

Predicción de indicadores biológicos a partir de presiones derivadas de la actividad humana. Aplicación práctica en ríos del ámbito territorial de la Confederación Hidrográfica del Júcar.

Marta Catalinas Pérez

Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX

marta.catalinas@cedex.es

Ángel García Cantón

Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX

angel.garciacanton@cedex.es

1 Introducción

Los indicadores biológicos, y especialmente los de macroinvertebrados, se utilizan de manera extendida desde hace décadas para el control de la calidad de las aguas de los ríos. En España la utilización de estos indicadores ha experimentado un impulso significativo a partir de la publicación de la conocida como Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE), que introduce como novedad en el marco legislativo comunitario requerimientos referidos a la evaluación, al seguimiento y al cumplimiento de objetivos medioambientales relativos al estado ecológico de las aguas en las demarcaciones hidrográficas. La Instrucción de Planificación Hidrológica, aprobada mediante la Orden ARM/2656/2008, establece los indicadores biológicos a utilizar en cuencas hidrográficas españolas intercomunitarias y, cuando el valor está disponible, recoge las condiciones de referencia para estos índices por tipo de río, que reflejan el estado correspondiente a niveles de presión nulos o muy bajos, así como los límites de cambio de clase del estado ecológico. En este marco, se precisa de herramientas para evaluar la repercusión que puede tener la actividad humana sobre los valores de los indicadores biológicos en ríos así como los efectos que podría tener la implementación de medidas orientadas a la consecución de los objetivos medioambientales.

En diversos países se han desarrollado modelos de predicción de valores de indicadores biológicos, especialmente de macroinvertebrados, en los que en general prima la utilización de parámetros relacionados con características naturales de los puntos de muestreo como elementos de predicción y en los que no se consideran de manera generalizada todas las categorías de presiones e impactos antrópicos cuyo seguimiento debe realizarse de acuerdo con la Directiva Marco del Agua, entendiendo los términos presiones e impactos tal y como se emplean en esta norma. En concreto, en España se han desarrollado modelos de predicción de valores de indicadores de macroinvertebrados, de mayor a menor ámbito espacial, en las cuencas vertientes al Mediterráneo exceptuando la del Ebro (Alba-Tercedor *et al.*, 2002; Poquet *et al.*, 2009), en las cuencas internas de Cataluña (Benito de Santos, 2008) y en la cuenca alta del río Genil (Zamora-Muñoz *et al.*, 1995). En otros países destacan los trabajos realizados en Reino Unido (Moss *et al.*, 1987; Wright, 1994), Estados Unidos (Carlisle *et al.*, 2009) y Australia (Townsend *et al.*, 2003), así como los desarrollados a escala europea (Buffagni *et al.*, 2007; Deflandre-Vlandas *et al.*, 2007; Friberg *et al.*, 2010).

El objetivo general del presente trabajo ha sido evaluar el potencial de predicción de indicadores biológicos en ríos exclusivamente a partir de indicadores de presiones e impactos antrópicos en el ámbito territorial de la Confederación Hidrográfica del Júcar. Mediante la selección de indicadores de presiones e impactos se ha pretendido cubrir las presiones más relevantes que se ejercen sobre las aguas y se pueden manifestar sobre los organismos indicadores. Así, se han considerado las presiones asociadas a la contaminación originada por fuentes puntuales y difusas (en concreto, materia orgánica y nutrientes), a las alteraciones hidrológicas y morfológicas y a los usos del suelo. No se ha considerado la contaminación por sustancias peligrosas, que es una presión sobre cuyos efectos el conocimiento es más limitado (Allan, 2004) y sobre la cual hay menos información disponible.

2 Área de estudio y metodología

2.1 Área de estudio

La zona objeto de estudio está constituida por las cuencas hidrográficas que integran el ámbito territorial de la Confederación Hidrográfica del Júcar. La red hidrográfica correspondiente, con aproximadamente 5.234 km de longitud total, drena un conjunto de cuencas cuya superficie asciende a unos 42.869 km². En ella se han identificado nueve tipos de masas de agua de categoría río. El criterio adoptado para definir los puntos de inicio de la red es doble: cuenca vertiente mayor de 10 km² y aportación media anual en régimen natural superior a 0,1 m³/s (detalles en Confederación Hidrográfica del Júcar, 2009).

2.2 Metodología

2.2.1 Datos empleados

Se ha utilizado los valores de indicadores biológicos registrados en la red de control biológico de la Confederación Hidrográfica del Júcar (2006 y 2010) en el periodo 1999-2009 (únicamente 2006-2008 en el caso de diatomeas y macrófitos). Estos indicadores incluyen el índice IBMWP de macroinvertebrados (Alba-Tercedor *et al.*, 2002), el IPS de diatomeas (Lecoite *et al.*, 1993) y el IM de macrófitos (Suárez *et al.*, 2005). Por otra, se ha calculado los ratio de calidad ecológica (RCE o EQR, *ecological quality ratio*) en los casos en los que se dispone de una condición de referencia establecida en la Instrucción de Planificación Hidrológica para el IBMWP y el IPS (en ningún caso hay condiciones de referencia para el índice IM de macrófitos). El EQR se calcula como el cociente del valor del índice original entre el de la condición de referencia establecida y constituye así un valor estandarizado que permite una comparación más homogénea que los indicadores originales para masas de agua de diferentes tipos. En todos los casos se ha empleado el valor del índice de la base de datos original, sin tener en cuenta posibles cambios posteriores en las puntuaciones de taxones.

