

PAUTAS PARA EL ESTABLECIMIENTO DE UN RÉGIMEN DE CAUDALES AMBIENTALES EN EL RÍO MANDEO (LA CORUÑA)

Sergio Olmeda Sanz y Juan Manuel Diez Hernández
Grupo de Hidráulica e Hidrología. ETS. Ingenierías Agrarias, Universidad de Valladolid.
Av. Madrid, 57. 34004 Palencia. Correo-e: ramnus@hotmail.es

Resumen

La finalidad de este trabajo es desarrollar las directrices para el establecimiento de un régimen de caudales ambientales en el río Mandeo (La Coruña), en el tramo cortocircuitado entre el azud de derivación y la restitución de la central hidroeléctrica de Mandeo-Zarzo. Esta iniciativa surge de la necesidad de conciliar las exigencias del aprovechamiento hidroeléctrico con la preservación del medio acuático, y es el resultado de la aplicación de la acreditada metodología IFIM (“Instream Flow Incremental Methodology”) para evaluar la influencia de la modificación del caudal en el hábitat fluvial. Se han analizado conjuntamente los parámetros morfológicos e hidrológicos, así como los biológicos incorporados a través de las curvas de preferencia de los organismos más exigentes. Se han seleccionado 3 subtramos representativos, que contienen un total de 14 secciones transversales, en las que se han medido dos Niveles de Superficie Libre y una distribución completa de velocidades, información con la que se han desarrollado las decisivas relaciones hábitat-caudal con el programa RHABSIM. Analizando las series temporales de hábitat correspondientes a varias alternativas de regulación, se ha determinado un régimen de caudales ambientales adecuado, con valores de caudal definidos para las diferentes épocas del año, que incluye crecidas provocadas para mantener un funcionamiento ecohidrológico aceptable del ecosistema fluvial.

1. INTRODUCCIÓN

El elevado número de aprovechamientos hidráulicos existentes en nuestros ríos ha provocado un deterioro intenso de la flora y fauna, debido a la marcada fragilidad del ecosistema fluvial. Hoy en día la concesión de aprovechamientos hidroeléctricos, en especial los de baja potencia o minicentrales hidroeléctricas, constituye un problema social en Galicia, comunidad en la que están proliferando alarmantemente este tipo de proyectos, sobre todo cuando no se conciben como una alternativa, sino como un mero complemento a las energías convencionales. En general, la hidroelectricidad es considerada como una energía renovable, no consuntiva y de bajo impacto ambiental, lo que la sitúa en un lugar competitivo respecto al resto de energías convencionales. Sin embargo, esta concepción no es del todo cierta, puesto que estas obras provocan numerosos efectos negativos en el ecosistema acuático (AGIRRE GAITERO *et al.*, 1998).

Actualmente, en gran parte de los ríos del norte de España existen pequeñas o grandes presas dotadas de dispositivos insuficientes para posibilitar el paso piscícola, que derivan caudales importantes que dificultan o impiden el acceso de las especies migradoras hacia sus áreas de freza o hacia el mar (MARTÍN-VENTURA, 1986; GARCÍA DE LEÁNIZ *et al.*, 1987). Un ejemplo lamentable es el del salmón atlántico (*Salmo salar*), especie anádroma de alto interés comercial y ecológico, cuyo estado actual en la Península Ibérica es alarmante y su población se encuentra al borde de la extinción. La distribución actual en Galicia de esta especie emblemática se restringe a las cuencas de los ríos Eo, Masma, Landro, Mandeo, Ulla, Léz y Bajo Miño. Además, el área de distribución en estos ríos ha disminuido notablemente, debido en gran medida a las dificultades de accesibilidad (HERVELLA y CABALLERO, 1999).

En el río Mandeo, el tramo utilizado en la actualidad por el salmón es muy corto (6,1 km) y además soporta un régimen de caudales muy alterado que perjudica de forma significativa a los migradores anádromos (salmón y reo). Por una parte, las oscilaciones bruscas de caudal originadas en la restitución inestabilizan el hábitat acuático al reproducir unos estímulos falsos, que desencadenan en los organismos ligados a la fenología natural ciertos procesos ecológicos de manera inoportuna. Por otra parte, la detracción de caudales en el tramo derivado provoca que los obstáculos existentes

sean difícilmente franqueables, excepto durante grandes riadas. En este sentido, el perjuicio principal no es el propio obstáculo que supone el azud de la central (ya que ni siquiera se consigue alcanzar), sino el caudal insuficiente que convierte en insalvable el obstáculo natural denominado “El Tope”, el cual era franqueable antes de construirse la central, reduciendo así una importante longitud de tramo fluvial potencialmente utilizable. Esta circunstancia limita el acceso a las mejores zonas de freza y probablemente sea la principal causa del descenso poblacional del salmón en el río Mandeo.

