



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

Programa de Doctorado en Ingeniería del Agua y Medioambiental

**Mejora de la gestión del recurso hídrico
mediante la incorporación de indicadores
de regímenes ecológicos en el análisis de
sistemas de recursos hídricos**

Tesis Doctoral

Doctorando:

Jesús Pardo Loaiza

Directores:

Abel Solera Solera

Rafael Bergillos Meca

Valencia, octubre 2022

Agradecimientos

Primeramente, a mis directores de tesis Abel y Rafael por haberme tenido la paciencia para poder completar este viaje, el cual ha sido bastante enriquecedor. Gracias por su tiempo, confianza y apoyo. De igual forma agradezco a Javier Paredes y Joaquín Andreu la oportunidad de haber aprendido de vosotros.

A mis compañeros de pecera, que, aunque la pandemia nos dispersó, guardo bonitos recuerdos de ustedes (Sara, Diana, Carla, Clara, Lili, Jaime, Javi, Laura, Héctor, Adrià, Ferran...). A mis compañeros de la otra pecera (Miguel y Najib) con los que compartimos el tour gastronómico. Obviamente no podía dejar de mencionar al grupo almendro que, aunque nunca los vimos, siempre los tendré cerca de mí.

A mi padre, aunque ya no estés terrenalmente, siempre has estado conmigo, y a mi madre que ha pasado por momentos complicados durante esta temporada.

A Celes por estar aquí.

Gracias a todos.

Resumen

El agua constituye un recurso esencial cuya disponibilidad limitada y su creciente demanda hace que sea considerado como un elemento de gran valor desde diversos puntos de vista (ambiental, biológico, social, económico, etc.). El mantenimiento de condiciones favorables que permitan un equilibrio medioambiental adecuado es una de las metas de una adecuada planificación y gestión de recursos hídricos. Una de las acciones principales para la preservación de la biodiversidad de las cuencas consiste en la implementación de caudales ecológicos. Para ello, es importante poder contar con herramientas adecuadas que permitan cuantificar los efectos de los caudales ecológicos sobre las actividades socioeconómicas y el medio ambiental.

Esta tesis tiene como objetivo proponer metodologías para la obtención y análisis de indicadores que permitan la optimización de regímenes de caudales ecológicos en sistemas de recursos hídricos complejos. Estas metodologías posibilitan evaluar los efectos de los caudales ecológicos en la alteración hidrológica, la alteración del hábitat, las garantías de las demandas, y la explotación del recurso hídrico. Esta tesis doctoral se estructura como un compendio de tres artículos científicos publicados en revistas del primer y segundo cuartil del *Journal Citation Reports*.

En el primer artículo se define una metodología para el análisis de la alteración hidrológica en sistemas altamente regulados para diferentes escenarios de caudales ecológicos, apoyada en la utilización de modelos de simulación de la gestión de sistemas de recursos hídricos, y la posterior estimación y agrupación de indicadores de alteración hidrológica. Dicha metodología ha sido aplicada en la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Duero.

El segundo artículo plantea una metodología para la obtención de un indicador de alteración del hábitat en cuencas reguladas, mediante la aplicación conjunta de un modelo de simulación de la gestión de cuencas y un modelo de estimación de series temporales de hábitat de las especies acuáticas presentes en la zona de estudio. La metodología se aplica en el sistema de explotación del Órbigo, perteneciente a la Demarcación Hidrográfica del Duero. Las series temporales de hábitat fueron obtenidas y analizadas para diferentes escenarios de regímenes de caudales ecológicos, evaluando sus efectos en la alteración del hábitat y las garantías de las demandas.

El tercer artículo propone una metodología para evaluar la variación temporal y espacial del índice de explotación del recurso hídrico (WEI⁺) en cuencas reguladas. Esta metodología, que fue aplicada en la cuenca del río del Órbigo, permite analizar los efectos de los regímenes de caudales ecológicos en el estrés hídrico de los distintos tramos de río de una cuenca regulada. El enfoque propuesto para reducir la escala espacial del índice de explotación del recurso hídrico es también útil para identificar las mejores fuentes de agua en las cuencas fluviales para satisfacer futuras demandas de agua y/o restricciones ambientales.

Finalmente, a partir de la información obtenida de estas metodologías, se realiza un análisis conjunto de todos estos parámetros para las diferentes alternativas de caudal ecológicos planteadas. Para ello, se evalúan de manera conjunta indicadores globales de alteración hidrológica, alteración de hábitat, déficits de las demandas y estrés hídrico. Estos indicadores globales facilitan, tanto a los gestores como a los usuarios del agua, el análisis de estrategias de planificación y gestión de recursos hídricos.