En la zona de estudio se realizan campañas de muestreo estacionales con una gran variabilidad interanual en el número de muestras tomadas en el histórico disponible y con un mayor número de muestras en primavera y otoño. Los análisis que se describen a continuación se han realizado exclusivamente a partir de muestras tomadas en primavera. Para esta estación del año se cuenta con una mediana de 95 muestras en el caso de macroinvertebrados (78 de las cuales cuentan con condiciones de referencia), 71 para diatomeas (59 con condiciones de referencia) y 65 en el caso de macrófitos. El valor de los índices medidos en la red de control biológico muestra en general para todos los años un amplio rango e incluye muestras indicativas desde muy buen estado ecológico a estado peor que bueno para los tres grupos de organismos.

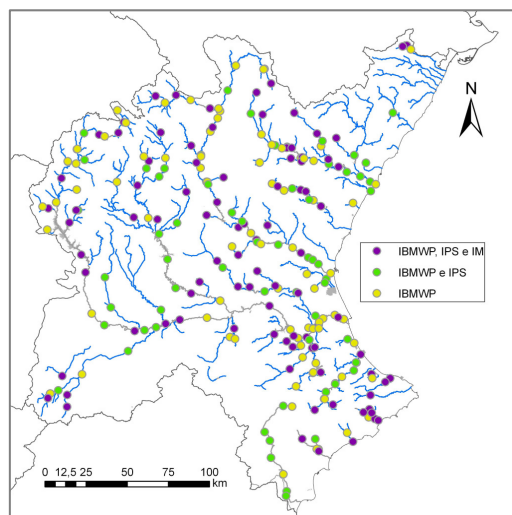


Figura 1 Ubicación de las estaciones de muestreo biológicas de la Confederación Hidrográfica del Júcar (2006 y 2010) utilizadas en los análisis. Las estaciones se diferencian por los indicadores medidos en la estación en al menos una ocasión en el periodo para el que se dispone de datos.

Por su parte, las presiones evaluadas se pueden subdividir en tres grandes tipos: las relacionadas con la calidad físico-química de las aguas, con alteraciones hidromorfológicas y con los usos del suelo en la cuenca vertiente. En la Tabla 1 se definen los indicadores de presiones e impactos que se han utilizado para caracterizar las presiones y se indica el código que se les ha asignado y que se emplea a lo largo del texto, y en la Tabla 2 se indican la metodología y las fuentes de información originales empleadas para el cálculo de los valores de los indicadores.

Tabla 1 Definición de los indicadores de presiones e impactos empleados en los análisis. La metodología y las fuentes de información originales empleadas para el cálculo de los valores de los indicadores se reseñan en la Tabla 2.

Código	Indicador	Unidad
PRESIONES ASOCIADAS A LA CALIDAD FÍSICO-QUÍMICA		
DBO ₅ , NH ₄ , NO ₂ y PO ₄	Concentración de demanda bioquímica de oxígeno a cinco días (DBO ₅), amonio (NH ₄), nitritos (NO ₂) y ortofosfato (PO ₄) en mediciones puntuales realizadas el mismo día que el correspondiente muestreo biológico	mg/l [O ₂ , NH ₄ , NO ₂ y PO ₄]
PRESIONES ASOCIADAS A ALTERACIONES HIDROMORFOLÓGICAS		
IHF	Índice de hábitat fluvial (Pardo <i>et al.</i> , 2002)	-
LIMO	Porcentaje de limos en el sustrato	%
QBR	Índice de calidad de la vegetación de ribera (Munné <i>et al.</i> , 1998)	-
APMEN	Índice de alteración de las aportaciones mensuales, de la estacionalidad de mínimos, del número de meses con caudal nulo y de la variabilidad de los caudales mensuales (a partir de Olden y Poff, 2003, y Martínez Santa-María y Fernández Yuste, 2006)	-
DFMIN		-
MQNUL		%
VARQM		-
PRESIONES ASOCIADAS A USOS DEL SUELO		
AGR _i y URB _i	% de suelo ocupado por usos agrícolas (AGR) y urbanos (URB) en la cuenca vertiente (i=c), en un radio de 1 km de la cuenca vertiente (i=c1km) o en una franja riparia (i=r1km) de 1km a cada lado del centro del cauce en 2000 y 2006	% %
NIT _b y NIT _s	Balace medio (NIT _b) y escorrentía media (NIT _s) de nitratos (NO ₃) de origen agrícola en la cuenca vertiente en 2000-2006	kg/ha [NO ₃]

Tabla 2 Fuente de información y método de obtención del valor de los indicadores de presiones e impactos (definidos en la Tabla 1). BDD: cálculos en Microsoft Access; DIR: obtención directa de la fuente de información original; SIG: cálculos en ArcGIS.

Código	Método de obtención y fuentes de información empleadas
DBO ₅ , NH ₄ , NO ₂ , PO ₄ , IHF, LIMO y QBR	DIR: Confederación Hidrográfica del Júcar (2006 y 2010); en el caso de datos duplicados los datos se han tomado de la base de datos más reciente; el valor asignado a los parámetros no detectados en los análisis ha sido la mitad del valor del límite de detección indicado en la base de datos original correspondiente
AGR _i y URB _i	SIG: CORINE Land Cover España 2000 y 2006 (IGN, 2004 y 2010) y modelo digital del terreno de 100 m por 100 m (SGE, 2005); para AGR y URB se han sumado respectivamente los usos del suelo de las clases 1 y 2 de la codificación del CORINE Land Cover (IGN, 2002); unidades mínimas cartografiadas: 25 ha, y 100 m de anchura para elementos lineales
APMEN, DFMIN, MQNUL y VARQM	BDD: serie de caudales naturales correspondiente a los años hidrológicos 1980/81-2005/06 (CEDEX, 2008) y la serie de caudales alterados (Quintas Ripoll, 1996; CEDEX, 2010) correspondiente a los tres años anteriores a la primavera del año en que se toma la muestra biológica (considerando los años desde abril a marzo); se han seleccionado 39 estaciones de aforos de la Confederación que, teniendo datos de aforos para el periodo de interés, se ha considerado que podrían resultar representativas de las condiciones hidrológicas en las estaciones de muestreo biológico disponibles por criterios de proximidad y de ausencia de presiones que generen alteración hidrológica entre los dos tipos de estaciones
NIT _b y NIT _s	SIG:UPV-IIAMA (2009) y modelo digital del terreno de 100 m por 100 m (SGE, 2005)

Considerando el total de los datos para la mayor parte de los indicadores de presiones e impactos, con la excepción de los de alteración hidrológica, se cuenta con rangos amplios de valores indicativos de condiciones que varían desde ausencia o muy bajo valor de presión hasta presión intensa para la mayor parte de los años.

