Los ecosistemas de las aguas subterráneas en los acuíferos aluviales del Ebro

Alfonso Calvo Tomás *
Lorena Trigo Longares **
Manuel Arce Montejo **
Miguel García Lapresta **

* Servicio de Estudios Medioambientales. Área de Gestión Medioambiental. Confederación Hidrográfica del Ebro. P.º de Sagasta, n.º 24-28. E-50071 Zaragoza. España.
** Zeta Amaltea, S.L. C/ Carlos Marx, n.º 4. E-50015 Zaragoza. España.

El amenazado ecosistema ribereño

El río Ebro, con un curso de meandros libres único en España, atraviesa en el centro de la cuenca un ambiente de gran aridez en el que el paisaje fluvial adquiere un protagonismo visual, social y ecológico.

El sistema fluvial formado por el río y los cordones laterales de vegetación natural constituyen un importante activo ecológico. La continuidad espacial y temporal de las condiciones microclimáticas que aporta, permiten aislar al sistema de las influencias externas, especialmente de la aridez y continentalidad del clima propio de la cubeta terciaria del Ebro. De esta manera, especies de flora y fauna submediterráneas o eurosiberianas -propias de latitudes más altas o climas más templados- penetran profundamente hasta el interior de la región biogeográfica mediterránea, induciendo un importante aumento de la diversidad ecológica.

Figura 1. Meandros del Ebro en Gallur. (Fuente: Google Earth.)

En el eje de la cuenca del Ebro, en general los bosques de ribera están bastante intervenidos y alterados, pero todavía quedan buenos ejemplos en el Cinca, y en ciertos tramos del propio Ebro, como es el caso de los galachos de Juslibol, la Alfranca o de Pastriz.

Los hábitats naturales ligados a este corredor ribereño están sometidos a fuertes presiones agrícolas y urbanas que han reducido en las últimas décadas su extensión de manera drástica, limitando los bosques de ribera a una estrecha banda de unas decenas de metros junto al cauce y en ocasiones al propio cauce. En la actualidad, en el eje del Ebro medio, los espacios naturales no intervenidos por la actividad humana (áreas de vegetación natural, humedales y cauces) apenas representan el 8% del territorio, de los que el 5%, está constituido por cauces naturales. No obstante a pesar de su exigua representación territorial estos ámbitos suponen reductos de elevada biodiversidad y forman corredores naturales imprescindibles para la fauna silvestre.

Figura 2. Riberas del Ebro en el meandro «El Marinal», San Adrián (Navarra).

En definitiva, en el Corredor del Ebro en su tramo medio, convergen intereses aparentemente encontrados: es la espina dorsal de un espacio de actividad y desarrollo económico y a su vez, es un espacio de gran interés ambiental para garantizar la conectividad biológica entre los arcos mediterráneo y atlántico.

Sin embargo, a pesar de las funciones que las riberas desempeñan y los valores que reportan a la sociedad, una buena parte de nuestros ríos se encuentra en mayor o menor medida afectada por importantes alteraciones que ponen en ries-

