

**Observatorio Medioambiental**

ISSN: 1139-1987

<http://dx.doi.org/10.5209/OBMD.79518>EDICIONES  
COMPLUTENSE

## La conectividad de los cursos fluviales de la Comunidad de Madrid: una evaluación ambiental a partir de proyectos globales de mapeo hidrográfico

Fernando García Quiroga<sup>1</sup>

Recibido: 6 de septiembre del 2021 / Enviado a evaluar: 7 de septiembre del 2021 / Aceptado: 15 de diciembre del 2021

**Resumen.** Durante miles de años los ríos han jugado un papel fundamental en las sociedades humanas, proporcionando agua para usos domésticos y agrícolas, así como medio imprescindible para el transporte, la producción industrial y la generación de energía eléctrica. Por ello, los ríos son fuentes esenciales de riqueza económica, salud ambiental y también elementos de cohesión cultural. En las últimas décadas y debido a las necesidades crecientes de agua dulce, el número de presas y embalses se ha incrementado de manera muy importante en todo el Mundo, poniendo en peligro la conectividad de muchos ríos, y produciendo graves repercusiones medioambientales. La presente investigación se centra en el análisis de la conectividad longitudinal de los ríos de la Comunidad de Madrid, mediante una evaluación comparada de diferentes proyectos globales de mapeo hidrográfico, por medio de Sistemas de Información Geográfica (SIG) en alta resolución espacial.

**Palabra clave:** Comunidad de Madrid; conectividad fluvial; mapeo hidrográfico; SIG; evaluación ambiental.

### [en] The rivers connectivity in the Community of Madrid: an environmental review through global projects of hydrographic mapping

**Abstract.** For thousands of years the rivers played a fundamental role in human societies, providing water for domestic and agricultural use and also as an essential medium for transportation, industrial production and generating electricity. For this reason the rivers are essential sources of economic wealth, environmental health and also elements of cultural cohesion. Over the past decades, due to the increasing need of fresh water, the number of dams and reservoirs have been increased drastically all over the world, putting in danger the connectivity of many rivers and causing serious environmental repercussions. This study focuses on the analysis of the longitudinal connectivity of the rivers inside the Community of Madrid; through the comparative evaluation of different global projects of hydrographic mapping, with Geographic Information System (GIS) in high spatial resolution.

**Keywords:** Community of Madrid; riverine connectivity; hydrographic mapping; environmental review.

---

<sup>1</sup> Director Adjunto. Gabitea Medio Ambiente.  
E-mail: nancht@hotmail.com

## [fr] La connectivité des cours d'eau dans la Communauté de Madrid: une évaluation environnementale basée sur des projets mondiaux de cartographie hydrographique

**Résumé.** Pendant des milliers d'années, les rivières ont joué un rôle fondamental dans les sociétés humaines, fournissant de l'eau à des fins domestiques et agricoles, ainsi qu'un moyen essentiel de transport, de production industrielle et de production d'énergie électrique. Pour cette raison, les rivières sont une source essentielle de richesse économique, de santé environnementale et également un élément de cohésion culturelle. Au cours des dernières décennies, et en raison des besoins croissants en eau douce, le nombre de barrages et de réservoirs a considérablement augmenté dans le monde, mettant en danger la connectivité de nombreux cours d'eau et causant de graves répercussions sur l'environnement. Cette recherche se concentre sur l'analyse de la connectivité longitudinale des rivières de la Communauté de Madrid, au moyen d'une évaluation comparative de différents projets mondiaux de cartographie hydrographique, grâce à un système d'information géographique (SIG) à haute résolution spatiale.

**Mot-clé:** Communauté de Madrid; connectivité fluviale; cartographie hydrographique; SIG; évaluation environnementale.

**Cómo citar.** García Quiroga, F. (2021): La conectividad de los cursos fluviales de la Comunidad de Madrid: una evaluación ambiental a partir de proyectos globales de mapeo hidrográfico. *Observatorio Medioambiental*, 24, 135-153.

**Sumario.** 1. Introducción. 2. Aspectos relevante de Ecuador. 2.1. Estructura Económica del País. 3. Aspectos relevantes del Turismo en Ecuador. 4. La preservación en Espacios Naturales y Culturales que posee Ecuador. 4.1. Particularidades del Parque Nacional Yasuní. 4.1.2. Gestión del turismo en Yasuní. 4.1.2.1. Diferencias entre impactos positivos e impactos negativos. 5. A modo de conclusiones. 6. Referencias bibliográficas.

### 1. Introducción

El agua es mucho más que un recurso natural, debido a su relevancia territorial, paisajística y reguladora de ecosistemas en todo el mundo, adquiere un valor fundamental como activo socioeconómico (Sotelo, et al., 2012). En el devenir histórico, los sistemas fluviales han sido fundamentales para el desarrollo de la civilización, por ello no extraña que las cuatro más grandes y antiguas civilizaciones de la historia de la humanidad, florecieron cerca de algún importante río y de sus fértiles llanuras fluviales: Mesopotamia, gracias a los ríos Tigris y Éufrates; la cultura Harrapan por el río Indo; China, entre los ríos Yangtsé y Amarillo, surgidos de las cumbres de la meseta tibetana; y Egipto, como “regalo” del río Nilo (Ball, 2007). Actualmente los grandes ríos del mundo y sus llanuras integran el hogar del 35% de la población mundial, siendo económicamente regiones vitales y constituyendo también algunos de los hábitats más diversos de la Tierra, ya que componen sistemas biofísicos extremadamente complejos, donde las especies y comunidades acuáticas reflejan una extensa historia evolutiva de ajustes a entornos dinámicos y heterogéneos (Poff, 2014). A pesar de ello, existen abundantes factores estresantes de origen

antropogénico, que incluyen elementos que en muchos casos se encuentran retroalimentados (Best, 2019).

Tabla 1. Principales acciones antrópicas que modifican el régimen hidrológico y sus consecuencias.

Actividades antrópicas	Principales consecuencias sobre el régimen hidrológico
Grandes presas	<ul style="list-style-type: none"> <li>-<u>Regulación</u>: alteración en magnitud, variabilidad y estacionalidad de los caudales ordinarios.</li> <li>-<u>Laminación</u>: transformación en magnitud y frecuencia de las avenidas.</li> <li>-<u>Transporte de sedimentos</u>: variación en tipología y magnitud.</li> </ul>
Detracciones substanciales de agua en la cuenca no relacionadas ni a grandes presas ni a riegos, incluyendo trasvases.	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Disminución/aumento de caudales</li> <li>-Alteración de la estacionalidad</li> <li>-En el caso de trasvases:               <ol style="list-style-type: none"> <li>1. En masa de agua donante, descenso de caudales.</li> <li>2. En masa de agua receptora, aumento de caudales.</li> </ol> </li> </ul>
Impermeabilización por zonas urbanas, periurbanas e industriales.	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Aumento de la escorrentía (variación en magnitud y frecuencia de caudales ordinarios y avenidas habituales).</li> <li>-Disminución de la generación de sedimentos.</li> </ul>
Vertidos	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Incremento de caudales (alteración en magnitud).</li> <li>-Alteración de la estacionalidad.</li> </ul>
Riegos	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Reducción/aumento de caudales.</li> <li>-Alteración de la estacionalidad.</li> </ul>
Extracciones de áridos, estructuras de retención de sedimentos, azudes, etc.	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Disminución de la producción y/o transporte de sedimentos.</li> </ul>

Fuente: MITECO (2019). Modificado.