2.2.2 Metodología analítica

El análisis de la correlación entre indicadores biológicos e indicadores de presiones e impactos y entre indicadores del mismo tipo se ha realizado mediante el cálculo del coeficiente de correlación de Spearman y la aplicación de la corrección secuencial de Bonferroni propuesta por Holm (1979). Los resultados obtenidos se han contrastado con los resultados del cálculo del coeficiente de Pearson para los mismos pares de indicadores y de la probabilidad asociada a este valor por contraste con 10.000 aleatorizaciones del conjunto inicial de datos.

Como excepción, y dado que no se prevé emplear las diatomeas como indicadores de presiones hidromorfológicas por su baja sensibilidad a éstas (Confederación Hidrográfica del Ebro *et al.*, 2005a), no se ha evaluado la correlación entre los indicadores de diatomeas y los indicadores de condiciones hidromorfológicas.

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos de los análisis de correlación se han desarrollado modelos lineales generalizados para la predicción de valores de los indicadores biológicos a partir de indicadores de presiones e impactos, también exclusivamente con los datos de primavera. Asimismo, se ha evaluado la posibilidad de incluir en los modelos la variable cualitativa “tipo de río” para los tipos 9 y 12, que suponen aproximadamente el 75% de las muestras para todos los indicadores. Los modelos para IBMWP e IM y los de los EQRs se han realizado considerando una distribución de errores Poisson y los de los IPS considerando una distribución de errores binomial (empleando como variable respuesta el tanto por uno del valor máximo de IPS). En todos los casos se han empleado las funciones de vínculo canónicas, cuando se ha detectado sobredispersión o infradispersión se han usado modelos de cuasi-verosimilitud (Quinn y Keough, 2002) y la reducción de la complejidad de los modelos máximos se ha realizado de manera manual. El grado de correlación entre las variables explicativas se ha evaluado mediante la tolerancia, y en ningún caso se han incluido variables explicativas con tolerancias menores de 0,1 (Quinn y Keough, 2002). Se ha calculado la distancia de Cook para evaluar el grado de influencia de los puntos y analizar los que tuvieran distancias superiores a 1, y los coeficientes de regresión y sus errores estándar se han estimado además mediante re-muestreo con reemplazo de los datos originales (*bootstrap* con 10.000 muestreos). Los modelos se han desarrollado para el año 2008, que es el año para el cual se cuenta con más datos para todos los indicadores, y de manera adicional se han desarrollado modelos para macroinvertebrados y para diatomeas para 2000 y para 2006 respectivamente. De entre los modelos para macroinvertebrados que se considera presentan un mayor interés se ha validado un modelo mediante datos de otro año de la zona de estudio.

Los análisis estadísticos se han realizado en R versión 2.10.1 (R Development Core Team, 2009).

3 Resultados

3.1 Correlación entre indicadores biológicos y de presiones e impactos

Los resultados obtenidos mediante el cálculo del coeficiente de correlación de Spearman entre indicadores biológicos y de presiones e impactos incluyendo la aplicación de la corrección secuencial de Bonferroni-Holm son similares de forma general a los resultantes del cálculo de la probabilidad asociada al coeficiente de Pearson para los mismos pares de indicadores por contraste con aleatorizaciones del conjunto inicial de datos. En los casos en los que hay diferencias los resultados más conservadores son en su mayoría los del cálculo del coeficiente de correlación de Spearman.

El índice IBMWP muestra en general correlaciones significativas con los indicadores de presiones e impactos para los años en los que hay un rango amplio de intensidad de presión (ver ejemplo de correlación para una selección de índices para primavera de 2008 en la Tabla 3). El valor absoluto del coeficiente de correlación de Spearman es en la mayor parte de los casos inferior a 0,7. En cuanto a indicadores de alteración hidrológica, no se observa ninguna correlación significativa con el índice IBMWP. Los indicadores de flora acuática presentan un patrón menos claro de correlaciones, y no presentan correlaciones significativas con los indicadores de presiones e impactos de manera consistente para todos los años. Por su parte, los valores de los coeficientes de correlación de Spearman de los EQRs para IBMWP e IPS con los indicadores de presiones e impactos son similares a los de los índices originales.

Tabla 3 Coeficientes de correlación de Spearman entre el índice IBMWP e indicadores de presiones e impactos (definidos en la Tabla 1) para primavera de 2008. Se señalan los resultados significativos para un nivel de significación de 0,05 (*) y 0,001 (***) tras corrección secuencial de Bonferroni-Holm.

Coeficiente de correlación de Spearman con el IBMWP y tamaño muestral empleado								
DBO5	NH4	NO2	PO4	IHF	QBR	AGR _c	URB _c	NIT _b
-0,535***	-0,688***	-0,481***	-0,336*	0,757***	0,538***	-0,632***	-0,570***	-0,485***
N=109				N=107			N=109	

Al analizar gráficamente las correlaciones significativas entre indicadores biológicos e indicadores de presiones e impactos se observa que la mayoría de ellas presenta un patrón “en cuña” (Friberg, 2010), con un amplio rango de variación del indicador biológico para los valores indicadores de una presión o de un impacto menores, y resultan sugerentes de la existencia de umbrales (Fig. 9).