Resum

L'aigua constitueix un recurs essencial la disponibilitat limitada del qual i la seua creixent demanda fa que siga considerat com un element de gran valor des de diversos punts de vista (ambiental, biològic, social, econòmic, etc.). El manteniment de condicions favorables que permeten un equilibri mediambiental adequat és una de les metes d'una adequada planificació i gestió de recursos hídrics. Una de les accions principals per a la preservació de la biodiversitat de les conques consisteix en la implementació de cabals ecològics. Per a això, és important poder comptar amb eines adequades que permeten quantificar els efectes dels cabals ecològics sobre les activitats socioeconòmiques i el mitjà ambiental.

Aquesta tesi té com a objectiu proposar metodologies per a l'obtenció i anàlisi d'indicadors que permeten l'optimització de règims de cabals ecològics en sistemes de recursos hídrics complexos. Aquestes metodologies possibiliten avaluar els efectes dels cabals ecològics en l'alteració hidrològica, l'alteració de l'hàbitat, les garanties de les demandes, i l'explotació del recurs hídric. Aquesta tesi doctoral s'estructura com un compendi de tres articles científics publicats en revistes del primer i segon quartil del *Journal Citation Reports*.

En el primer article es defineix una metodologia per a l'anàlisi de l'alteració hidrològica en sistemes altament regulats per a diferents escenaris de cabals ecològics, recolzada en la utilització de models de simulació de la gestió de sistemes de recursos hídrics, i la posterior estimació i agrupació d'indicadors d'alteració hidrològica. Aquesta metodologia ha sigut aplicada en la part espanyola de la Demarcació Hidrogràfica del Duero.

El segon article planteja una metodologia per a l'obtenció d'un indicador d'alteració de l'hàbitat en conques regulades, mitjançant l'aplicació conjunta d'un model de simulació de la gestió de conques i un model d'estimació de sèries temporals d'hàbitat de les espècies aquàtiques presents en la zona d'estudi. La metodologia s'aplica en el sistema d'explotació del Órbigo, pertanyent a la Demarcació Hidrogràfica del Duero. Les sèries temporals d'hàbitat van ser obtingudes i analitzades per a diferents escenaris de règims de cabals ecològics, avaluant els seus efectes en l'alteració de l'hàbitat i les garanties de les demandes.

El tercer article proposa una metodologia per a avaluar la variació temporal i espacial de l'índex d'explotació del recurs hídic (WEI+) en conques regulades. Aquesta metodologia, que va ser aplicada en la conca del riu del Órbigo, permet analitzar els efectes dels règims de cabals ecològics en l'estrés hídic dels diferents trams de va riure d'una conca regulada. L'enfocament proposat per a reduir l'escala espacial de l'índex d'explotació del recurs hídic és també útil per a identificar les millors fonts d'aigua en les conques fluvials per a satisfer futures demandes d'aigua i/o restriccions ambientals.

Finalment, a partir de la informació obtinguda d'aquestes metodologies, es realitza una anàlisi conjunta de tots aquests paràmetres per a les diferents alternatives de cabal ecològics plantejades. Per a això, s'avaluen de manera conjunta indicadors globals d'alteració hidrològica, alteració d'hàbitat, dèficits de les demandes i estrés hídic. Aquests indicadors globals faciliten, tant als gestors com als usuaris de l'aigua, l'anàlisi d'estratègies de planificació i gestió de recursos hídrics.

Abstract

Water is an essential resource whose limited availability and growing demand means that it is considered an element of great value from various points of view (environmental, biological, social, economic, etc.). The maintenance of favourable conditions that allow an adequate environmental balance is one of the goals of water resources planning and management. One of the main actions for the preservation of the basin biodiversity in the implementation of environmental flows. To this end, it is important to have adequate tools that allow assessing the effects of environmental flows on socioeconomic activities and the environment.

This thesis aims to propose methodologies for assessing and analysing indicators that allow the optimization of ecological flow regimes in complex water resource systems. These methodologies enable evaluating the effects of ecological flows on hydrological alteration, habitat alteration, reliability of water demands, and water resources exploitation. This doctoral thesis is structured as a compendium of three research papers published in journals indexed in the first and second quartiles of the Journal Citation Reports.

In the first paper, a methodology for the analysis of hydrological alteration in highly regulated systems for different scenarios of ecological flows is proposed. The methodology is endorsed using models for the management of water resource systems, and the subsequent computation and grouping of indicators of hydrological alteration. This methodology was applied to the Spanish part of the Duero Water District.

The second paper proposes a methodology for assessing an indicator of habitat alteration in regulated basins through the joint application of a basin management simulation model and a model to estimate habitat time series of the aquatic species present in the study zone. The methodology is applied to the Órbigo exploitation system, which belongs to the Duero Water District. Habitat time series were obtained and analysed for different environmental flow regime scenario, and the effects of this environmental flows on habitat alteration and water demand reliability were assessed.

The third paper proposes a methodology to evaluate the temporal and spatial variation of the water exploitation index (WEI+) in regulated basins. This methodology, which was applied in the Órbigo river basin, allows analysing the effects of ecological flow regimes on water stress in the different river sections of a regulated basin. The proposed approach to reduce the spatial scale of the water exploitation index is also helpful to identify the best water sources in river basins to meet future water demands and/or higher values of environmental restrictions.