En conclusión, parece evidente la necesidad de implementar una gestión sostenible del agua, que compatibilice el aprovechamiento hidráulico con el mantenimiento de un estado aceptable del ecosistema fluvial. Esta gestión ha de incorporar la aplicación de una serie de medidas necesarias: la instalación de dispositivos eficaces para el franqueo del azud; la restitución de caudales a una tasa tolerable; la dotación de elementos de seguridad que impidan el acceso de los peces a las turbinas; y sobre todo mantener un caudal suficiente en todo el tramo cortocircuitado. Este caudal, en cuya determinación se consideren todas las alteraciones del ecosistema fluvial y las interrelaciones entre el hábitat físico y las comunidades biológicas, garantizará un cierto grado de compatibilidad entre los aprovechamientos hidroeléctricos y la conservación del medio acuático. A este caudal capaz de mantener el funcionamiento, composición y estructura del ecosistema fluvial, es al que se denomina “caudal ambiental, ecológico o de mantenimiento” (GARCÍA DE JALÓN, 1987).

1.1. Metodología IFIM para el análisis temporal del hábitat acuático

La metodología IFIM (“Instream Flow Incremental Methodology”) fue desarrollada por un grupo multidisciplinar de científicos, coordinados por el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos, con el fin de evaluar el efecto que las obras hidráulicas y actividades humanas provocan en los cursos fluviales. La exposición en detalle de esta metodología se encuentra en STALNAKER *et al.* (1995) y en BOVEE *et al.* (1998) y su revisión crítica en GORE & NESTLER (1988). Esta metodología permite, a partir de mediciones en el terreno y una modelación hidráulica, cuantificar cambios en la cantidad y calidad del hábitat fluvial en función del caudal, asumiendo una relación funcional entre este y el hábitat acuático. Su base conceptual reside en conocer los requerimientos de caudal de algunas especies o determinadas comunidades reófilas, y de su distribución en el tiempo, con objeto de mantener sus poblaciones. Un aspecto fundamental de IFIM es que fue diseñada para evaluar diferentes alternativas de manejo del agua. Es decir, está enfocada a la negociación, puesto que analiza el efecto de una alteración del régimen de caudales en la disponibilidad de hábitat fluvial y los intereses de los colectivos afectados, con el objeto de lograr unas directrices consensuadas para la gestión del agua superficial.

La modelación del hábitat fluvial en IFIM se desarrolla en su componente principal PHABSIM (“Physical Habitat Simulation System”), modelo de simulación del hábitat físico desarrollado por BOVEE & MILHOUS (1978) y perfeccionado por BOVEE (1982) y MILHOUS *et al.* (1984), que relaciona algunas variables hidráulicas de los cauces con aspectos conocidos del comportamiento de los peces. El objetivo fundamental de PHABSIM es determinar un índice que representa el Hábitat Potencial Útil (“HPU”), expresado como Área Ponderada Útil (“APU”), para las especies de interés y relacionarlo con los caudales modelados. Los valores de APU varían para los diferentes caudales (Q) y estados de desarrollo de las especies analizadas. Esta relación se expresa en forma de las conocidas curvas APU/Q de un tramo fluvial, de las que deriva un régimen de caudales ambientales conveniente. PHABSIM consta de dos etapas operativas: 1) la simulación hidráulica para predecir las condiciones del microentorno modelado para diferentes caudales, y 2) la simulación ecohidráulica, en la que se calcula el APU ligado a cada flujo simulado.