Sin duda, la construcción de presas y embalses ha posibilitado el suministro de agua dulce que demandan las sociedades humanas modernas, ya que facilitan el abastecimiento necesario para usos urbanos, industriales y agrícolas (Richter y Thomas, 2007; WCD, 2000). En las últimas seis décadas, el número global de presas ha crecido cuantiosamente y se pronostica que continuará incrementando su número en las regiones menos desarrolladas (Grill et al., 2015). Según datos de el Global Runoff Data Center (GRDC), centro de datos internacional que opera bajo los auspicios de la Organización Meteorológica Mundial (OMM), los flujos globales de agua dulce que fluyen hacia los océanos mundiales ascienden a 42.000 km<sup>3</sup> al año. Conjuntamente, el Sistema mundial de información de la Organización de las

Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), sobre el agua en la agricultura (AQUASTAT), gracias a las presas existe una capacidad total de almacenamiento de agua dulce de 6.859,65 km<sup>3</sup> (FAO, 2016). Esto significa que las presas y embalses del Mundo tienen un potencial de almacenamiento del 16,33% de toda el agua dulce que fluye hacia los océanos. Además, esta cifra supone más de la mitad de toda el agua que existe en la atmósfera terrestre (Gleick, 1996), y más de cinco veces el agua contenida en toda la materia biológica del planeta Tierra (Shiklomanov, 1993). Conjuntamente, al almacenar agua dulce en embalses, los seres humanos amplifican la variabilidad estacional en el almacenamiento de agua, actualmente el 57% de la variabilidad estacional del almacenamiento de agua superficial de la Tierra ocurre en embalses manejados por los seres humanos (Cooley, et al., 2021).

Evidentemente, este fenómeno ha comprometido la conectividad de gran parte de los ríos del mundo (Malmqvist y Rundle, 2002); algo que, sumado al cambio climático, el otro gran factor que altera los regímenes fluviales a escala global en intensa interacción con la fragmentación antropogénica de los ríos, potencia previsiblemente muchos de los efectos perniciosos de ambos fenómenos (Schneider, et al., 2013).

Desde el punto de vista conceptual, la conectividad fluvial puede ser estructural o funcional. La conectividad estructural se entiende como la conexión física del río, mientras que la conectividad funcional tiene que ver con el movimiento de genes, individuos o poblaciones a través de este (Olden, et al., 2010). Las barreras fluviales, se suelen diferenciar para su mejor comprensión, entre naturales y artificiales, estas últimas de origen evidentemente antropogénico. Existen barreras naturales que fragmentan físicamente los cursos fluviales, como son las cascadas y cañones, o incluso químicamente como los humedales que pueden alterar los niveles de oxígeno en el agua, el pH, o el carbono orgánico disuelto. Dentro de las barreras artificiales, se subdividen a su vez en: barreras físicas como presas, azudes, entubados y compuertas; barreras fisicoquímicas relacionada con procesos de contaminación; y barreras biológicas, debido especialmente a las especies exóticas invasoras introducidas por los seres humanos, muchas de ellas agregadas de manera intencionada y otras cuyo origen es el resultado indirecto no deseado de alguna otra acción (Fuller, et al., 2015).

El grado de conectividad fluvial, es multidimensional, y agrupa tanto al eje longitudinal como al eje lateral de los ríos. El eje longitudinal, se entiende como la dimensión del río que discurre a lo largo del mismo a medida que fluye el agua; mientras que el eje lateral incluye la dimensión que implica el intercambio de materiales y organismos entre el cauce y la zona ribereña (Triska, 1984). Las presas y otras barreras artificiales presentan sus principales impactos en el eje longitudinal de los ríos, los cuales son bien conocidos, derivados de la inundación, manipulación del flujo de agua y fragmentación. Además, la inundación de la cuenca puede causar anoxia, emisión de gases de efecto invernadero, sedimentación no deseada, así como reasentamiento de grupos humanos. Por otra parte, la manipulación del flujo de agua puede reducir la productividad de las llanuras de inundación, ya que se produce una reducción en el suministro de nutrientes fluviales a las llanuras aluviales aguas abajo,

provocando pérdidas en la productividad del suelo, que vienen acompañadas de un mayor grado de fertilizantes artificiales, con las perniciosas consecuencias ambientales que esto reporta (Nixon, 2003), añadido a la disminución de la producción primaria acuática que tan importante es para mantener la salud de los ecosistemas fluviales (Forsberg, et al., 2017).

El agua dulce representa únicamente el 0,01% del agua del Mundo y aproximadamente el 0,8% del que se encuentra en las tierras emergidas, sin embargo, esta pequeña fracción del agua global soporta al menos el 6% de todas las especies descritas por la ciencia. Los ecosistemas dulceacuícolas están experimentando disminuciones en la biodiversidad mucho mayores que las de los ecosistemas terrestres más afectados (Dudgeon, et al., 2006). La fragmentación del hábitat es una de las principales causas de extinción de especies locales y regionales en los ecosistemas de agua dulce (Miyazono y Taylor, 2013), poseyendo efectos directos en la biodiversidad nativa y no nativa (Fagan, 2002), siendo muy posible que la alteración del hábitat y los factores estresantes asociados que operan sobre especies nativas en ecosistemas fragmentados, faciliten el asentamiento de especies acuáticas invasoras, en comparación con hábitats conectados (Trombulak y Frissell, 2000; Robinson, et al., 2019). Por otra parte, y debido a que tales extinciones suceden generaciones después de la fragmentación, representan una deuda o coste ecológico futuro de la destrucción actual del hábitat. En este contexto, se podría definir la deuda de extinción como el número de especies destinadas a extinguirse en el futuro como una consecuencia tardía de eventos pasados (Tilman, et al., 1994). Por ello, las transformaciones derivadas de la fragmentación, aunque pueden ser lentas, los posibles efectos de la misma suelen ser mucho mayores que el resultado que exponen los estudios a corto plazo, y por eso son propensos a ser subestimados.