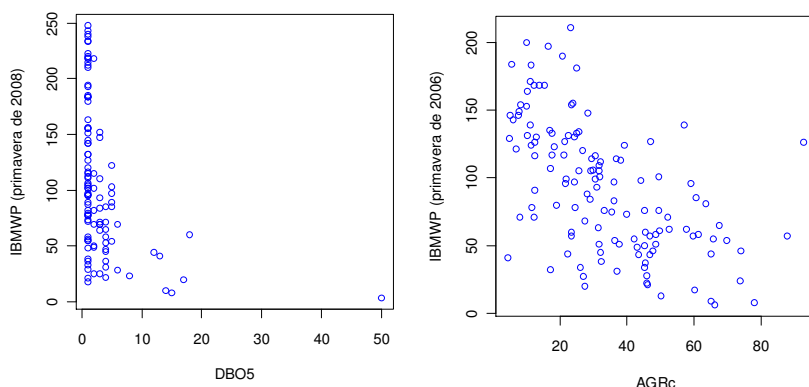


Figura 2 Ejemplos de patrones de correlaciones entre el índice IBMWP e indicadores de presiones e impactos (definidos en la Tabla 1).

Los indicadores de presiones están correlacionados entre ellos de manera más o menos consistente para los años analizados. Los indicadores físico-químicos y de usos del suelo muestran en general correlaciones significativas positivas entre sí, y negativas con los índices IHF y QBR, sin que el valor absoluto del coeficiente de correlación de Spearman supere generalmente 0,6.

3.2 Predicción de indicadores biológicos a partir de indicadores de presiones e impactos

En los años 2000 y 2008 y considerando de manera independiente indicadores de calidad físico-química, alteraciones morfológicas y usos del suelo se pueden construir modelos que explican un 40-45% de la variabilidad tanto del índice IBMWP como de su EQR, siendo necesario incluir indicadores de otros tipos de presiones en los modelos para conseguir un aumento significativo de la varianza explicada. Como excepción, con el índice IHF se alcanza una devianza (D^2) de prácticamente el 60% en 2008 (Figura 3). Al combinar indicadores de dos tipos de presiones la variabilidad explicada se incrementa en los dos años especialmente para la combinación de indicadores de usos del suelo y de condiciones morfológicas.

El modelo mínimamente adecuado para la predicción del índice IBMWP a partir de presiones e impactos en 2008 se construye empleando como variables explicativas la concentración de DBO_5 , el índice IHF de hábitat fluvial y el porcentaje de uso agrícola en la cuenca vertiente (Tabla 4; $IBMWP = e^{(3,194 \pm 0,302) - (0,011 \pm 0,003) AGRc + (0,030 \pm 0,004) IHF - (0,059 \pm 0,016) DBO_5}$). No se dispone de datos suficientes para validar este modelo con observaciones de la zona de estudio para otro año.

La varianza explicada por el modelo es de aproximadamente el 70% y es prácticamente idéntica cuando la concentración de DBO_5 es incluida como una variable cuantitativa y cuando se hace de modo cualitativo diferenciando entre una concentración de 1 mg/l o inferior, intermedia o bien de 6 mg/l o superior, siendo esta última la categoría para la cual se identifican diferencias significativas. Esto ocurre de manera similar para otros modelos evaluados y para éste otros parámetros físico-químicos cuando se consideran dos o tres categorías cualitativas de concentración.

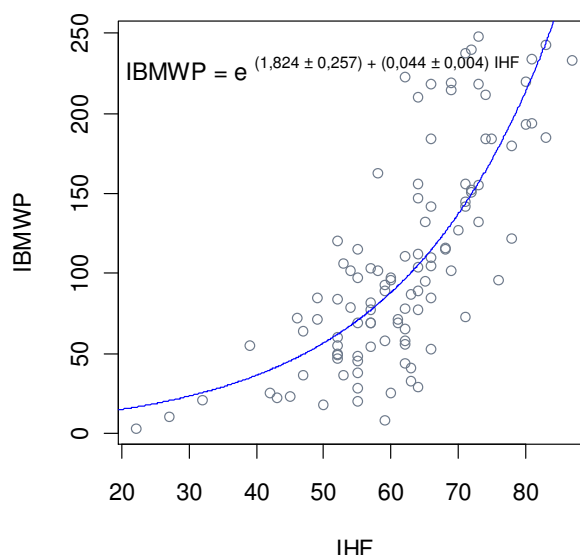


Figura 3 Representación gráfica del modelo (cuasi-Poisson) para la predicción de IBMWP a partir de IHF (datos de primavera de 2008). $N = 107$. D^2 : 0,574; coeficientes significativos para un nivel de significación de 0,001; distancia de Cook máxima: 0,055.

Tabla 4 Modelo de regresión (cuasi-Poisson) para la estimación del valor del índice IBMWP en primavera de 2008 a partir de indicadores de presiones e impactos (definidos en la Tabla 1; datos de uso del suelo correspondientes a 2006).