Para la aplicación del modelo se precisan mediciones directas en el cauce estableciendo una serie de secciones transversales, e información biológica suficiente de las especies de interés, a través de las denominadas “curvas de preferencia”. Con esta información de partida, se realiza la simulación hidráulica de cada sección, en la que se predice de forma secuencial la profundidad de cada celda y su velocidad, dentro de un rango de caudales definido. Las profundidades para un caudal derivan del correspondiente Nivel de Superficie Libre (NSL) deducido de la curva de gasto desarrollada para cada

sección, para lo cual PHABSIM reúne actualmente tres modelos en régimen permanente (ver WADDLE, 2001): (1) STGQ como método estadístico común, (2) MANSQ indicado para un régimen uniforme, y (3) WSP para un flujo gradualmente variado. El modelo STGQ ajusta una regresión lineal bilogarítmica entre la profundidad efectiva y el caudal. MANSQ aplica la ecuación de Manning en cada sección, considerando la inherente variación de la rugosidad con el caudal mediante una conductividad variable. Con un mayor rigor conceptual, el modelo WSP aplica el método del "paso estándar" para secciones compuestas (ver HENDERSON, 1966; secc. 5.6) en un tramo formado por secciones consecutivas con régimen subcrítico, utilizando un patrón de variación de la rugosidad con el caudal.

Durante la simulación de velocidades medias en cada celda, se conceptúa la sección transversal como compuesta de múltiples celdas con régimen permanente y uniforme. PHABSIM dispone de tres modelos, utilizables dependiendo del número de distribuciones horizontales de velocidad disponibles (ver WADDLE, 2001). El primer método denominado "3-vel" es aplicable con tres o más mediciones, y ajusta una regresión bilogarítmica de mínimos cuadrados entre la velocidad media en una celda y el caudal total. El segundo método "1-vel" emplea un único perfil de velocidades y presupone un flujo unidimensional estricto en cada celda, que resuelve mediante una expresión conjunta simplificada de las ecuaciones de Manning y de continuidad. El tercer método, denominado "no-vel" es adecuado para secciones sin mediciones de velocidad: aplica la ecuación de Manning en cada celda, con un coeficiente de rugosidad prefijado por el usuario para conseguir un cumplimiento razonable de la ecuación de continuidad.

2. METODOLOGÍA

Se seleccionaron 3 subtramos representativos del tramo derivado, en los que se ubicaron 14 secciones transversales. El principal criterio empleado para localizar las secciones fue representar la máxima variabilidad de hábitats dentro de cada subtramo, de manera que cada sección representase a un tipo de unidad morfodinámica (rápidos, tablas y remansos). Estas secciones se conciben divididas en celdas de anchura variable, en cada una de las cuales se han medido varios parámetros dependientes del caudal determinantes del comportamiento de los organismos acuáticos: la profundidad, la velocidad y el tipo de sustrato.

Además, se ha empleado un tipo particular de secciones, que hemos denominado "secciones de aforo": se trata de geometrías modelizables, muy útiles desde el punto de vista hidráulico, al ser muy homogéneas en cuanto al flujo de la corriente y la morfología del lecho. Aunque su significación biológica es menor, su practicidad para suministrar aforos fiables en los diferentes subtramos definidos justifica su utilización (OLMEDA SANZ, 2004). En cada sección transversal se han tomado dos mediciones del NSL y una distribución completa (dos en las secciones de aforo) de velocidades medias en las celdas (figura 1). Además se han medido otros parámetros relevantes, como el sustrato del lecho, el Nivel de Caudal Cero ("NCC"), la estabilidad de las orillas y la disponibilidad de refugio.

La modelación computerizada se ha realizado con la versión en español del paquete informático RHABSIM 3.0 ("Riverine Habitat Simulation Software": TRPA, 2004). La simulación del NSL se ha realizado con los modelos STGQ y MANSQ calibrado con el factor de transporte anclado en el caudal alto (radio hidráulico ponderado y modificado). Las velocidades se han predicho mediante el modelo "1-vel" calibrado con el caudal superior medido con suficiente seguridad. El hábitat (APU) se ha predicho con el modelo HABTAE dentro del rango recomendado (BOVEE y MILHOUS, 1978), con una agregación estándar de preferencias, y un tratamiento de celda central que se ha comprobado conveniente (DIEZ HERNÁNDEZ, 2003). Se han empleado las curvas de preferencia de velocidad, profundidad y sustrato para los cuatro estadios de la trucha común (ver RALEIGH *et al.*, 1986) y para los dos estadios fluviales del salmón atlántico (ver HEGGENES, 1990).