Si se tiene en cuenta los grandes sistemas fluviales del Mundo, responsables de drenar el 54% de la superficie total del planeta Tierra, el continente europeo es el que tiene un menor número de estos grandes sistemas fluviales sin fragmentar (Nilsson, et al., 2005). Según la Agencia Europea del Medio Ambiente (AEMA) alrededor del 80% del agua consumida en Europa, procede de ríos y aguas subterráneas, evidentemente este uso viene acompañado de una alteración físico-química de la fuente de donde se extrae el recurso. Desde la entrada de la Directiva Marco del Agua, los indicadores hidromorfológicos son uno de los aspectos que definen la estructura y el funcionamiento de los estados acuáticos, junto a los indicadores biológicos, y los físico-químicos (DMA, Comisión Europea, 2000). Europa presenta cientos de miles de barreras y estructuras transversales en sus ríos; algunas de ellas son grandes presas cuya finalidad está relacionada con la producción de energía hidroeléctrica, almacenamiento para consumo doméstico, y agua destinada a la agricultura; aunque la gran mayoría de ellas son pequeños obstáculos, que alteran la continuidad de los cursos fluviales. En este sentido la propia AEMA, indica que un gran impacto en el curso fluvial podría estar causado por una sola, y muy perjudicial estructura o por el efecto acumulado de una serie de pequeñas estructuras a lo largo de toda la longitud del río (AEMA, 2018).

En el año 2010, el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB), en su Plan Estratégico para la Biodiversidad 2011-2020, requería que al menos el 17% de las aguas terrestres y continentales, se conservasen a través de una gestión efectiva, equitativa y ecológicamente representativa (CDB, 2010). Evidentemente esto supone un gran desafío, ya que en primer lugar es necesario conocer datos fiables sobre las redes fluviales a diferentes escalas territoriales, así como de herramientas adecuadas para rastrear su conectividad (Abell, et al., 2017). Sin embargo, este problema se ha empezado a solventar recientemente mediante la creación de nuevos datos y modelos geográficos a escala global. Especialmente, a partir de la base de datos del proyecto HydroSHED, que es un producto de mapeo hidrográfico a una resolución de 15 segundos de arco (~ 500 m en el Ecuador) que proporciona información sobre ríos y cuencas hidrográficas para aplicaciones a escala regional y global, que incluyen áreas de captación y estimaciones de descarga.

Derivado de este han aparecido otros proyectos como HydroATLAS, que proporciona un compendio estandarizado de información de atributos hidroambientales para todas las cuencas hidrográficas y ríos del mundo. La versión 1.0 de HydroATLAS ofrece datos para 56 variables, divididas en 281 atributos individuales y organizados en seis categorías: hidrología; fisiografía; clima; cubierta de tierra y usos; suelos y geología; e influencias antropogénicas (Linke, et al., 2019). Asimismo, destaca, aunque a escala europea, el proyecto denominado “Gestión de los ecosistemas acuáticos y los recursos hídricos bajo estrés múltiple”, conocido también como MARS, siglas procedentes de su título en inglés “Managing Aquatic ecosystems and water resources under multiple stress”, financiado en virtud del Séptimo Programa Marco. Este proyecto finalizó el 31 de enero de 2018, aunque sus resultados y los datos generados todavía se pueden consultar, siendo de gran valor para investigaciones a escala europea sobre los cursos fluviales; y que determinó que el 43% de los ríos europeos se encuentran perturbados por más de una presión, destacando principalmente la degradación hidromorfológica y la contaminación difusa (Hering, et al., 2015; Globevnik, et al., 2017). Otros proyectos muy prometedores, y que se han utilizado en la presente investigación debido a la gran calidad de sus datos, se exponen en el siguiente apartado correspondiente al desarrollo metodológico.

## **2. Área de estudio y metodología**

Según datos de la base AQUASTAT de la FAO, España tiene un volumen total de recursos hídricos explotables de 46.300 hm<sup>3</sup>; los recursos hídricos explotables se calculan en función de factores como la viabilidad económica y medioambiental del almacenamiento de agua mediante presas, la extracción del agua subterránea, la posibilidad física de almacenar agua que fluye de manera natural al mar, o las necesidades mínimas de caudal. La capacidad de presas per cápita de España, asciende a 1.161 m<sup>3</sup>; una cifra que, aunque pueda ser necesaria por el clima relativamente árido de gran parte del país, así como de sus necesidades hídricas, dobla

con holgura a una potencia económica global como China que tiene una capacidad de presas per cápita de 575,8 m<sup>3</sup>, aunque bien es cierto que no llega a los niveles de Estados Unidos donde esta cifra asciende a 2.268 m<sup>3</sup> (FAO, 2016). A escala regional de la Comunidad de Madrid, la aportación media anual de los ríos del sistema del Canal de Isabel II es de unos 770 hm<sup>3</sup>, bastante para cubrir las necesidades normales de un año, aunque debido a la irregularidad de las precipitaciones, estos recursos no certifican al 100% las exigencias de la demanda actual o futura (Comunidad de Madrid, 2012). Ejemplo de ello lo encontramos en el año hidrológico 2018-2019, donde las aportaciones de los ríos al sistema de abastecimiento de la Comunidad de Madrid, fue solamente de 322 hm<sup>3</sup>. Evidentemente estas necesidades hídricas, presentan una repercusión real en la fragmentación de los ríos.

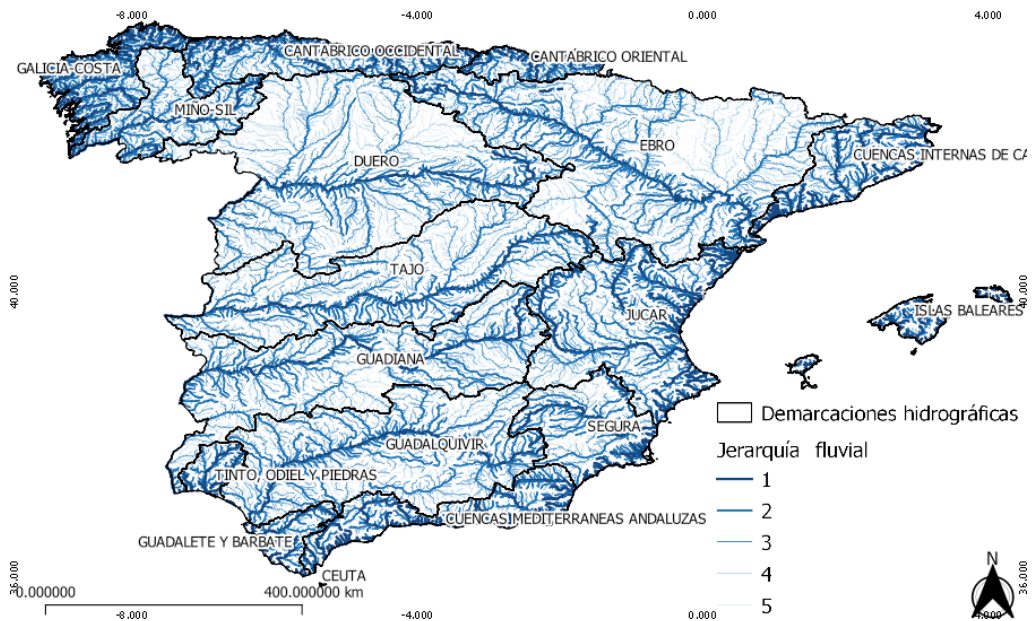
El 99,83% de la superficie total de la Comunidad de Madrid pertenece a la Cuenca hidrográfica del Tajo. Según datos de la propia Confederación Hidrográfica del Tajo, una de las mayores presiones de los ríos de la cuenca se debe a las presas, que segmentan la red fluvial. Prácticamente todos los ríos de la Comunidad de Madrid presentan un régimen de caudales que oscila entre muy alterados como el propio Tajo o el río Manzanares, hasta los moderadamente alterados como el Guadarrama, esto se debe principalmente a la presencia de grandes embalses destinados al consumo doméstico, así como las detracciones de agua destinadas al riego (CM, 2018). Además del gran número de azudes debido a simples extracción para riego o abastecimiento, sumado también a pequeñas infraestructuras hidráulicas alterando la dinámica natural de los ríos. En este contexto la preponderancia de las zonas urbanas de la Comunidad de Madrid, practican una enérgica presión sobre las masas de agua de su territorio, “ejemplo de ello son los ríos Manzanares, Jarama, Guadarrama, Henares, que presentan impactos importantes que repercuten en el estado final de las masas de agua y el cumplimiento de objetivos medioambientales” (CHTajo, 2015).