Coefficientes	Estima [bootstrap]	Error estándar [bootstrap]	z	p-valor	Tolerancia
(Intercepta)	3,194 [3,192]	0,302 [0,309]	10,592	0,000	
AGR _c	-0,011 [-0,011]	0,003 [0,002]	-4,139	0,000	0,678
IHF	0,030 [0,030]	0,004 [0,004]	7,898	0,000	0,697
DBO5	-0,059 [-0,060]	0,016 [0,018]	-3,608	0,001	0,859
Devianza nula: 4325,0 (106 grados de libertad); Devianza residual: 1299,4 (103 grados de libertad); D ² : 0,700; Distancia de Cook máxima: 0,194					

De manera adicional se ha construido un modelo para la predicción del índice IBMWP en función de la concentración de DBO₅, del índice QBR de calidad de la vegetación de ribera y del porcentaje de uso agrícola en la cuenca vertiente (Tabla 5). Este modelo explica un porcentaje de varianza inferior al modelo anterior y puede resultar de menor interés por no incorporar una caracterización del hábitat fluvial entre las variables descriptoras. Sin embargo, a diferencia de este modelo éste puede ser validado con datos del ámbito territorial de la Confederación del Júcar lo suficientemente separados en el tiempo (año 2000) para que puedan ser considerados independientes de acuerdo con el periodo de integración que se supone para el índice IBMWP. El modelo para la predicción de valores de IBMWP en 2000 a partir del modelo desarrollado con observaciones de 2008 tiene un coeficiente de determinación (R²) de aproximadamente 68% (N = 29; coeficientes significativos para un nivel de significación de 0,001; distancia de Cook máxima: 0,229).

Tabla 5 Modelo de regresión (cuasi-Poisson) para la estimación del valor del índice IBMWP (en primavera de 2008) a partir de indicadores de presiones e impactos (definidos en la Tabla 1; uso del suelo correspondiente a 2006).

Coefficientes	Estima [bootstrap]	Error estándar [bootstrap]	z	p-valor	Tolerancia
(Intercepta)	4,965 [4,967]	0,173 [0,194]	28,639	0,000	
AGR _c	-0,016 [-0,016]	0,003 [0,003]	-5,333	0,000	0,720
QBR	0,006 [0,006]	0,002 [0,002]	3,421	0,001	0,753
DBO5	-0,072 [-0,074]	0,019 [0,021]	-3,717	0,000	0,877
Devianza nula: 4325,0 (106 grados de libertad); Devianza residual: 1865,4 (103 grados de libertad); D ² : 0,5687; Distancia de Cook máxima: 0,165					

Por su parte, los modelos construidos para la predicción de los indicadores de diatomeas y macrófitos acuática considerados explican un máximo de en torno al 40% y al 30% al considerar indicadores de los tres tipos de presiones evaluados.

En cuanto a la consideración de la tipología de ríos, los modelos analizados para la predicción de los EQRs de tienen valores de devianza sistemáticamente inferiores a los del índice original. Asimismo, la inclusión en los modelos de predicción del índice IBMWP de la variable “tipo de río” para los tipos 9 y 12 no resulta significativa en los modelos evaluados.

4 Discusión y conclusiones

La comprensión de la naturaleza de los efectos de presiones múltiples sobre las comunidades biológicas constituye un reto clave tanto desde el punto de vista puramente científico como del problema práctico de la gestión del territorio en un escenario en el que además las respuestas a diferentes presiones son con frecuencia sinérgicas y no lineales (Friberg, 2010; Ormerod *et al.*, 2010). En concreto, para la planificación hidrológica y la gestión de cuencas es imprescindible partir de una base científica sólida en lo relativo a la respuesta a presiones por parte de los indicadores biológicos empleados (Friberg *et al.*, 2010) basada en explicaciones mecanicistas de los efectos de las presiones derivadas de la actividad humana (Downes, 2010). Asimismo, es necesario plasmar este conocimiento en herramientas sencillas que permitan predecir la respuesta de los indicadores biológicos a actuaciones concretas de desarrollo urbano o industrial o bien de mejora del estado de las masas de agua de manera fiable (Friberg, 2010), considerando el marco de incertidumbre inevitable asociado a la gestión de cuencas (Hillman y Brierley, 2008).

Los patrones de correlación observados de manera más frecuente en los datos analizados entre los indicadores biológicos y de presión son “en cuña” (Friberg *et al.*, 2010), lo que sugiere la necesidad de considerar diferentes presiones para intentar explicar el comportamiento de los primeros.

En el ámbito territorial de la Confederación Hidrográfica del Júcar se observan relaciones significativas entre múltiples indicadores de presiones e impactos y el índice IBMWP de macroinvertebrados. Ninguno de los coeficientes de correlación es muy elevado (los valores absolutos son habitualmente inferiores a 0,6 y solo excepcionalmente mayores de 0,7).

En la zona de estudio se identifican correlaciones negativas del IBMWP con los indicadores de concentración de materia orgánica y nutrientes y con los de usos del suelo. Los indicadores de macroinvertebrados se han desarrollado históricamente teniendo en cuenta la respuesta diferencial de los diferentes taxones a la concentración de materia orgánica en relación con sus requerimientos medios de oxígeno disuelto (Confederación Hidrográfica del Ebro *et al.*, 2005b) y se conoce la tolerancia a la contaminación por materia orgánica de un amplio rango de taxones de macroinvertebrados (Friberg *et al.*, 2010), pero existen discrepancias sobre los posibles efectos derivados de los nutrientes (Confederación Hidrográfica del Ebro *et al.*, 2005b; Camargo y Alonso, 2006; Friberg *et al.*, 2010). En cuanto a usos del suelo, numerosos estudios muestran relaciones de signo negativo entre indicadores de macroinvertebrados y usos del suelo agrícolas y urbanos analizados a diferentes escalas espaciales (Allan, 2004; Friberg, 2010), en especial para macroinvertebrados. En el presente estudio el uso agrícola tiene una capacidad explicativa en relación con los indicadores de macroinvertebrados similar a la observada en la región mediterránea de Francia por Wasson y colaboradores (2010) y superior a la identificada en cuencas internas de Cataluña por Benito de Santos (2008). Benito de Santos (2008), por otra parte, no observa correlación entre el índice BMWPC de macroinvertebrados y el uso urbano, frente a lo que ocurre en este estudio con el IBMWP.