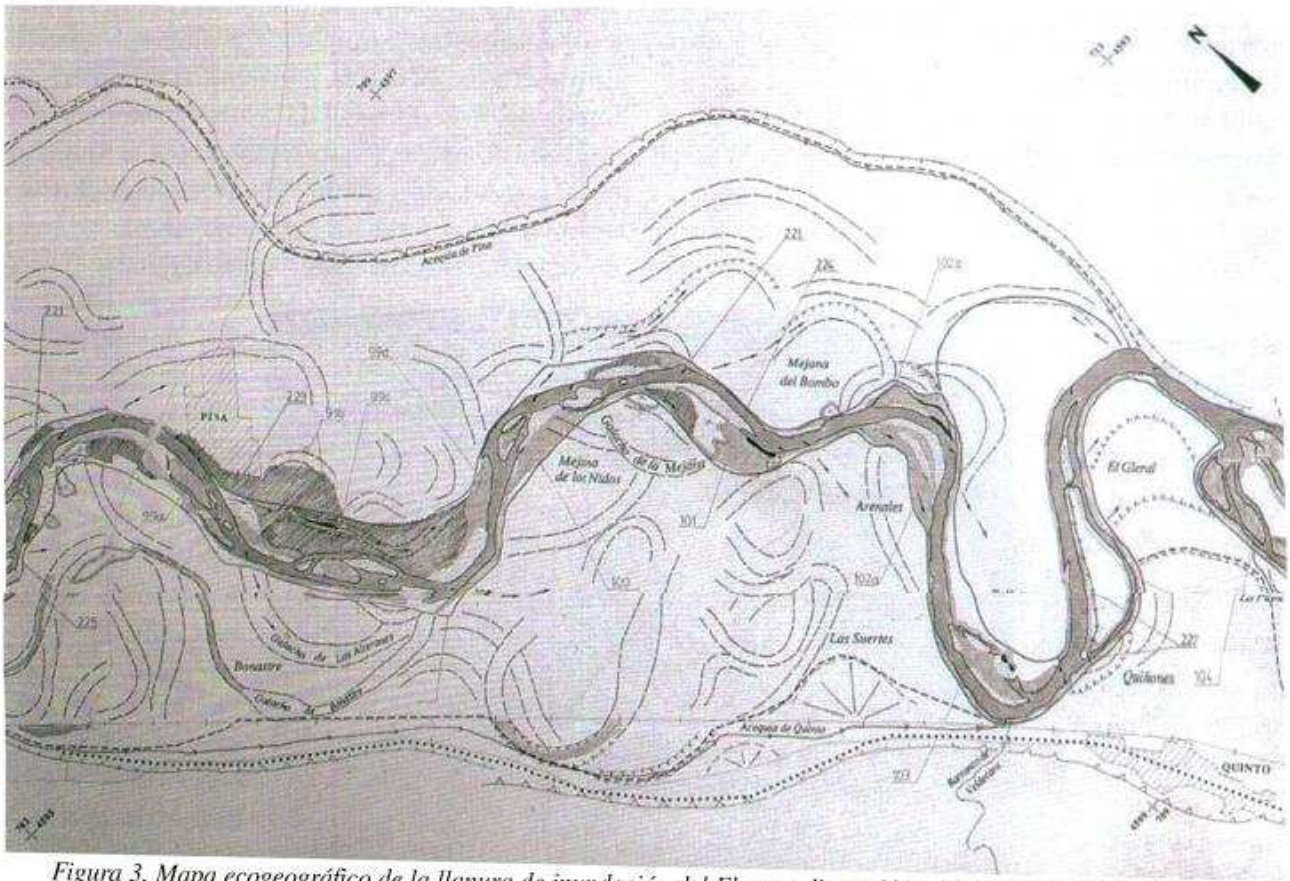

Figura 3. Mapa ecogeográfico de la llanura de inundación del Ebro medio en 1981, sector Pina de Ebro-Quinto. (Fuente: OLLERO OJEDA, 1996.)

go sus ecosistemas asociados. Según el informe de 2009 sobre el Control del Estado de las Masas de Agua, realizado por la Confederación Hidrográfica del Ebro, algo más del 25% de los ríos no alcanzan un estado bueno por razones de contaminación química o por deterioro de su estado ecológico, entendiendo como tal, la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosis¬temas acuáticos asociados a las aguas superficiales, como las zonas hiporreicas.

¿Qué es la zona hiporreica?

La zona hiporreica es el ámbito espacial de los sedimentos fluviales dentro de los cuales existe un intercambio de agua entre el río y el acuífero. Está formado por los sedimentos saturados en agua bajo o a la orilla de los ríos. El entendimiento de su diversidad y de su funcionamiento es un nuevo desafío para incorporar los actuales conceptos biológicos en el marco de la gestión de las aguas subterráneas.

Las zonas hiporreicas al constituir zonas de transición entre aguas superficiales y subterráneas, albergan un ecotono con una fauna propia subsuperficial (estigofauna) y una actividad de bacterias y protozoos que aceleran la degradación de la materia orgánica. Las interacciones físicas y químicas producidas en esta zona, influyen en el balance de nutrientes y transportes de contaminantes. Los tramos de río con la zona hiporreica más desarrollada contienen una mayor diversidad de invertebrados, una mayor retención de nutrientes y un menor tiempo de recuperación ante alteraciones.