Esta investigación se centra principalmente en el análisis de la conectividad longitudinal, a partir de diferentes proyectos globales de mapeo hidrográfico que se han empleado como fuentes de datos, partiendo en primer lugar del denominado HydroSHEDS (Hydrological data and maps based on Shuttle Elevation Derivatives at multiple Scales), el cual proporciona información hidrográfica en un formato consistente y completo para aplicaciones a escala regional y global. El conjunto de los datos están disponibles de manera georreferenciada tanto en formato vectorial como ráster, incluyendo las redes hidrográficas, los límites de las cuencas, las direcciones de drenaje y capas de datos auxiliares, así como distancias e información topológica de los ríos. HydroSHEDS se deriva de los datos de elevación de la Misión Topográfica Shuttle Radar (acrónimo procedente del inglés SRTM, de Shuttle Radar Topography Mission), el proyecto ha sido realizado en conjunto por la NASA y la NGA, con una resolución de 3 segundos de arco (Lehner et al., 2008).

El proyecto HydroSHEDS ha sido desarrollado por el Programa de Ciencias de la Conservación del Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF), en asociación o colaboración con el Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS), entre sus socios más destacados; proporcionando capas de datos proyectados en un Sistema de Coordenadas Geográficas utilizando el Sistema Geodésico Mundial 1984

(GCS\_WGS\_1984). Resultando imprescindible para sustentar los análisis de cuencas hidrográficas a escala regional, con una resolución que hasta hace muy poco tiempo era inalcanzable, ayudando con ello al desarrollo de muchas investigaciones como la presente.

Figura 1: Red fluvial de la parte peninsular de España con datos de HydroSHEDS por Demarcaciones Hidrográficas

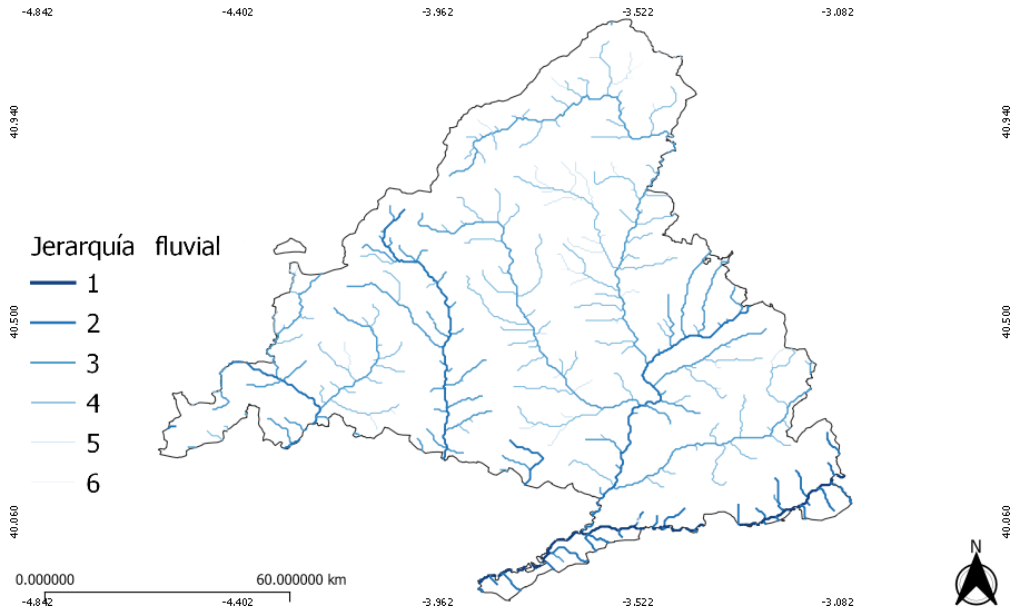


Fuente: HydroSHEDS. Elaboración propia.

Los dos mapas que están representados en las figuras 1 y 2, se encuentran elaborados a partir de capas vectoriales del proyecto HydroSHEDS, con un sistema de ordenamiento clásico por jerarquías fluviales: siendo el orden 1 el que representa el río principal desde el sumidero hasta la fuente; el orden 2 incorpora todos los afluentes que fluyen en un río de primer orden; el orden 3 constituye todos los afluentes que desembocan en un río de segundo orden; etc. Este sistema se utiliza para identificar los ríos que forman la columna vertebral de la red fluvial de un determinado territorio, y son el cimiento cartográfico para el desarrollo del estudio. El primer mapa expone la red fluvial de la parte peninsular de España por Demarcaciones Hidrográficas, y ha sido la base para el segundo mapa que constituye la red hidrográfica de la Comunidad de Madrid, área geográfica del presente estudio.



Figura 2: Red fluvial de la Comunidad de Madrid con datos de HydroSHEDS



Fuente: HydroSHEDS. Elaboración propia.

A partir de este soporte cartográfico, se han representado las principales presas de la Comunidad de Madrid, en primer lugar, mediante la base de datos del proyecto “Global Reservoir and Dam (GRanD)”, distribuidos por el Proyecto del Sistema Mundial del Agua (GWSP) y por el Centro de la Universidad de Columbia para la Red Internacional de Información de Ciencias de la Tierra (CIESIN) (Lehner, et al., 2011). Con ello, se ha elaborado un mapa de puntos calientes (hotspots) de posibles grandes impactos hidromorfológicos, ya que dicha base de datos incluye presas que aparecen en grandes embalses de más de  $100 \text{ hm}^3$  (ver figura 3), teniendo en cuenta la dimensión que tiene dichas estructuras. En este sentido y como se evidencia en el mapa, la Comunidad de Madrid acumula el 31,5% del total de este tipo de grandes presas de toda la Demarcación Hidrográfica del Tajo, a pesar de que su superficie representa solamente el 14,36% de la misma.