Aunque originalmente los indicadores de macroinvertebrados se desarrollaron como indicadores de impactos en la calidad físico-química de las aguas, cada vez se está prestando más atención a cómo responden a alteraciones de condiciones hidromorfológicas, incluyendo el régimen natural de caudales (Poff y Zimmerman, 2010) y el hábitat fluvial (Dunbar *et al.*, 2010). El hecho de considerar únicamente valores mensuales en el presente estudio, que enmascaran el grado de fluctuación de los valores diarios (no disponibles para la zona de estudio para el régimen natural) puede influir en que no se haya detectado ninguna correlación significativa del índice IBMWP y su EQR con los indicadores de alteración hidrológica. Asimismo, y quizá de manera más relevante, puede deberse en parte a que en las muestras disponibles no se cuente con un gradiente de impacto adecuado, dado que las estaciones de aforos están ubicadas en su práctica totalidad en puntos con regímenes de caudal alterados. En cuanto a los índices IHF y QBR, el primero es uno de los principales factores de influencia sobre la riqueza de especies de invertebrados acuáticos (Pardo *et al.*, 2002), mientras que en el caso del segundo, con el cual también se observan correlación Alba-Tercedor y colaboradores (2002), es previsible que, al estar construido para caracterizar el estado y las alteraciones en el hábitat de ribera, los elementos en él considerados tengan un impacto más indirecto y de una magnitud menor que el que se espera puedan tener los del IHF. En los análisis realizados se detectan correlaciones significativas entre el IBMWP y estos dos indicadores.

Para la predicción de valores del índice IBMWP en ríos de la zona de estudio a partir de indicadores de presiones mediante modelos lineales generalizados es necesario considerar múltiples presiones relacionadas en la medida de lo posible con la diversidad de factores que determinan la distribución de las comunidades biológicas. Por otra parte, la incorporación exclusiva de presiones que estén relacionadas de modo causal con los indicadores será fundamental para que los modelos predictivos puedan ser útiles para tareas de planificación hidrológica y gestión de cuencas. Los modelos desarrollados para la predicción del índice IBMWP en el presente estudio tienen una capacidad explicativa moderada-alta. Se considera que en el futuro este tipo de modelos tiene el potencial de resultar útil para su uso en tareas de planificación hidrológica y gestión de cuencas, como pueda ser la estimación de la eficacia de los programas de medidas. En cualquier caso, siempre es esperable un cierto grado de incertidumbre, que será probablemente mayor para combinaciones de niveles bajos de presiones.

Por el contrario, las correlaciones y los modelos evaluados para flora acuática, tanto los de diatomeas como los de macrófitos, explican un bajo porcentaje de la varianza de los datos. Los resultados obtenidos sugieren que antes de que estos indicadores puedan ser empleados en modelos predictivos podría ser necesario quizá una adaptación de los índices a la zona de estudio (valores autoecológicos más específicos) o la consideración de indicadores de presiones e impactos no contemplados en este trabajo.

El modelo desarrollado en el presente estudio que se considera tiene un mayor potencial para resultar útil para las tareas de planificación hidrológica es el elaborado utilizando como variables explicativas la concentración de DBO₅, el índice IHF de hábitat fluvial y el porcentaje de uso agrícola en la cuenca, que explica aproximadamente un 70% de la varianza de los datos originales. Estas tres variables parecen tener una relación subyacente de tipo causa-efecto con el valor del índice IBMWP (Pardo *et al.*, 2002; Confederación Hidrográfica

del Ebro *et al.*, 2005b; Friberg *et al.*, 2010), aunque mediante mecanismos todavía poco claros en el caso del uso agrícola (Allan, 2004; Wasson *et al.*, 2010). Este modelo tiene la ventaja adicional de que la demanda bioquímica de oxígeno está integrada actualmente en los modelos de simulación de calidad de las aguas de la Oficina de Planificación de la Confederación Hidrográfica del Júcar (2005), frente a los parámetros físico-químicos considerados en los modelos ya disponibles citados en el apartado introductorio, que incluyen el oxígeno disuelto, el amonio y el ortofosfato. Se considera que resultaría de gran interés validar este modelo con datos de la zona de estudio de años posteriores, no disponibles para este estudio, o bien con datos de otras cuencas, en cuyo caso probablemente cabría esperar un menor parecido entre predicciones y valores observados, especialmente si las muestras se corresponden con tipos de ríos muy diferentes de los empleados para la elaboración del modelo. La validación sí ha podido realizarse con datos de 2000 para un modelo similar aunque de menor interés para la predicción del índice IBMWP a partir de DBO₅, del índice QBR de calidad de la vegetación de ribera y del porcentaje de uso agrícola en la cuenca. En este caso se han obtenido unos resultados positivos, aunque el modelo validado tiende a sobrestimar el valor del índice IBMWP en el año 2000 respecto del realmente observado.

Finalmente, cabe resaltar que en diversos modelos evaluados las variables físico-químicas explican la misma varianza cuando son consideradas de forma cuantitativa que cualitativa, considerando una categoría correspondiente a ausencia de presión o presión muy baja y una o dos adicionales dependiendo del caso. Asimismo, cabe destacar que en el presente estudio se obtienen resultados parecidos al realizar los análisis de correlación y de regresión tanto para los indicadores biológicos originales como para sus EQRs, y que en los modelos de regresión la inclusión del tipo de río como una variable cualitativa no ha resultado significativa. Esto deriva en parte probablemente del hecho de que la mayor parte de las muestras proviene de dos tipos de río con valores de condiciones de referencia biológicas relativamente similares (160 para el IBMWP para el tipo 9 - ríos mineralizados de baja montaña mediterránea -, y 150 para el tipo 12 - ríos de montaña mediterránea calcárea). Dado que los análisis para los EQRs están realizados a partir de tamaños muestrales menores y, lo más importante, sin considerar los ríos que en principio podrían tener las condiciones de referencia más bajas, se considera que los resultados con un mayor interés son los obtenidos para los índices originales. En cualquier caso, sería interesante actualizar los resultados cuando se disponga de condiciones de referencia biológicas para todos los tipos, y especialmente para los ejes principales situados en zonas bajas, que previsiblemente serán los más diferentes de los tipos mayoritarios ya mencionados.