3. RESULTADOS

Del análisis de las curvas APU/Q obtenidas para la trucha común (figura 2) han derivado las recomendaciones de dos alternativas de gestión convenientes: la primera de ellas se basa en los criterios propuestos por la Dirección General de Montes y Medio Ambiente Natural de la Xunta de Galicia (MAYO RUSTARAZO y TILVES PAZOS, 1998), ya que provienen de un profundo conocimiento de estos ríos y de la biología de las especies habitantes. La segunda alternativa tiene un carácter más intervencionista, proponiendo unos caudales más reducidos con el objetivo de favorecer en la medida de lo posible los intereses de la central, pero siempre dentro de unos límites admisibles para la fauna. Por ello, en ningún caso se han considerado caudales inferiores al de estiaje. De esta forma, se ha identificado y acotado para cada estadio vital el rango de caudales que genera un APU aceptable, tomando valores relativos respecto al máximo hábitat potencial. Posteriormente, se ha calculado el APU total generado por cada uno de estos caudales a lo largo de un año. En función de estos valores y considerando las épocas más críticas, se ha fijado un caudal para cada mes.

Las dos alternativas se han valorado en términos de pérdida de hábitat fluvial y de producción energética. Para ello se han empleado las Series Temporales de Hábitat (representación de la variación del APU a lo largo del año), las Curvas de Duración del Hábitat (cantidad de APU que es igualada o superada durante un porcentaje de tiempo en el tramo), los Histogramas de APU Total (APU acumulado generado a lo largo del año por cada régimen propuesto) y la curva de rendimiento de la central hidroeléctrica. Este análisis revela que: 1) cualquiera de las dos alternativas supone un importante aumento del APU en el tramo derivado; 2) la evolución anual del APU es similar en las dos propuestas, a excepción del mes de abril, en el que el APU generado para los adultos y juveniles es significativamente menor con la segunda alternativa; estas diferencias se mitigan aumentando el caudal $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$ ese mes; 3) los mayores incrementos del APU anual se logran con la primera propuesta, a excepción del estadio alevín; sin embargo, las diferencias entre las dos alternativas son muy pequeñas y perfectamente tolerables por la fauna fluvial; 4) la segunda alternativa es bastante más favorable para los intereses del aprovechamiento; y 5) los incrementos de APU conseguidos con la primera alternativa no justifican en modo alguno las pérdidas económicas que conlleva su aplicación.

4. DISCUSIÓN

Hemos juzgado que el régimen de caudales ambientales idóneo en el tramo está ligado a la segunda alternativa expuesta, pero incrementando el caudal de abril en $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$. Todos los valores considerados están dentro del rango de caudales generadores de los mayores APUs anuales (entre el 95 y el 100 %), a excepción de los meses de mayo y junio (2 y $1,9 \text{ m}^3/\text{s}$ respectivamente), que en el caso de los adultos suponen el 92 % aproximadamente. Esta decisión se justifica porque en estos meses se han considerado principalmente las necesidades de juveniles y alevines de salmón, menos exigentes que la trucha. Estos caudales se habrían modificado si redujesen considerablemente el hábitat de alevines y juveniles de la trucha, pero hemos observado lo contrario. Para los alevines proporcionan prácticamente el 100 % de su hábitat potencial, mientras que para los juveniles se acerca al 96 %.

En cualquier caso, hay que interpretar estos caudales como una transición gradual a la época de estiaje. Esta alternativa de gestión, tal y como exige actualmente la Administración, no contempla en ningún caso caudales inferiores al caudal medio de estiaje, por las graves consecuencias que esto conllevaría. Por ello, bajo ningún concepto (salvo causas naturales) deben circular por el tramo caudales inferiores al de estiaje. En esta época del año (julio, agosto y septiembre) es necesario impedir cualquier detracción de los ya exigüos caudales naturales. Durante estos meses debe circular por el tramo el caudal natural, por lo que el valor propuesto ($1,8 \text{ m}^3/\text{s}$) debe entenderse como una referencia, al ser el caudal medio de estiaje para la serie hidrológica considerada.