Tabla 2. Índices parciales que mediante su ponderación determinan el valor del Índice del Estado de Conectividad Integrado/ Integrated Connectivity Status Index (CSI)

Nombre de Indicador	Definición del Indicador
1. Grado de Fragmentación/Degree of Fragmentation (DOF)	Mide el grado en que la red fluvial está fragmentada longitudinalmente por infraestructuras.
2. Grado de Regulación/Degree of Regulation (DOR)	Cuantifica cómo el almacenamiento de agua en una presa o conjunto de presas puede alterar el régimen del flujo natural del río aguas abajo, afectando principalmente la conectividad lateral y temporal.
3. Índice de Retención de Sedimentos/Sediment Trapping Index (SED)	Evalúa la cantidad de sedimentos que se capturan en los embalses y presas, lo que genera un impacto sobre la dinámica y procesos geomorfológicos aguas abajo
4. Uso de Agua de Consumo/ Consumptive Water Use (USO)	Valora el consumo de agua por usos, ya que esto puede reducir los flujos de agua y tener implicaciones en la conectividad vertical, a través de cambios en la recarga de las aguas subterráneas.
5. Densidad de Carreteras/ Road density (RDD)	Estima como la densidad de carreteras puede generar desconexión lateral en las llanuras de inundación de los cursos fluviales.
6. Zonas Urbanas/ Urban areas (URB)	Calcula el modo en que las áreas urbanas pueden reducir la conectividad lateral al disminuir el acceso a las llanuras de inundación debido a la pavimentación, las infraestructuras urbanas, así como a partir de la canalización o la construcción de diques que confinan el lecho del río.

Fuente: Grill et al., (2019). Elaboración propia.

En el transcurso de su investigación han desarrollado una metodología madurada durante tres años por más de una treintena de científicos, que ha supuesto un avance teórico-práctico. En primer lugar, por la aportación conceptual, al definir los ríos de flujo libre como “los ríos donde las funciones y servicios del ecosistema no se ven afectados en gran medida por las transformaciones en la conectividad fluvial, lo que permite el movimiento sin obstáculos y el intercambio de agua, energía, materiales y especies dentro de un sistema fluvial y con los paisajes circundantes” (Grill et al., 2019). Además, esta conectividad fluvial abarca componentes longitudinales (el cauce del río), laterales (las llanuras de inundación), verticales (aguas subterráneas por debajo y la atmosfera en la parte superior) y temporales (periodicidad). El segundo avance del proyecto ha sido metodológico, al desarrollar el nuevo Índice del Estado de Conectividad Integrado/Integrated Connectivity Status Index (CSI); que mediante la ponderación de otros seis índices parciales (DOF; DOR; SED; USO; RDD; y URB) definidos en la tabla 1, cuantifica la conectividad en un rango de 0% a 100%. Si el río

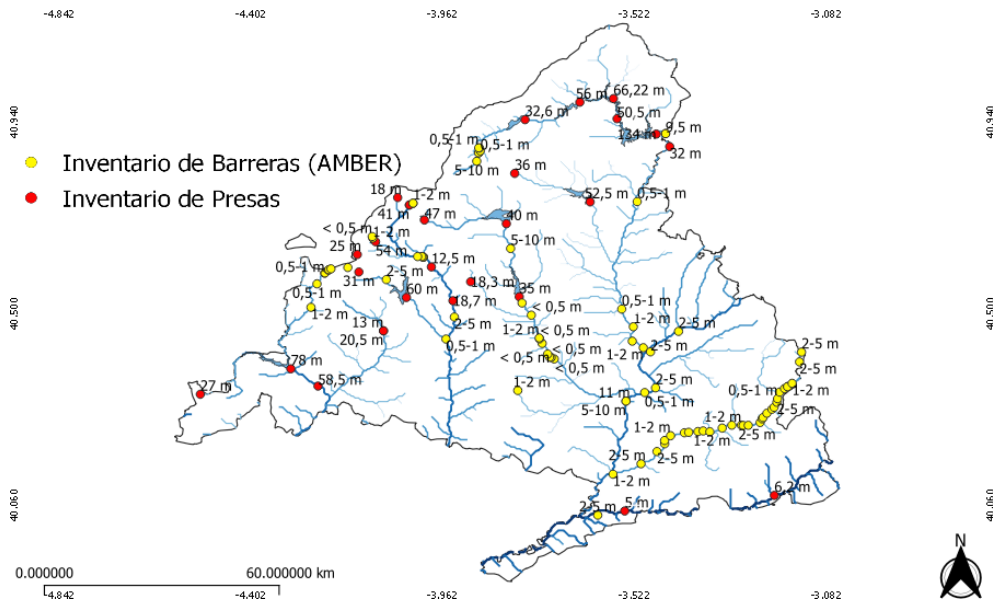
alcanza un CSI por encima del 95% se estima que fluye libremente, por debajo del 95% se consideran fragmentados, y evidentemente según descende dicho valor se pierde conectividad afectando al estado ecológico del propio río.

El fin último de esta investigación era realizar una evaluación comparativa principalmente de las tres bases de datos globales (HydroSHEDS; GRanD; y FFRs) y dos regionales (AMBER; y SNCZI), integrándolas todas ellas en un único sistema de datos geográficos, para conocer sus limitaciones locales y observar las oportunidades que pueden ofrecer a escala regional de la Comunidad de Madrid. Esto es muy importante, y los propios autores del artículo publicado en Nature, otorgan gran importancia a la posibilidad de evaluar la validez de los datos globales a escala regional cuando recomiendan de manera literal una “interpretación cuidadosa de los resultados a escalas más pequeñas, a menos que se logre una confirmación adicional a través de la validación local” (Grill et al., 2019).

### 3. Resultados

Los principales resultados de la presente investigación aparecen cartografiados en las figuras 4, 5, y especialmente la 6, que supone un mapa de síntesis de la fragmentación y conectividad de los principales ríos de la Comunidad de Madrid.

Figura nº 4: Mapa de Presas y Barreras de la red fluvial de la Comunidad de Madrid

