única SRP (técnica 1). A partir de ahí, se observa que los métodos que consideran dos SRP elegidas aleatoriamente (7) reducen el rango de la estimación en un 15-25 % respecto del valor máximo. Mientras que cuando se emplean cuatro SRP (9), el mismo rango disminuye alrededor de un 40 %. Estos valores son muy variables dependiendo del nivel de clasificación y del parámetro estudiado.

En la misma línea y siguiendo con los métodos aleatorios, se aprecia que el rango intercuartílico se desvía respecto de los caudales globales, para las variables VPU adultos y juveniles, en torno a un $\pm 15\%$, cuando empleamos dos SRP y sobre el $\pm 10\%$, en el caso de cuatro. Es decir, que el error relativo más probable en la estimación de dicho parámetro es del 15 ó del 10 %, respectivamente (Figura 11). Estos datos se corresponden con el nivel de clasificación T2, donde las secuencias son más similares entre sí. Si nos referimos a los otros niveles, los valores de ambos superan el $\pm 25\%$ utilizando dos SRP y el $\pm 15\%$, usando cuatro. Para el resto de variables biológicas (ENE, ID e IU), esa distancia disminuye en todas las situaciones a límites inferiores al $\pm 10\%$, no existiendo diferencias muy significativas al duplicar el tamaño muestral.

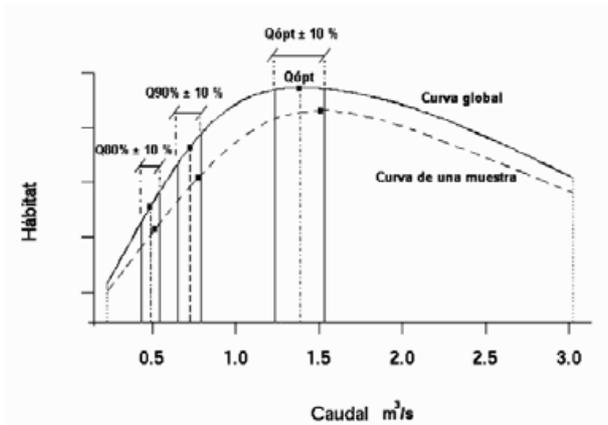


Figura 11 - Curva perteneciente a una muestra cuyas estimaciones de los caudales globales ($Q_{ópt}$, $Q_{90\%}$ y $Q_{80\%}$) tienen un error relativo inferior al 10 % ($Q_g \pm 10\%$)

Figure 11 - Curve corresponding to a sample whose global discharge estimates (Q_{opt} , $Q_{90\%}$ and $Q_{80\%}$) have a relative error smaller than 10 %.

En el caso de los métodos consecutivos (1, 2 a 6), la reducción de los rangos según se incrementa la longitud de muestreo no resulta tan evidente como en los métodos anteriores. De igual forma, el margen de error en la estimación de los caudales globales es muy superior a los métodos aleatorios. El resto de técnicas se comporta de manera intermedia.

NIVEL DE CLASIFICACIÓN

La división del segmento en SRP siguiendo diferentes intensidades de clasificación tiene una enorme importancia en los resultados obtenidos para cada técnica de muestreo. Lógicamente, las mismas técnicas aplicadas en el primer nivel proporcionan un menor error que en el resto de niveles (Figuras 9 y 10), debido al mayor tamaño de las SRP (Tabla 1). Sin embargo, hemos observado cómo, a igualdad de longitud muestral – aproximadamente tres SRP en T1 equivalen a cuatro SRP en T2 y a cinco SRP en T3 –, los estratos T2 y T3 ofrecen unos errores y varianzas menores, e incluso las mejores estimaciones de los caudales globales. En concreto, es con el segundo estrato donde se consiguen los resultados más precisos.

La explicación de este fenómeno se debe a que, cuanto más uniformes son las dimensiones de las SRP dentro de cada estrato, mayor es su parecido en la distribución de las variables físicas y biológicas. Así, las secuencias definidas en T1 y T3 tienen una gran variabilidad de tamaños, por lo que difieren más entre sí que las de T2 (Tabla 1). En este último nivel se presentan las SRP más homogéneas, lo que determina unos errores y varianzas más pequeños que en el resto y unas mejores estimaciones de los caudales globales. Sin embargo, esas diferencias en el caso de las variables biológicas no son tan evidentes como en las físicas.

Por otro lado, el nivel de clasificación también influye en la divergencia entre los resultados proporcionados por los métodos de muestreo consecutivos y aleatorios. Dichas diferencias son menores en T1 y mucho mayores en T3 (Figuras 9 y 10). Como ya hemos indicado con anterioridad, las SRP de similares dimensiones están más o menos agrupadas a lo largo del segmento. Esta agrupación por tamaños es mucho más patente cuanto mayor es la división de la zona de estudio. En tales circunstancias, las técnicas consecutivas reflejan de manera poco fiable las características del medio.