Este ecosistema no es un sistema cerrado ni aislado, sino que física y tróficamente está abierto a numerosos intercambios con los ecosistemas limítrofes. Desde un punto de vista energético es un sistema que está siendo alimentado por un flujo de materia orgánica procedente de la superficie, y alberga elevados gradientes químicos y energéticos, con un comportamiento de reducción que desempeña un papel muy relevante en la digestión de sustancias contaminantes, especialmente en el caso de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y que también parece ser relevante en otro tipo de contaminantes (metales).

La extensión lateral de este ecosistema depende en buena medida de cómo la geometría aluvial favorece el intercambio entre agua subterránea y superficial. Los meandros fluviales potencian el intercambio de agua entre el aluvial y el río, y la presencia de barras de acrección u otros depósitos de elevada permeabilidad mejoran la conectividad río-acuífero.

El aluvial del Ebro en su tramo medio reúne unas características geométricas muy favorables para el desarrollo de zonas hiporreicas, con numerosos depósitos de meandros abandonados que el río ha ido modificando durante su historia reciente hasta dibujar su trazado actual. La llanura de inundación alberga una gran complejidad textural, con paleocanales, depósitos de acreción lateral, de inundación, etcétera, dando lugar a un acuífero aluvial que, a peque-

Figura 4. Mota con escollera en Tudela.

ña escala, muestra una elevada heterogeneidad hidrodinámica y una gran conectividad con el cauce actual.

Actualmente la antropización de las riberas altera drásticamente la dinámica del río: la construcción de motas y diques, la destrucción de bosques de ribera y la laminación de avenidas, son factores que tienden a inhibir la conexión entre el río y el acuífero aluvial.

La biodiversidad de la zona hiporreica

Estas zonas de transición constituyen un reducto de biodiversidad subterránea, en el que se ha reconocido una fauna de elevada originalidad por cuanto muestra una moderada diversidad específica y una extrema riqueza en endemismos.

En función del grado de vinculación de los organismos con el ambiente hiporreico se puede diferenciar entre organismos estigobios, estigoxenos y estigófilos. Los primeros desarrollan su ciclo completo en las aguas subterráneas. Los estigófilos sólo emigran a las aguas subterráneas cuando el ambiente en el agua superficial es desfavorable. Los estigoxenos son aquellos cuya presencia en aguas subterráneas es accidental. De todos los ecosistemas conocidos, los acuíferos albergan la mayor proporción de taxones raros poco frecuentes y con distribuciones muy restringidas. No obstante, su ecología está muy poco estudiada en relación con los sistemas fluviales y lacustres. A pesar de que la importante presión a que están sometidos los recursos subterráneos y los sistemas fluviales, puede estar afectando muy negativamente a estos ecotonos y provocando una alta tasa de extinción de especies.

Desde mediados del s. XIX, los científicos tenían conocimiento de que las aguas subterráneas albergaban fauna invertebrada y algunas especies vertebradas. Estos animales procedentes de las aguas subterráneas eran conocidos como estigofauna. A comienzos del s. XX, ya existían evidencias de la actividad de microorganismos vivos en las aguas subterráneas.

En 1962, el vínculo fundamental entre la calidad de las aguas subterráneas y la actividad microbiana fue descrito por GUREVICH (1962) en uno de los avances fundamentales en la ecología subterránea, que fundamenta las técnicas de biorremediación para la descontaminación de las aguas.

En la década de 1990, se introdujo el concepto de **ecotono** de las aguas superficiales y subterráneas por GILBERT *et al.* (1990). Un ecotono se define como una zona de transición entre dos ecosistemas que manifiestan características de ambos. Gilbert argumenta que la interacción entre las aguas subterráneas y las superficiales mediante un ecotono consiste en variaciones de intensidad de luz, saturación de oxígeno y en variables como la temperatura del agua, a lo largo de un gradiente biogeoquímico en nutrientes como con el nitrógeno.

Recientemente, el proyecto PASCALIS (*Protocols for the ASsessment and Conservation of Aquatic Life In the Subsurface*), financiado por la Comisión Europea tuvo por objeto caracterizar y cartografiar la biodiversidad de las aguas subterráneas de la Unión Europea. Una de las materializaciones de este proyecto es una guía metodológica para el muestreo de la fauna intersticial (GIBERT, 2005).