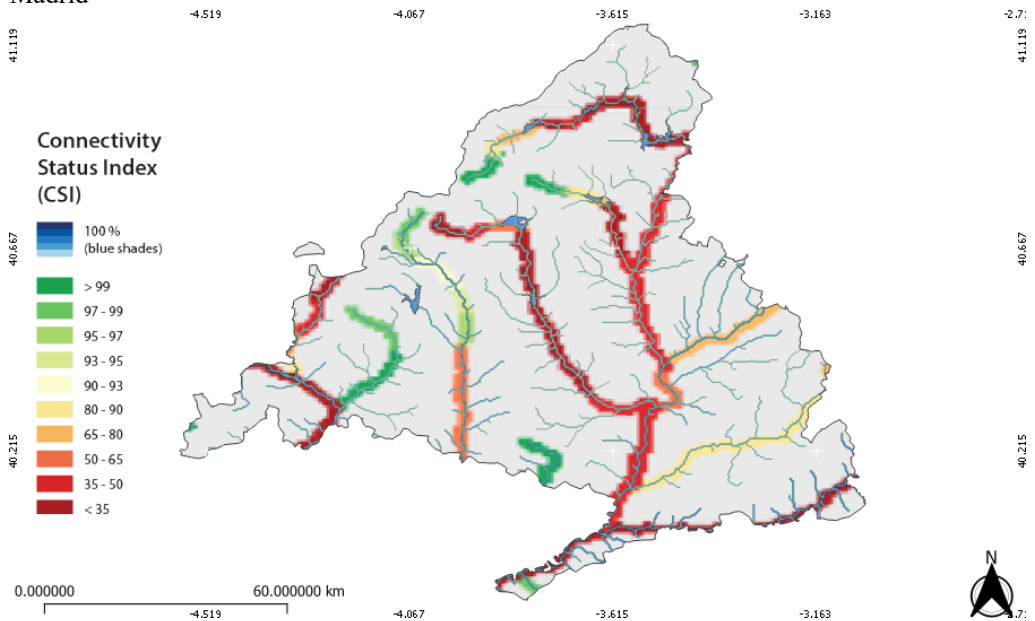


Fuente: SNCZI y AMBER. Elaboración propia.

En primer lugar, la figura 4 representa un mapa que ha integrado en la red fluvial la localización de las presas de la Comunidad de Madrid, esencialmente a través del Inventario de Presas y Embalses, dentro del Sistema Nacional de Cartografía de Zonas Inundables (SNCZI), del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico; esto constituiría los elementos artificiales que generan un mayor impacto individual por sus dimensiones físicas verticales, oscilando el rango de alturas de dichas barreras entre los 134 metros de la presa de El Atazar en el río Lozoya, hasta la presa del Rey de solamente 11 metros en el río Jarama. Igualmente se ha cartografiado otras ochenta barreras de pequeño tamaño, constituidas principalmente de pequeñas presas, azudes, compuertas o entubados, recogidas de los datos georreferenciados de libre acceso del proyecto europeo AMBER.

La figura 5, incorpora el Índice de Estado de Conectividad Integrado/ Integrated Connectivity Status Index (CSI), a escala regional de la Comunidad de Madrid. Los científicos que han desarrollado el índice CSI, han calculado que a nivel global el 10% de todos los ríos que han analizado, de un total de 12 millones de kilómetros de longitud, tienen un valor de CSI por debajo del 95%. Esta cifra puede parecer comparativamente baja, pero se basa en el hecho inherente de que todavía grandes ríos de regiones remotas como el Ártico, la cuenca del Amazonas y en menor grado en la cuenca del Congo, muestran una conectividad natural intacta, con un CSI del 100%.

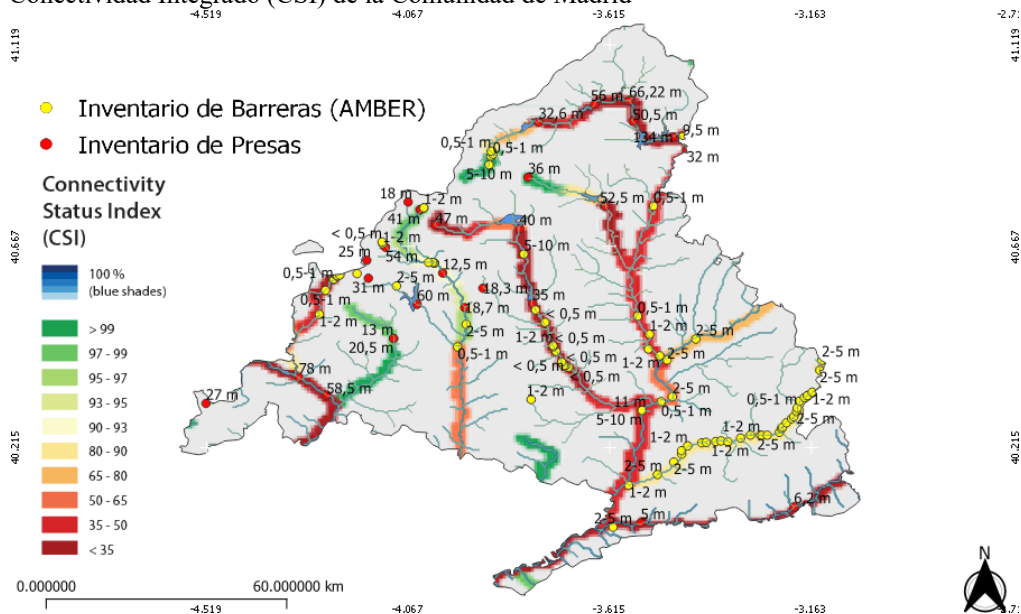
Figura nº 5: Mapa de Índice de Estado de Conectividad Integrado (CSI) de la Comunidad de Madrid



Fuente: FFRs. Elaboración propia.

Al analizar los ríos de la Comunidad de Madrid, que han sido evaluados mediante esta novedosa métrica, resalta que la mayoría exhiben valores de CSI menores al 95%, es decir que tienen comprometida su conectividad, concretamente el 86,3% del total. Resaltando que entre los ríos que ostentan valores más bajos, aparecen los más significativos dentro de la región, como son el río Manzanares, el río Tajo, el río Alberche, y parte de los ríos Lozoya, Cofio y Guadalix, con valores de CSI inferiores al 35%; además del río Jarama que presenta valores por debajo del 50%. Entre los que demuestran mayor grado de conectividad estarían el río Perales, y principalmente en su cabecera los ríos Guadarrama, Lozoya y Guadalix.

Figura nº 6: Mapa de Presas y Barreras Fluviales que incorpora el Índice de Estado de Conectividad Integrado (CSI) de la Comunidad de Madrid



Fuente: SNCZI, AMBER y FFRs. Elaboración propia.

Finalmente, la figura 6 integra las bases de datos SNCZI, AMBER, y lo compara con el Índice de Estado de Conectividad Integrado (CSI) procedente del proyecto FFRs. Lo primero que llama poderosamente la atención es la coherencia entre los datos, ya que los ríos que exhiben mayor número de barreras según los datos del proyecto AMBER, y el Inventario de Presas y Embalses suelen tener los valores de CSI más bajos. Aunque también se detecta lo que se podría considerar como falso positivo, especialmente en el río Tajuña, que según la base de datos del proyecto AMBER tiene un total de 29 barreras de pequeño tamaño, principalmente azudes, a pesar de ello el proyecto FFRs otorga un valor de CSI relativamente alto, entre un 80 y 90%.

#### 4. Discusión y conclusiones

Desde el punto de vista puramente metodológico, la disponibilidad de sistemas de información global, gracias a los proyectos de mapeado hidrográfico en alta resolución espacial, suponen un nuevo y prometedor horizonte para las futuras investigaciones relacionadas con la conectividad fluvial, que es un requisito fundamental cuando se pretende alcanzar el buen estado ecológico de los ríos. Aunque estos proyectos presenten limitaciones individuales debido a su propia naturaleza, por ejemplificarlo con el proyecto “Free-flowing rivers (FFRs)”, los propios investigadores son muy conscientes de ello, al aconsejar una interpretación cuidadosa de los resultados a escalas más pequeñas, y proponen para el cálculo más ajustado del Índice de Estado de Conectividad Integrado (CSI), sustituir los datos utilizados a escala global por datos locales o regionales más detallados. Por otra parte, el proyecto AMBER también presenta un gran desequilibrio de los datos, ya que algunos tramos de ríos despliegan una base de reseñas muy amplia, mientras que en otros el número es significativamente más bajo.