VARIABLES DE ANÁLISIS

El número de Froude es la variable física estudiada que proporciona errores y varianzas más regulares en la estimación de la densidad global. El valor de este parámetro es exclusivo para unas condiciones concretas de velocidad y profundidad. Por lo tanto, tiene mucha utilidad para la interpretación física de los ecosistemas acuáticos.

El resto de variables físicas y los cinco parámetros biológicos, pueden tomar un mismo valor ante distintas condiciones del medio. Por ello, su uso en la comparación estricta del hábitat fluvial no resulta tan esclarecedor como *Fr*, ya que por su formulación matemática atenúan las diferencias de partida de las variables físicas.

En general, las variables biológicas muestran un mayor decrecimiento del error con el incremento del tamaño muestral que las variables físicas en las que se basan. Además, mitigan las diferencias entre las técnicas de muestreo (consecutivas y aleatorias) y están menos influidas por el nivel de clasificación. La causa de tal comportamiento se centra en que, en ocasiones, parámetros físicos diferentes proporcionan un mismo valor de la variable biológica. Ello supone que diferentes condiciones de las variables hidráulicas (velocidad y profundidad) puedan dar lugar a un mismo valor de las variables biológicas. Esta circunstancia aumenta el parecido entre SRP en todos los niveles y proporciona mayores aproximaciones a los resultados globales.

CONCLUSIONES

Las técnicas de muestreo cuyos tramos representativos están distribuidos aleatoriamente por el segmento y formados por una secuencia de rápidos y remansos – SRP – (técnicas 1 y del 7 al 11) o por dos SRP consecutivas (técnicas 2, 12 y 13), son las que ofrecen resultados más precisos. Para caudales medios-bajos, el muestreo estratificado (15) proporciona menores errores y resulta interesante en segmentos con SRP muy dispares.

El nivel de clasificación que proporciona menores errores y mejores estimaciones de los caudales globales se corresponde con el T2 (el que divide el segmento en SRP de longitud superior a 5 veces la anchura media del *bank-full* e inferior a 13), ya que cuenta con SRP más homogéneas en longitud.

El tamaño muestral que mejor conjuga los recursos invertidos en la realización del estudio con la precisión de los resultados obtenida, depende del indicador del hábitat que se utilice. Considerando asumible un error relativo en la estimación de los caudales globales del 10 % y partiendo del nivel de clasificación óptimo (T2), para las variables “entrada neta de energía” (ENE), “índice de diversidad” (ID) e “índice de uniformidad” (IU), el muestreo de dos SRP (técnicas 2 y 7) alcanza el objetivo anterior con una probabilidad del 50 %. En el caso de los “volúmenes potenciales útiles” (VPU), serían necesarias cuatro SRP (técnicas 9 y 12) para conseguir la misma precisión.

La variable física estudiada que proporciona errores y varianzas más regulares en la estimación de la densidad global es el número de Froude. Al contrario que el resto de variables físicas y biológicas consideradas, muestra un valor exclusivo ante condiciones concretas de velocidad y profundidad, por lo que su importancia en la interpretación de los ecosistemas acuáticos resulta evidente. En definitiva: se trata del mejor parámetro de comparación empleado.

Las variables biológicas ENE, ID e IU necesitan longitudes de muestreo pequeñas (dos SRP) para aproximar sus resultados a los de la totalidad del segmento. Los VPU requieren el doble de tamaño muestral para proporcionar la misma precisión.

Obviamente, las conclusiones anteriores no pueden ni deben considerarse universales, aunque sí resultan bastante esclarecedoras. Será muy interesante extender este análisis a ríos con otras particularidades geomorfológicas y comprobar si las técnicas de muestreo siguen la misma pauta.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias a las inestimables sugerencias de Terry Waddle y Peter Steffler respecto al modelo River 2D. También, José Miguel Hospital Villacorta colaboró en la realización del estudio.

GLOSARIO

- 1D, 2D, 3D: modelo hidrodinámico de 1, 2, 3 dimensiones
- AMB: anchura media del *bankfull*
- CLA: cota de la lámina de agua
- EAM: error absoluto medio
- EAMP: error absoluto medio ponderado
- ENE: balance energético - entrada neta de energía
- *Fr*: número de Froude
- *g*: aceleración de la gravedad
- ID: índice de diversidad de Shannon-Wiener
- IU: índice de uniformidad de Shannon-Wiener
- k_s : rugosidad absoluta
- MH: mesohábitat
- *n*: tamaño de muestreo
- *p*: profundidad del agua
- *Qi*-tec: caudal correspondiente a cada técnica de muestreo
- *Qi*-g: caudal determinado usando todos los datos del segmento
- SRP: secuencia de rápidos y remansos
- TR: tramo representativo
- T1, T2, T3: nomenclatura de los niveles de clasificación
- *v*: velocidad del agua
- VPUad: volumen potencialmente útil para los adultos de trucha común
- VPUjuv: volumen potencialmente útil para los juveniles de trucha común