En España la Confederación Hidrográfica del Ebro ha realizado incipientes estudios de caracterización de la fauna hiporreica en varios lugares con condiciones hidromorfológicas y geoló-

gicas muy diferentes: Ebro en Zaragoza y Milagro, Tirón en Haro y en la laguna de Chiprana. En ellos se comprobó la presencia de estigofauna con una frecuencia y diversidad variables y dependientes de las condiciones locales.

Servicios ambientales de la zona hiporreica

Actualmente, en la comunidad científica, se está comenzando a percibir las aguas subterráneas no sólo como una fuente de recursos sino también como un ecosistema vivo. Por lo tanto es susceptible de valoración de su estado con criterios ecológicos, empleando microbios e invertebrados como potenciales bio-indicadores de estado (DANIELOPOL *et al.*, 2004). La complejidad de este nuevo desafío requiere de un enfoque multidisciplinar con herramientas de ecología, microbiología, hidrogeología y geoquímica.

Estos sistemas prestan importantes servicios ambientales que incluyen:

- Albergar frezaderos y refugio para ciertas especies piscícolas.
- Proporcionar zonas de enraizamiento de plantas acuáticas.

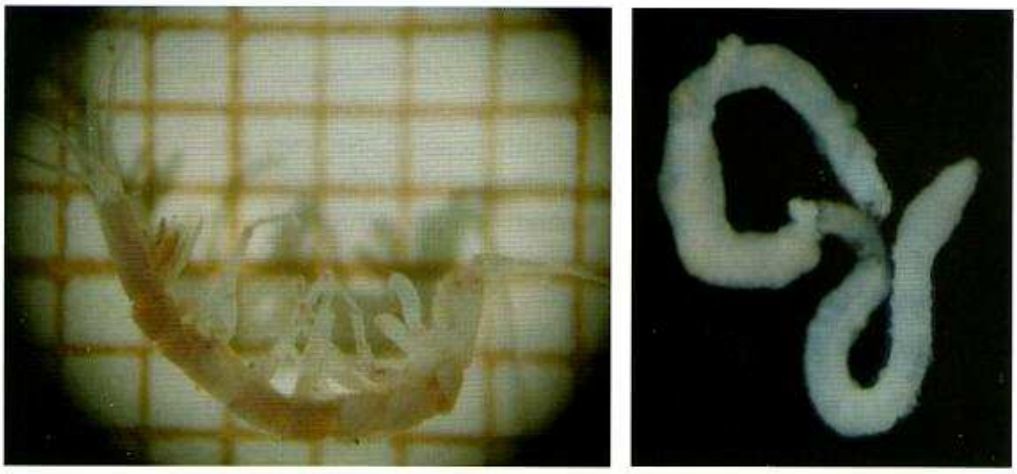

*Figura 5. Macroinvertebrados muestreados en un pozo del aluvial del Ebro en Pina. Izda.: Estenenosellido (*Stenasellus virei*). Dcha.: anélido de la clase Oligochaeta.*

- Son relevantes en el ciclo del carbono, energía y nutrientes.
- Constituir zonas de atenuación natural de contaminantes por biodegradación, sorción y mezcla.
- Regular la temperatura del agua del río.
- Finalmente, desde una perspectiva más holística, estos corredores riparios (incluida la zona hiporreica), constituidos por el sistema interconectado río-llanura de inundación, desempeñan un papel relevante en la atenuación de las inundaciones.

La valorización económica de los servicios ambientales de la zona hiporreica requiere un enfoque complejo y multidimensional. Se trata de servicios que contribuyen al bienestar humano pero pueden no estar completamente integrados en los mercados ni cuantificados en términos comparables con otros servicios económicos. Su monetización se puede abordar en la medida en que se incluyan en algún proceso de producción o consumo.