Uno de los principales objetivos de esta investigación, era lograr integrar el mayor número de datos procedentes de proyectos globales de mapeo hidrográfico de alta calidad, e intentar solventar sus posibles deficiencias a partir de dicha integración. Gracias a ello, se ha contrastado que esto mejora la calidad de los datos aportados, precisamente como se ha demostrado con el previsible falso positivo en el grado de conectividad del río Tajuña, a partir del valor de su CSI. En este sentido, la conectividad de los cursos fluviales, son una pieza clave para comprobar el buen estado ecológico de los ríos, por las muchas implicaciones que conlleva. Sin embargo, una valoración completa de la salud de los cursos fluviales debe contener otros elementos como la calidad del agua, el uso del suelo, la evaluación del estado de conservación de las especies autóctonas, así como la presencia de especies exóticas invasoras, que igualmente configuran la integridad de los ecosistemas dulceacuícolas.

Siguiendo con la propia evaluación del estado de la conectividad de los cursos fluviales de la Comunidad de Madrid, ha quedado demostrado que son francamente mejorables, algo acreditado en los bajos niveles alcanzados de porcentaje de CSI que obtienen la mayor parte de los ríos importantes de la región, que en muchos casos no alcanza el 30% en dicho índice. La Comunidad de Madrid, durante el año 2019, presentó un consumo directo de agua de 501,1 hm<sup>3</sup> (Canal de Isabel II, 2020), esto representa el 53,1% de la capacidad total máxima de todos los embalses de la Comunidad de Madrid, ya que dicha cifra asciende a 943,6 hm<sup>3</sup>; aunque la media anual de agua acumulada para el periodo 2016-2019 se situó en 678,04 hm<sup>3</sup> (Comunidad de Madrid, 2020); esta enorme cantidad de agua almacenada y suministrada, tiene un coste que se manifiesta geográficamente en la alteración de muchos ríos, como se ha comprobado en la presente investigación. En este sentido, el uso de estos proyectos para detectar a escalas regionales las presiones hidromorfológicas, especialmente las más pequeñas y desconocidas, que interrumpen la continuidad debido a la alteración del grado de transitabilidad, podría ayudar a encontrar estrategias para restaurar o adaptar los sistemas fluviales afectados.

Existiendo una gran oportunidad de mejora sobre todo en lo referente a la minimización de la regulación de flujo, y la supresión estratégica de presas o diques (especialmente donde se hayan quedado obsoletos).

Si los ríos de la Comunidad de Madrid mejoran su grado de conectividad, optimizarán sin duda la resiliencia de sus ecosistemas, especialmente ante crisis debidas a condiciones cambiantes imprevistas en otras partes de la cuenca del Tajo. Por ello, es necesario mantener una planificación basada en datos objetivos como los que nos ofrecen estas técnicas de alta resolución espacial, para que en la toma de decisiones sobre los recursos hídricos de la Comunidad de Madrid, sea prioritario mantener conectados los ríos, especialmente ante los previsible cambios ambientales que presentan la mayoría de escenarios futuros.

## 6. Referencias bibliográficas

- Abell, R., Lehner, B., Thieme, M., & Linke, S. (2017). Looking beyond the fence line: Assessing protection gaps for the world's rivers. *Conservation Letters*, 10(4), 384-394.
- AEMA (2018). European waters, assessment of status and pressures 2018. Agencia Europea de Medio Ambiente, Copenhagen.
- AMBER (2019). Adaptive Management of Barriers in European Rivers. <https://amber.international/european-barrier-atlas/>
- Ball, P. (2007). H2O. Una biografía del agua. Editorial Turner, Madrid.
- Best, J. (2019). Anthropogenic stresses on the world's big rivers. *Nature Geosci* 12, 7–21 <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0262-x>
- Canal de Isabel II (2020). Comunicación del Canal de Isabel II, estado de los embalses, consumo de agua enero 2020. Sitio web accedido el [02/04/2020 10:30]. [https://www.canaldeisabelsegunda.es/-/estado\\_embalses\\_consumo\\_agua\\_enero2020](https://www.canaldeisabelsegunda.es/-/estado_embalses_consumo_agua_enero2020)
- Comunidad de Madrid (2012). Guía sobre Hidroeficiencia Energética. Consejería de Economía y Hacienda, Fundación Energía de la Comunidad de Madrid.
- Comunidad de Madrid (2018). Estrategia de Recuperación y Conservación de los Ríos y Humedales de la Comunidad de Madrid. Documento de Síntesis.
- Comunidad de Madrid, Instituto de Estadística (2020). Canal de Isabel II. Volumen de agua embalsada. Sitio web accedido el [03/04/2020 22:45]. <http://www.madrid.org/iestadis/fijas/coyuntu/otros/cyii.htm>
- Confederación Hidrográfica del Tajo (2015). Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo 2015-2021, Anejo 7 - inventario de presiones y evaluación del estado de las masas de agua
- Convention on Biological Diversity (2010). Aichi Biodiversity Targets. Sitio web accedido el [10/03/2020]. <http://www.cbd.int/sp/targets>
- Cooley, S. W., Ryan, J. C., & Smith, L. C. (2021). Human alteration of global surface water storage variability. *Nature*, 591(7848), 78-81.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., ... & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, 81(2), 163-182.