En octubre se ha propuesto un caudal de $2,2 \text{ m}^3/\text{s}$ a modo de transición entre la época de estiaje y la de freza. Este flujo es, por otro lado, muy favorable para los estadios presentes durante ese mes (adultos y juveniles). En la época de freza (noviembre, diciembre y enero) hemos recomendado un

caudal de $2,4 \text{ m}^3/\text{s}$, ya que valores menores disminuirían demasiado el hábitat, lo cual no es conveniente para este estadio de máxima vulnerabilidad. Además, hemos propuesto el mismo valor para todo el periodo, para evitar cualquier oscilación de caudal que pudiera comprometer la supervivencia de las puestas. El desarrollo embrionario, eclosión y alevinaje comprende los meses de febrero, marzo y abril. En este periodo se incluye también la migración de bajada posterior a la freza y se ha dado prioridad a los alevines y juveniles, proponiéndose unos caudales de 2,3; 2,2 y $2,1 \text{ m}^3/\text{s}$ respectivamente.

Actualmente, por el tramo derivado circula un caudal constante de $1,04 \text{ m}^3/\text{s}$, que apenas representa el 60 % del caudal natural de septiembre, mes más seco al que está adaptada la biocenosis fluvial. Comparando este valor con el régimen de caudales ambientales propuesto, se descubren deficiencias notables, especialmente para los frezaderos (tabla 1).

5. CONCLUSIONES

El actual caudal de explotación resulta inadmisibile desde el punto de vista ecológico, ya que somete al ecosistema fluvial a unas condiciones permanentes de estiaje, amenazando la persistencia de las poblaciones salmonícolas. El caudal de servidumbre es manifiestamente incompatible con la conservación y protección del medio fluvial y la restauración de la naturaleza (Ley de Aguas 62/2003. Art. 13.3), tanto por la ausencia de mínimos ecológicos como por ignorar la fenología asociada al régimen natural de caudales.

El régimen de caudales ambientales propuesto emula la dinámica ecohidrológica del tramo antes de la construcción de la central, conciliando los intereses hidroeléctricos y de conservación del ecosistema acuático. Al margen de los caudales concretados, estipulando un régimen aceptable se logrará una mejoría notable de las condiciones actuales del hábitat, en cuanto se favorecerá la migración del salmón en su época crucial de entrada. Una actuación complementaria que pensamos ampliará la habitabilidad, consiste en instalar una rejilla en la toma de la central que sea más favorable para la ictiofauna: se trata de impedir la entrada al canal de derivación, aunque ello conlleve un incremento apreciable de las pérdidas de energía en el circuito hidráulico.

Es posible que el régimen de caudales ambientales propuesto no satisfaga a todos los colectivos implicados, pero será sin duda un valioso punto de referencia para la correcta gestión del agua en el tramo. En consecuencia, esta es una propuesta abierta, susceptible de ser modificada, con el objetivo de conciliar intereses contrapuestos en el uso del agua, pero asegurando en todo momento en el tramo una calidad del hábitat fluvial aceptable.