5 Agradecimientos

Este trabajo se ha desarrollado en el Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX en el marco de la Encomienda de Gestión por el Ministerio de Medio Ambiente (Dirección General del Agua) al Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX) para la realización de Asistencia técnica, investigación y desarrollo tecnológico en materias competencia de la Dirección General del Agua (2007-2011). Los datos de la red de control biológico de la zona de estudio han sido facilitados por la Confederación Hidrográfica del Júcar.

6 Referencias

- Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Robles, S., Sáinz-Cantero, C.E., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M.L., Toro, M., Vidal-Abarca, M.R., Vivas, S. y Zamora- Muñoz, C. 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica* 21(3-4): 175-185.
- Allan, J.D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 257-284.
- Benito de Santos, G. 2008. *Paper dels macroinvertebrats bentònics com a bioindicadors en la xarxa de control de la qualitat ecològica de les conques internes de Catalunya. Influència del règim hidric sobre l'estructura de la població*. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona. Disponible en: <http://www.tdx.cat/handle/10803/2620;jsessionid=90A3F99A3EB694E42583DF6CA1CC276C.tdx2>. Acceso el 01/07/2011.
- Buffagni, A., Armanini, D. y Erba, S. 2007. Relationship between biological indices and abiotic lentic-lotic descriptors: implications on water quality assessment. En: *REBECCA Work Package 4: Rivers. Deliverable D 14: Report on relations linking pressures, chemistry and biology in rivers and tools assessing these linkages*,

- Friberg, N. (Ed.), pp. 67-95, Ministerio de Medio Ambiente de Dinamarca. Disponible en: http://www.rbm-toolbox.net/docstore3/docstore_free.php?groupid=5&langid=3&service=3&root=1713. Acceso el 01/07/2011.
- Camargo, J.A. y Alonso, A. 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. *Environment International* 32: 831-849.
- Carlisle, D.M., Falcone, J. y Meador, M.R. 2009. Predicting the biological condition of streams: use of geospatial indicators of natural and anthropogenic characteristics of watersheds. *Environmental Monitoring and Assessment* 151: 143-160.
- CEDEX. 2008. *Evaluación de los recursos hídricos en España y mejora de las herramientas*. Informe borrador remitido a la Dirección General del Agua del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.
- CEDEX. 2010. *Base de datos hidrológicos HIDRO*. [Archivo digital en formato .mdb].
- Confederación Hidrográfica del Ebro, Cambra, J., Ector, L. y Sabater, S., 2005a *Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva Marco del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para fitobentos*. Ministerio de Medio Ambiente, Confederación Hidrográfica del Ebro. Madrid. Disponible en: <http://195.55.247.234/webcalidad/estudios/indicadoresbiologicos/protocolos.htm>. Acceso el 01/07/2011.
- Confederación Hidrográfica del Ebro, Alba-Tercedor, J., Pardo, I., Prat, N. y Pujante, A. 2005b. *Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva Marco del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos*. Ministerio de Medio Ambiente, Confederación Hidrográfica del Ebro. Madrid. Disponible en: <http://195.55.247.234/webcalidad/estudios/indicadoresbiologicos/protocolos.htm>. Acceso el 01/07/2011.
- Confederación Hidrográfica del Júcar. 2006. *Base de datos de resultados de la red de control biológico para el periodo 1999-2006*. [Archivo digital en formato .mdb].
- Confederación Hidrográfica del Júcar. 2009. *Documento Técnico de Referencia: Identificación y delimitación de masas de agua superficial y subterránea en el ámbito territorial de la Confederación Hidrográfica del Júcar*. Disponible en: www.phjucar.com/docs/DTR/DTR_Masas_CHJ_Ed10.pdf. Acceso el 01/07/2011.
- Confederación Hidrográfica del Júcar. 2010. *Base de datos de resultados de la red de control biológico para el periodo 2006-2009*. [Archivo digital en formato .mdb].
- Deflandre-Vlandas, A., Fisher, J., Coste, M., Delmas, F., Jarvie, H.P. y Vilbaste, S. 2007. Nutrients causing eutrophication. En: *REBECCA Work Package 4: Rivers. Deliverable D 14: Report on relations linking pressures, chemistry and biology in rivers and tools assessing these linkage, chapter 2.3*, Friberg, N. (Ed.), pp. 1-184, Ministerio de Medio Ambiente de Dinamarca. Disponible en: http://www.rbm-toolbox.net/docstore3/docstore_free.php?groupid=5&langid=3&service=3&root=1713. Acceso el 01/07/2011.
- Downes, B. 2010. Back to the future: little-used tools and principles of scientific inference can help disentangle effects of multiple stressors on freshwater ecosystems. *Freshwater Biology* 55 (Suppl. 1): 60-79.
- Dunbar, M.J., Pedersen, M.L., Cadman, D., Extence, C., Waddingham, J., Chadd, R. y Larsen, S.E. 2010. River discharge and local-scale physical habitat influence macroinvertebrate LIFE scores. *Freshwater Biology* 55 (1): 226-242.
- Friberg, N. 2010. Pressure-response relationships in stream ecology: introduction and synthesis. *Freshwater Biology* 55(7): 1367-1381.
- Friberg, N., Skriver, J., Larsen, S.E, Pedersen, M.L. y Buffagni, A. 2010. Stream macroinvertebrate occurrence along gradients in organic pollution and eutrophication. *Freshwater Biology* 55(7): 1405-1419.
- Hillman M. y Brierley G.J. 2008. Restoring uncertainty: translating science into management practice. En: *River futures: an integrative scientific approach to river repair*, Brierley G.J. y Fryirs K.A. (Eds.), pp. 257-272, Island Press, Washington.
- Holm, S. 1979. A Simple Sequentially Rejective Multiple Test Procedure. *Scandinavian Journal of Statistics* 6(2): 65-70.
- IGN (Instituto Geográfico Nacional). 2002. *CORINE 2000. Descripción de la nomenclatura del CORINE Land Cover al nivel 5º*. Ministerio de Fomento. Madrid. Disponible en: http://www.fomento.es/NR/rdonlyres/86D25BA3-E051-4239-B4B9-D149BBEB2501/3164/021213Nomenclatura5_descrip.doc. Acceso el 01/07/2011.
- IGN (Instituto Geográfico Nacional). 2004. *CORINE Land Cover 2000 España. Base de datos de ocupación del suelo nacional para el año 2000 con la nomenclatura de 85 clases, nivel 5, en formato export shape de Arc-info*. Ministerio de Fomento. Madrid.