Es muy difícil por ejemplo asignar un valor económico a la biodiversidad que albergan y que está en peligro, tanto más cuanto ésta no está aún bien caracterizada. Sería más viable valorar su función como frezaderos en la medida de que su degradación tendría repercusiones sobre fauna piscícola de interés económico. Aquí nos centraremos en su función de autodepuración natural por ser una de sus componentes que más interés ha suscitado en las investigaciones recientes. Esto es así debido a que una de las principales causas de contaminación de las masas de agua en la Unión Europea es la causada por nutrientes (nitrógeno y fósforo), para los que la zona hiporreica ha mostrado una notable capacidad de atenuación natural. Recientemente, se ha demostrado cómo la consideración de la zona hiporreica en los modelos predictivos de contaminación por nitratos en ríos mejora su capacidad predictiva (SMITH *et al.*, 2009).

El principal mecanismo de reducción de la concentración de nitrato en las zonas riparias es la desnitrificación microbiana. Las bacterias en las aguas subterráneas obtienen la energía necesaria para su metabolismo de la oxidación de compuestos orgánicos o inorgánicos (por ejemplo del sulfuro de hierro que forma las piritas). Para ello emplean los agentes oxidantes disponibles en el medio subterráneo según una secuencia de preferencia en función del aporte de energía (fig. 6). El oxígeno es el agente oxidante con mayor eficiencia energética y, por tanto, el preferente. En exceso de materia orgánica, las bacterias aerobias consumen oxígeno hasta su agotamiento, momento en

el que las bacterias anaerobias emplean el nitrato como agente oxidante. En ausencia de éste, los siguientes agentes oxidantes empleados por las bacterias son los óxidos de manganeso y hierro y luego los sulfatos. La metanogénesis sucede en las condiciones más reductoras, una vez que los anteriores agentes oxidantes se han agotado. Esta misma secuencia de reacciones rédox se ha podido observar a lo largo de líneas de flujo en las plumas contaminantes de vertederos en aguas subterráneas.

La desnitrificación, esto es, la transformación del nitrato disuelto en el agua en N_2 (gas) que ocurre en las zonas hiporreicas se ha reconocido como un sumidero de los nutrientes (nitrógeno y fósforo) muy importante, hasta el punto de que se le considera como la «última trinchera» en la lucha contra la contaminación difusa. En el proyecto EUROHARP, financiado por la Unión Europea (2002-2005) para desarrollar herramientas de cuantificación de los aportes difusos de nutrientes (nitrógeno y fósforo) se estimaron unas tasas de absorción medias en las zonas riparias de 840 kg N/ha·año (mediana de 250 kg N/ha·año y máxima de 3350 kg N/ha·año). En el caso del fósforo, del que se dispone de menos experiencias, se estimó una tasa retención entre el 6 y el 24%.

Con los datos disponibles es posible realizar una valoración económica de su función ambiental como sistema de autodepuración natural comparando las tasas de retención natural de nitrógeno con los costes promedio del servicio de depuración urbana. Para el ámbito geográfico del Ebro medio (entre Tudela y Gelsa), el coste anual equivalente de depuración en EDAR realizado por la zona hiporreica es del orden de 28 millones de euros.

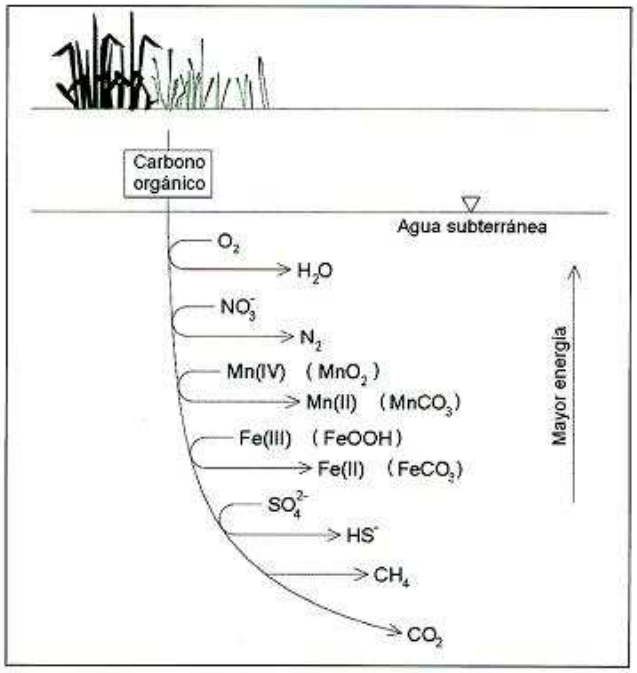

Figura 6. Secuencia termodinámica de reacciones de oxidación-reducción de las aguas subterráneas.