6. BIBLIOGRAFÍA

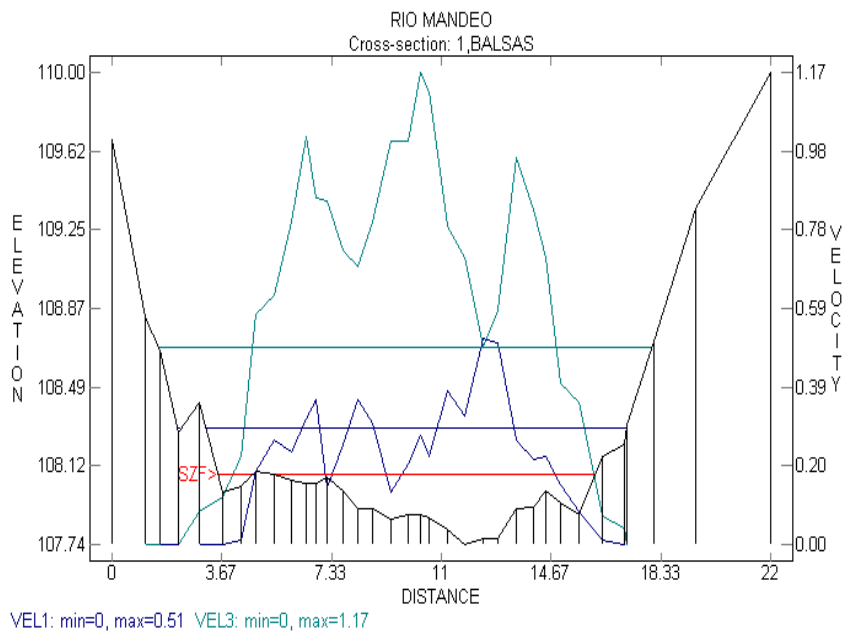
- AGUIRRE GAITERO, P.; ALONSO GUTIÉRREZ, F.; BRUFAO CURIEL, P.; GARCÍA DE JALÓN, D. y SCHMIDT, G.; 1998. *Manual Práctico sobre Minicentrales Hidroeléctricas. Bases para el análisis de sus Estudios de Impacto Ambiental*. AEMS-Ríos con Vida. 87 pp.
- BOVEE, K.D.; 1982. *A Guide to Stream Habitat Analysis using the Instream Flow Incremental Methodology*. Instr. Flow Inf. Paper 12. USDI Fish and Wildl. Serv. Washington. 248 pp.
- BOVEE, K.D.; LAMB, B.L.; BARTHOLOW, J.M.; STALNAKER, C.B.; TAYLOR, J. & HENRIKSEN, J.; 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. 131 pp.
- BOVEE, K.D. & MILHOUS, R.T.; 1978. *Hydraulic Simulation in Instream Flow Studies: Theory and Techniques*. Instream Flow Information Paper No. 5. FWS/OBS-78/33, U.S. Fish and Wildlife Service. Washington, DC. 130 pp.
- DIEZ HERNÁNDEZ, J. M.; 2003. *Análisis Comparativo de los métodos de simulación hidráulica en PHABSIM, con propuesta de nuevos métodos hidráulicos en una dimensión*. Tesis Doctoral. Universidad de Valladolid, Valladolid, España.
- GARCÍA DE JALÓN, D.; 1987. River Regulation in Spain. *Reg. Rivers: Res. & Mngt.* 1, 343-348.
- GARCÍA DE LEÁNIZ, C.; HAWKINS, A.D.; HAY, D. & MARTÍNEZ, J.J.; 1988. The Atlantic salmon in Spain. *Atlantic Salmon Trust, Pitlochry*. 31 pp.
- GORE, J.A. & NESTLER, J.M.; 1988. Instream Flows in Perspective. *Regulated Rivers. Research and Management*, 2, 93-102.
- HEGGENES, J.; 1990. *Habitat utilization and preferences in brown trout and juvenile atlantic salmon in streams*. Department of Nature Conservation. Agricultural University of Oslo, Norway.
- HENDERSON, F.M.; 1966. *Open Channel Flow*. New York: MacMillan Co.
- HERVELLA, F. y CABALLERO, P.; 1999. *Inventariación piscícola de los ríos gallegos*. Centro de Investigaciones Forestales de Lourizán, Dirección General de Montes y Medio Ambiente Natural, Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galicia. (eds).
- MARTÍN VENTURA, J.A.; 1986. *Situación del salmón atlántico en los ríos de la Península Ibérica: características de las poblaciones y bases para la recuperación del recurso*. Jornadas sobre la

- Conservación de la Naturaleza en España, Oviedo, pp.139-144.
- MAYO RUSTARAZO, M. y TILVES PAZOS, F.; 1998. IFIM-PHABSIM. *Metodología para la determinación de caudales ecológicos mínimos. Adecuación a los ríos Gallegos*. Informes Técnicos nº 1, 3 y 4. Dirección General de Montes y Medio Ambiente Natural. Consellería de Agricultura, Ganadería y Montes. Xunta de Galicia. (eds).
- MILHOUS, R.T.; WEGNER, D.L. & WADDLE, T.; 1984. *User's Guide to the Physical Habitat Simulation System (PHABSIM)*. Instream Flow Information Paper No. 11, FWS/OBS- 81/43 Revised. U. S. Fish and Wildlife Service. Washington, DC. 475 pp.
- OLMEDA SANZ, S.; 2004. *Estimación de un régimen de caudales ecológicos en el río Mandeo aplicando la metodología IFIM (Tramo afectado por la central hidroeléctrica Mandeo-Zarzo)*. Trabajo Fin de Carrera. Universidad de Valladolid, Valladolid, España.
- RALEIGH, R.F.; ZUCKERMAN, L.D. & NELSON, P.C.; 1986. *Habitat suitability index models and Instream flow suitability curves: Brown Trout, revised*. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep nº 82. Fort Collins.
- STALNAKER, C.; LAMB, B.; HENRIKSEN, J.; BOVEE, K. & BARTHOLOW, J.; 1995. *The Instream Flow Incremental Methodology. A primer for IFIM*. U.S. Department of Interior. National Biological Service. Washington, D.C. 20240.
- TRPA (Thomas R. Payne & Associates) (2004). Programa informático *RHABSIM 3.0 en Español (Riverine Habitat Simulation Software)*. Thomas R. Payne & Associates. Arcata, California. <http://www.northcoast.com/~trpa/>.
- WADDLE, T. (Ed); 2001. *PHABSIM for Windows: User's Manual and Exercises*. U.S. Geological Survey. Fort Collins, Colorado.