- IGN (Instituto Geográfico Nacional). 2010. *CORINE Land Cover 2006 España. Base de datos de ocupación del suelo nacional para el año 2006 con la nomenclatura de nivel 3 en formato export shape de Arc-info*. Ministerio de Fomento. Madrid.
- Lecoite, C., Coste, M. y Prygiel, J. 1993. "Omnidia": software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia* 269-270(1): 509-513.
- Martínez Mas, J.F. Correcher, E., Piñón, A., Martínez Muro, M.A. y Pujante, A.M. 2004. Estudio del estado ecológico de los ríos de la cuenca hidrográfica del Júcar (España) mediante el índice BMWP'. *Limnetica* 23(3-4): 331-346.
- Moss, D., Furse, M.T., Wright, J.F. y Armitage, P.D. 1987. The prediction of the macroinvertebrate fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data. *Freshwater Biology* 17(1): 41-52.
- Munné, A., Solà, C., y Prat, N. 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua* 175: 20-37.
- Olden, J.D. y Poff, N.J. 2003. Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. *River Research and Applications* 19: 101-121.
- Ormerod, S.J., Dobson, M., Hildrew, A.G. y Townsend, C.R. 2010. Multiple stressors in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology* 55 (Suppl. 1): 1-4.
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J.L., Vivas, S., Bonada, N., Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Moyà, G., Prat, N., Robles, S., Suárez, M.L., Toro, M. y Vidal- Albarca, M.R. 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica* 21(3-4): 115-133.
- Poff, N.L. y Zimmerman, J.K.H. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform environmental flows science and management. *Freshwater Biology* 55(1): 194-205.
- Poquet, J.M., Alba-Tercedor, J., Tura Puntí, T., Sánchez-Montoya, M.M., Robles, S., Álvarez, M., Zamora-Muñoz, C., Sáinz-Cantero, C.E., Vidal-Abarca, M.R., Suárez, M.L., Toro, M., Pujante, A.M., Rieradevall, M. y Prat, N. 2009. The MEDiterranean Prediction And Classification System (MEDPACS): an implementation of the RIVPACS/ AUSRIVAS predictive approach for assessing Mediterranean aquatic macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia* 623: 153-171.
- Quinn, G. y Keough, M. 2002. *Experimental Design and Analysis for Biologists*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Quintas Ripoll, L. 1996. La base de datos hidrológicos "HIDRO" del CEDEX. *Ingeniería civil* 104: 117-126.
- R Development Core Team. 2009. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Viena.
- SGE (Servicio Geográfico del Ejército). 2005. *Carta Militar Digital de España*. Centro de Publicaciones del Ministerio de Defensa. Madrid.
- Suárez, M.L., Mellado, A., Sánchez-Montoya, M.M. y Vidal-Abarca, M.R. 2005. Propuesta de un índice de macrófitos (IM) para evaluar la calidad ecológica de los ríos de la cuenca del Segura. *Limnetica* 24: 305-318.
- Townsend, C. R., Dolédec, S., Norris, R., Peacock, K. y Ar Buckley, C. 2003. The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwater Biology* 48(5): 768-785.
- UPV-IIAMA (Universidad Politécnica de Valencia, Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente). 2009. *Definición de la concentración objetivo de nitrato en las masas de agua subterráneas de las cuencas intercomunitarias. Informe de 2 de noviembre de 2009*. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia.
- Wasson, J.G., Villeneuve, B., Iital A., Murray-Bligh, J., Dobiasova, M., Bacikova, S., Timm, H., Pella, H., Mengin, N. y Chandesris, A. 2010. Large scale relationships between basin and riparian land cover and ecological status of European rivers: examples with invertebrate indices from France, Estonia, Slovakia and United Kingdom. *Freshwater Biology* 55(7): 1465-1482.
- Wright, J.F. 1994. Development of RIVPACS in the UK and the value of the underlying data-base. *Limnetica* 10(1): 15-31.
- Zamora-Muñoz, C., Sáinz-Cantero, C.E., Sánchez-Ortega, A. y Alba-Tercedor, J. 1995. Are biological indices BMPW' and ASPT' and their significance regarding water quality seasonally dependent? Factors explaining their variations. *Water Research* 29: 285-290.