- European Commission (2000). Directive 2000/60 EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal L 327, 22/12/2000.
- Fagan, W. (2002). Connectivity, fragmentation and extinction risk in dendritic metapopulations. *Ecol. Soc. Am.* 83, 3243–3249.
- FAO (2016). Base de Datos Principal AQUASTAT, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). Sitio web accedido el [26/04/2020]
- Forsberg, B. R., Melack, J. M., Dunne, T., Barthem, R. B., Goulding, M., Paiva, R. C., ... & Weisser, S. (2017). The potential impact of new Andean dams on Amazon fluvial ecosystems. *PLoS One*, 12 (8).
- Fuller, M. R., Doyle, M. W., & Strayer, D. L. (2015). Causes and consequences of habitat fragmentation in river networks. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1355 (1), 31-51.
- Gleick, P. H., (1996). Water resources. In *Encyclopedia of Climate and Weather*, ed. by S. H. Schneider, Oxford University Press, New York, vol. 2, pp. 817-823.
- Globevnik, L., Koprivsek, M. & Snoj, L., (2017). Metadata to the MARS spatial database. *Freshwater Metadata Journal* 21: 1-7. <https://doi.org/10.15504/fmj.2017.21>
- GRDC (2014): Global Freshwater Fluxes into the World Oceans / Online provided by Global Runoff Data Centre. 2014 ed. Koblenz: Federal Institute of Hydrology (BfG), 2014.
- Grill, G., Lehner, B., Lumsdon, A. E., MacDonald, G. K., Zarfl, C., & Liermann, C. R. (2015). An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. *Environmental Research Letters*, 10(1), 015001.
- Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., Geenen, B., Tickner, D., Antonelli, F., ... & Macedo, H. E. (2019). Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature*, 569 (7755), 215.
- Grill, Günther; Lehner, Bernhard (2019): Mapping the world's free-flowing rivers: data set and technical documentation. [figshare. Dataset. https://doi.org/10.6084/m9.figshare.7688801.v1](https://doi.org/10.6084/m9.figshare.7688801.v1)
- Hering, D., Carvalho, L., Argillier, C., Beklioglu, M., Borja, A., Cardoso, A. C., ... & Hellsten, S. (2015). Managing aquatic ecosystems and water resources under multiple stress—An introduction to the MARS project. *Science of the total environment*, 503, 10-21.
- Lehner, B., C. Reidy Liermann, C. Revenga, C. Vorosmarty, B. Fekete, P. Crouzet, P. Doll, M. Endejan, K. Frenken, J. Magome, C. Nilsson, JC Robertson, R Rodel, N. Sindorf y D. Wisser. (2011). *Global Reservoir and Dam Database, Versión 1 (GRanDv1): Presas, Revisión 01*. Palisades, NY: Centro de Datos y Aplicaciones Socioeconómicas de la NASA (SEDAC). <https://doi.org/10.7927/H4N877QK>
- Lehner, B., Verdin, K., Jarvis, A. (2008): New global hydrography derived from spaceborne elevation data. *Eos, Transactions, AGU*, 89(10): 93-94.
- Liermann, C. R., Nilsson, C., Robertson, J., & Ng, R. Y. (2012). Implications of dam obstruction for global freshwater fish diversity. *BioScience*, 62(6), 539-548.
- Linke, S., Lehner, B., Ouellet Dallaire, C., Ariwi, J., Grill, G., Anand, M., Beames, P., Burchard-Levine, V., Maxwell, S., Moidu, H., Tan, F., Thieme, M. (2019). Global hydro-environmental sub-basin and river reach characteristics at high spatial resolution. *Scientific Data* 6: 283. doi: 10.1038/s41597-019-0300-6 (open access).

- Malmqvist, B. and Rundle, S. (2002). Threats to the running water ecosystem of the world, *Environ. Conserv.*, 29, 134–153, doi:10.1017/S0376892902000097.
- MITECO (2019). Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos M-R-HMF-2019. Sitio web accedido el [08/04/2020 18:20]. [https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/protocolo-caracterizacion-hmf-abril-2019\\_tcm30-496596.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/protocolo-caracterizacion-hmf-abril-2019_tcm30-496596.pdf)
- MITECO (2019). Sistema Nacional de Cartografía de Zonas Inundables (SNCZI). <https://sig.mapama.gob.es/snczi/>.
- Miyazono, S. & C.M.Taylor. 2013. Effects of habitat size and isolation on species immigration–extinction dynamics and community nestedness in a desert river system. *Freshwater Biol.* 58: 1303–1312.
- Nilsson, C., Reidy, C. A., Dynesius, M., & Revenga, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308(5720), 405–408.
- Nixon, S. W. (2003). Replacing the Nile: are anthropogenic nutrients providing the fertility once brought to the Mediterranean by a great river?. *AMBIO: A journal of the human environment*, 32(1), 30–39.
- Olden, J.D., M.J. Kennard, F. Leprieur, et al. 2010. Conservation biogeography of freshwater fishes: recent progress and future challenges. *Divers. Distrib.* 16: 496–513.
- Poff, N. L. (2014). Rivers of the Anthropocene?. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(8), 427–427.
- Richter, B. D., & Thomas, G. A. (2007). Restoring environmental flows by modifying dam operations. *Ecology and society*, 12(1).
- Robinson, C.V., de Leaniz, C.G. & Consuegra, S. (2019). Effect of artificial barriers on the distribution of the invasive signal crayfish and Chinese mitten crab. *Sci Rep* 9, 7230. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43570-3>.
- Schneider, C., Laizé, C. L. R., Acreman, M. C., & Florke, M. (2013). How will climate change modify river flow regimes in Europe?. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17(1), 325–339.
- Shiklomanov, I. (1993). “World fresh water resources”. Peter H. Gleick (editor), 1993, *Water in Crisis: A Guide to the World's Fresh Water Resources*.
- Sotelo Pérez, I. y Sotelo Navalpotro, J.A. (2020). Aspectos generales de la Ordenación del Territorio y del Medio Ambiente. *M+A Revista electrónica del medioambiente*, vol. 21, nº1, pp. 102–121.
- Sotelo Pérez, M., Sotelo Pérez, I., Sotelo Navalpotro, J.A. (2020). Dimensión y contextos ambientales del agua: la Agenda 2030. *Observatorio medioambiental*, nº 23, pp. 83–108
- Sotelo Pérez, M. y Sotelo Navalpotro, J.A. (2019). La contaminación atmosférica y su impacto sobre las actividades turísticas, en Madrid. *Cuadernos de turismo*, nº. 44, págs. 381–411
- Sotelo Pérez, I. y Sotelo Navalpotro, J.A. (2018). Agua y medio ambiente: encuadre jurídico constitucional de la materia hídrica en España, en la actualidad. *Anales de la Facultad de Ciencias Jurídicas y Sociales de la Universidad Nacional de La Plata*, Vol. 15, Nº. 48.
- Sotelo Navalpotro, J. A., Olcina Cantos, J., García Quiroga, F., y Sotelo Pérez, M. (2012). Huella hídrica de España y su diversidad territorial. *Estudios geográficos*, Vol. 73, nº 272, 2012, págs. 239–272

- Sotelo Navalpotro, J.A.; Sotelo Perez, M. y García Quiroga, F. (2016). Consequences for the Natural Heritage and Cultural Significance of the Current Patterns of Development in the Coastal Region of the Mediterranean Sea. *International Journal of Business and Social Science*, Vol. 7 n° 4. Estados Unidos
- Sotelo Navalpotro, J.A. (1998). Los contextos de la Política Ambiental Española actual: adaptación del Quinto Programa de la U.E., *Observatorio Medioambiental.*, n° 1., pp. 127-140.
- Tilman, D., R.M. May, C.L. Lehman, et al. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65–66.
- Triska, F. 1984. Role of wood debris in modifying channel geomorphology and riparian areas of a large lowland river under pristine conditions: a historical case study. *Verhand. Int. Verein. Limnol.* 22: 1876–1892.
- Trombulak, S. & Frissell, C. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conserv. Biol.* 14, 18–30.
- Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., ... & Davies, P. M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467 (7315), 555-561.
- World Commission on Dams (WCD). 2000. *Dams and development: a new framework for decision-making*. Earthscan, London, UK.