TABLAS

Tabla 1. Comparación del Área Ponderada Útil (APU) anual (m²/1000 m.l.) generada por el régimen de caudales ambientales propuesto con el actual caudal de explotación, para los cuatro estadios de la trucha común. Se calcula la variación en términos absolutos y la relativa en porcentaje.

	ACTUAL	ECOLÓGICO	VARIACION	%
ADULTO	147507	186906	39399	26,7
JUVENIL	251150	298614	47464	18,9
ALEVIN	376491	374897	1594	-0,42
FREZA	9216	25154	15938	172,9



FIGURAS

Figura 1. Perfil transversal de una sección representativa, que incluyen dos distribuciones horizontales de velocidades medias en las celdas y dos Niveles de Superficie Libre (elaborado con el software RHABSIM).

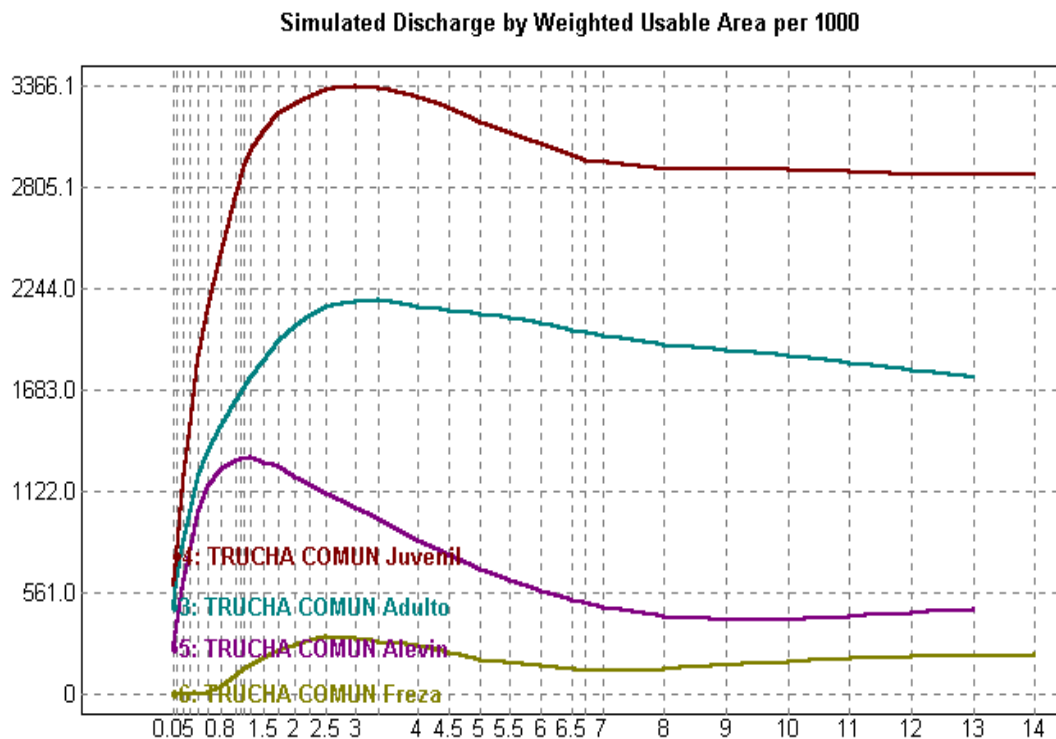


Figura 2. Relaciones funcionales entre el Área Ponderada Útil (APU) y el Caudal (Q) para los estadios vitales de la trucha común, generadas mediante el modelo HABTAE con agregación de idoneidades multiplicativa (elaborado con el software RHABSIM).