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALFREDSSEN, K., HARBY, A., BAKKEN, T.H. & MARCHAND W. 1997. Application and comparison of computer models for quantifying impacts of river regulation on fish habitat. *Hydropower 97*. Trondheim (Norway). pp 112-121.
- BAIN, M.B. & KNIGHT, J.G. 1996. Classifying stream habitat using fish community analyses. *Proceedings of Ecohydraulics 2000*. 2nd International Symposium on Habitat Hydraulics. Quebec City (Canada). pp. B107-B117.
- BOVEE, K.D. 1982. A guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. *Instream Flow Information Paper No. 12*. U.S. Fish and Wildlife Service. Washington (U.S.A.). FWS/OBS-82/26. 248 pp.
- BOVEE, K.D. 1997. Data collection procedures for the Physical Habitat Simulation System. U.S. Geological Survey. Biological Resources Division. Fort Collins, Colorado (U.S.A.). 141 pp.
- BOWMAN, A.W. & AZZALINI, A., 2003. Computational aspects of nonparametric smoothing

- with illustrations from the “sm” library. *Computational Statistics and Data Analysis* 42 (4): 545-560.
- HILL, J. & G. D. GROSSMAN. 1993. An energetic model of microhabitat use for rainbow trout and rosyside dace. *Ecology* 74: 685-698.
- IHAKA R. & GENTLEMAN R. 1996. R: A Language for Data Analysis and Graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics* 5 (3): 299-314.
- LECLERC, M., BOUDREAU, P., BECHARA, J.A. & BELZILE, J., 1996. Numerical method for modelling spawning habitat dynamics of landlocked salmon, *Salmo salar*. *Regulated Rivers Research and Management* 12: 273-285.
- LEONARD, P.M. & ORTH. D.J. 1988. Use of habitat guilds to determine instream flow requirements. *North American Journal of Fisheries Management* 8: 399-409.
- LEOPOLD, L.B., WOLMAN, M.G. & MILLER, J.A. 1964. *Fluvial processes in geomorphology*. Freeman. San Francisco (U.S.A.). 522 pp.
- LYONS, J. 1992. The length of stream to sample with a towed electrofishing unit when fish species richness is estimated. *North American Journal of Fisheries Management* 12:198-203.
- MOIR, H. J., C. SOULSBY & YOUNGSON, A. 1996. Geomorphological and hydraulic controls on Atlantic salmon spawning habitat in a tributary of the River Dee, Scotland. *Proceedings of the 2nd International Symposium on Habitat Hydraulics, Quebec City (Canada)*. pp. B3-B13.
- OVERTON, C.K., RADKO, M.A. & NELSON, R.L. 1993. Fish habitat conditions: using the Northern/Intermountain region's inventory procedures for detecting differences on two differently managed watersheds. *General Technical Report INT-300*. U.S.D.A. Forest Service. Intermountain Research Station. 14 pp.
- PARASIEWICZ, P. & DUNBAR, M. 2001. Physical habitat modelling for fish – a developing approach. *Large Rivers* 12 (2-4). *Archiv für Hydrobiologie Suppl.*, 135/2-4:239-268.
- SANZ RONDA, F.J., MARTÍNEZ DE AZAGRA, A. & ARENAL GUTIÉRREZ E. 2003. Evaluation of different sampling strategies to quantify stream habitat (preliminary results). *Proceedings of International IFIM Users Workshop, Fort Collins, Colorado (U.S.A.)*. 16 pp. In CD.
- SANZ RONDA, F.J. 2004. Evaluación de diferentes técnicas de muestreo utilizadas en la cuantificación del hábitat fluvial. Tesis doctoral. Universidad de Valladolid. E.T.S. de Ingenieros de Montes de Palencia. España. 221 pp.
- SIMONSON, T. D., LYONS, J. & KANEHL, P. D. 1994. Quantifying fish habitat in streams: transect spacing, sample size, and a proposed framework. *North American Journal of Fisheries Management* 14: 607-615.
- STEFFLER, P. & BLACKBURN, J. 2001. 2D depth averaged model of river hydrodynamics and fish habitats – RIVER 2D user's manual. University of Alberta. <http://bertram.civil.ualberta.ca/>
- VADAS, R.L. JR. & D. J. ORTH. 1998. Use of physical variables to discriminate visually determined mesohabitat types in North American streams. *Rivers* 6 (3): 143-159.
- VONDRACEK, B. & LONGANECKER, D.R., 1993. Habitat selection by rainbow trout in a California stream: implications for the IFIM. *Ecology of Freshwater Fish* 2(4): 173-186.