Su papel en la lucha contra la contaminación de los ríos

La contaminación de las aguas subterráneas por nitratos es la de mayor extensión en España por la cantidad de masas de agua subterránea que afecta. La creciente presión de diversas fuentes tanto difusas (agrícola y ganadera) como puntuales (actividades industriales y urbanas) ha agravado históricamente el problema que afecta cada vez a una extensión mayor de acuíferos.

El aumento constatado de la concentración de nitratos en las aguas subterráneas y superficiales por encima de los niveles de calidad establecidos en buena parte de los países de la Unión Europea motivó la aprobación en la UE de la Directiva 91/676/ CE relativa a nitratos.

Los acuíferos más sensibles a este tipo de contaminación son generalmente acuíferos superficiales ligados a sistemas aluviales, y por lo tanto los de más fácil acceso a la mayor parte de la población y más fácil explotación. Su contaminación ha obligado a buscar alternativas más costosas para muchos abastecimientos urbanos e incluso, en algunos casos, a abordar importantes costes de inversión y mantenimiento en plantas de desnitrificación. Se trata esta última de una solución parcial que no resuelve el problema de la contaminación agraria, por cuanto sólo elimina su indicador más visible, el contenido en nitratos, obviando otros posibles compuestos nocivos procedentes de la aplicación de biocidas en agricultura, mucho más difíciles de analizar. Además, este tipo de tratamientos genera un rechazo salino de compleja gestión ambiental que en realidad traslada la contaminación a otro medio (generalmente un río).

Se trata además de un tipo de contaminación de muy difícil y costoso tratamiento, cuando no inviable, por lo que la remediación natural constituye probablemente, y en líneas generales, un activo irrenunciable.

En España se ha perdido un 60% de las zonas húmedas en el último siglo debido al drenaje del suelo para su cultivo o el desarrollo urbano. A tenor de la capacidad de estas zonas para absorber nitrógeno, queda patente el potencial de autorecuperación perdido y lo que supone esta pérdida en cuento a degradación en la calidad de las aguas.

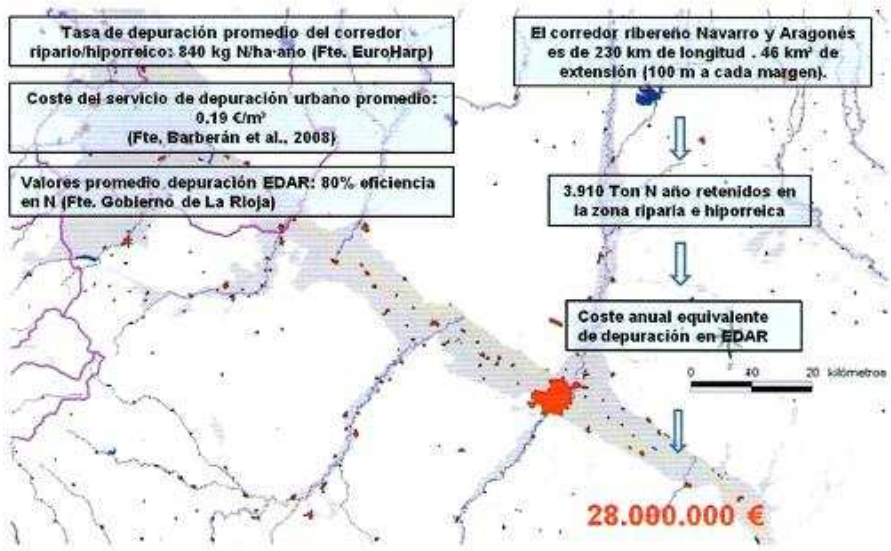

Figura 7. Valoración del servicio ambiental de depuración de nitrógeno en la zona hiporreica.

Las actuaciones de recuperación de humedales y zonas ribereñas son elementos fundamentales para fomentar la autodepuración. Valga mencionar como ejemplo las políticas de restauración danesas (Danish Watercourse Act, 1982) que recuperan la sinuosidad original de los ríos para mejorar la conectividad entre el río y la llanura de inundación. Se recuperaron 16.000 ha de humedales y se rehabilitaron 900 km de ríos. El objeto era reducir en un 50% la contaminación por nitratos.

¿A qué riesgos están sometidos los ecotonos hiporreicos?

Las conexiones verticales del medio hiporreico y los acuíferos, y las laterales con las zonas riparias y la llanura de inundación, completan una estructura de complejas relaciones espaciales y temporales que algunos autores han denominado corredor hiporreico. Su integridad ecológica está amenazada por multitud de actividades humanas habida cuenta del alto grado de antropización de los ejes fluviales.

Los impactos sobre estos sistemas terrestres y acuáticos provocan una reducción de los procesos de intercambio que relacionan los distintos componentes del corredor hiporreico, interfiriendo en la integridad ecológica de los ambientes superficiales y subsuperficiales. Como consecuencia de la falta de conexión entre ellos se suceden efectos en cascada que desembocan en la reducción de calidad y cantidad de recursos de agua (fig. 9).

Figura 8. Obras de recuperación del trazado meandriforme de un río en Dinamarca.

Entre las actividades que pueden tener consecuencias dañinas paras los ambientes hiporreicos se incluyen:

- Dragados: que eliminan sedimentos del fondo destruyendo hábitats potenciales, y por tanto su capacidad natural de atenuación; suelen retirar preferentemente gravas (potenciales frezaderos).
- Diques y presas: alteran las condiciones hidrodinámicas del río en el entorno de la estructura, con depósitos de sedimentos finos aguas arriba que colmatan el lecho del río.
- Gestión del territorio: la erosión de los terrenos agrícolas es una fuente importante de sedimentos finos y nutrientes hacia el río, que pueden causar la colmatación del lecho y la eutrofización del agua.
- Defensas contra avenidas: la construcción de barreras a la avenida (por ejemplo, escolleras o muros de hormigón) reduce la conectividad lateral entre río y la ribera, rompiendo la integridad ecológica de los ambientes riparios e hiporreicos.
- Restauración de riberas: este tipo de actuaciones tiene por objeto mejorar un tramo de río degradado. En el pasado, muchas de estas actuaciones se han centrado en la mejora estética. Los planes de restauración deben considerar otros

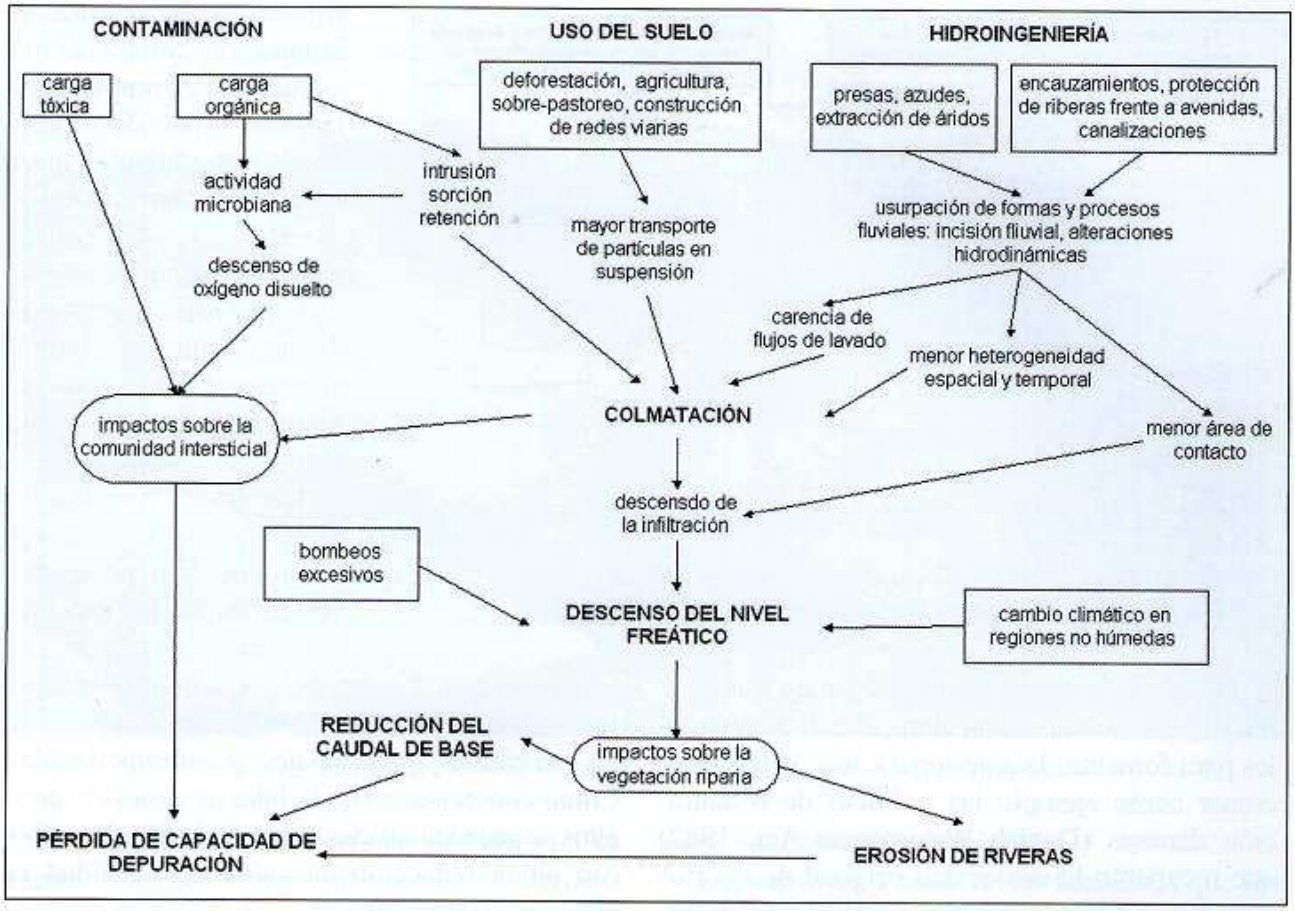

Figura 9. Impactos humanos que afectan al corredor hiporreico. (Modificado de Sophocleous, 2002.)

beneficios ambientales, considerando todo el rango de servicios ambientales, incluyendo el hábitat hiporreico, el intercambio entre agua subterránea y superficial y la conectividad vertical y lateral entre el río y las riberas. En este sentido, los planes de restauración han de planificarse en tres dimensiones, más allá de la extensión inmediata del cauce.

Referencias bibliográficas

DANIELOPOL, D. L., GILBERT, J., GRIEBLER, C., GUNATILAKA, A., HAHN, H. J., MESSANA, G., NOTENBOOM, J. and SKET, B. 2004. Incorporating ecological perspectives in European groundwater management policy. *Environmental Conservation*, **31** (3), pp. 185-189.

GIBERT, J. (ed.) 2005. *World Subterranean Biodiversity. Proceedings of an international symposium held on 8-10 december 2004. Villeurbanne, France*. http://pascalis-project.com

GILBERT, J., DOLE-OLIVIER, M. J., MARMONIER, P. and VERVIER, P. 1990. Surface water-groundwater ecotones. *In*: NAIMAN, R. J. and DÉCAMPS, H. (eds.) *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*. UNESCO/Parthenon Publishing, London, pp. 199-225.

GUREVICH, M. S. 1962. The role of microorganisms in producing the chemical composition of ground water. *In*: KUZNETSOV, S. I. (ed.) Geologic activity of microorganisms. *Trans. Institute Microbiol., New York*, **IX**, pp. 65-77.

OLLERO OJEDA, A. 1996. *El curso medio del Ebro: geomorfología fluvial, ecogeografía y riesgos*. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, Zaragoza. 311 pp.

SMITH, J. W. N., SURRIDGE, B. W. J., HAXTON T. H. and LERNER D. N. 2009. Pollutan attenuation at the groundwater – surface water interface: A classification scheme and statistical analysis using national scale nitrate data. *Journal of Hydrology*. Doi: 10.1016/j.jhydrol.2009.02.026

SOPHOCLEOUS M. (2002). Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. *Hydrogeology Journal*, 10 (1): pp. 52-67.