Finally, based on the information obtained through the application of these methodologies, a joint analysis of all these parameters was carried out for the different proposed environmental flow alternatives. To this end, global indicators of hydrological alteration, habitat alteration, water demand deficits and water stress are jointly evaluated. These global indicators help water managers and users to analyse strategies of water resources planning and management.

Índice

Agradecimientos.....	iii
Resumen	v
Resum	vii
Abstract.....	ix
Índice	xi
Índice de figuras	xiii
Índice de tablas	xvii
Capítulo 1. Introducción	1
1.1. Motivación.....	2
1.2. Revisión del estado de arte	3
1.2.1. Caudales ecológicos	3
1.2.2. Alteración hidrológica.....	10
1.2.3. Hábitat Potencial Útil.....	15
1.2.4. Garantía de las demandas.....	20
1.2.5. Indicadores de explotación del recurso hídrico	22
1.3. Objetivos	25
1.4. Estructura.....	27
1.5. Caso de estudio.....	28
1.5.1. Características físicas y bióticas de la cuenca del Río Duero y del sistema Órbigo	30
1.5.2. Datos Hidrológicos.....	33
1.5.3. Recursos hídricos naturales	37
1.5.4. Caudales ecológicos	39
1.5.5. Usos y demandas del agua	41
1.5.6. Modelado del sistema de recursos hídricos	43

Capítulo 2. Mejora de los indicadores de alteración hidrológica en sistemas de recursos hídricos regulados	53
2.1. Resumen.....	54
2.2. Improving Indicators of Hydrological Alteration in Regulated and Complex Water Resources Systems: A Case Study in the Duero River Basin (versión de autor).....	57
Capítulo 3. Evaluación de la alteración del hábitat para la gestión de caudales ambientales en cuencas reguladas	91
3.1. Resumen.....	92
3.2. Habitat alteration assessment for the management of environmental flows in regulated basins (versión de autor).....	94
Capítulo 4. Efectos de los caudales ecológicos en la variación espacial del índice de explotación del recurso hídrico	130
4.1. Resumen.....	131
4.2. The role of environmental flows in the spatial variation of the Water Exploitation Index (versión de autor)	133
Capítulo 5. Discusión de resultados.....	164
5.1. Alteración hidrológica	165
5.2. Alteración del hábitat	169
5.3. Suministro a las demandas	173
5.4. Explotación del recurso hídrico	177
5.5. Análisis conjunto de los efectos de los caudales ecológicos.....	183
Capítulo 6. Conclusiones	187
6.1. Conclusiones	188
6.2. Aportaciones originales de la tesis.....	191
6.3. Líneas de investigación futuras	192
Capítulo 7. Referencias.....	194

Índice de figuras

Capítulo 1

Figura 1. Representación estándar de un tramo de estudio en PHABSIM con muestreo de celdas que representan profundidad, velocidad y cobertura.....	19
Figura 2. Grafica estándar del índice de Hábitat Potencial Útil (HPU) en PHABSIM. Las unidades de microhábitat son expresadas como área por unidad longitud del río.	19
Figura 3. Cuenca del Duero (CHD, 2015).....	28
Figura 4. Red de drenaje de la cuenca del Duero (CHD, 2015).	32
Figura 5. Esquema de funcionamiento de SIMPA (CHD, 2015).....	36
Figura 6. Esquema de simulación de la Cuenca del Duero desarrollado en SIMGES. ...	45
Figura 7. Esquema general del subsistema Órbigo desarrollado en SIMGES donde se indican los tramos de río que fueron utilizados en el módulo CAUDECO que forma parte de Aquatool.	46
Figura 8. Curvas de HPU de las especies presentes en el tramo Río Órbigo desde el Río Tuerto hasta el límite del LIC (masa 48) en todas sus etapas.	50
Figura 9. Curvas de HPU de las especies presentes en el tramo Río Tuerto desde confluencia Río Jerga a confluencia Río Peces (masa 105).	51

Capítulo 2

Figure 1. General outline of the methodology.....	62
Figure 2. Location of the Duero River basin and delimitation of the river basin subsystems.....	69
Figure 3. Topology of the subsystem 8 (Alto Duero) within the water allocation model of the Duero River basin developed in SIMGES. The topology of the whole Duero River basin is detailed in (Haro et al., 2014).	70
Figure 4. Simulation of the natural and altered flow regime of a section of the Orbigo river, which corresponds to subsystem 3 of the Duero River basin. The environmental flow series for the section is also shown.....	72
Figure 5. Indicators of hydrological alteration in the twelve subsystems for the initial conditions established in the Duero hydrological plan (CHD, 2015).	74
Figure 6. Global indicator of hydrological alteration in each subsystem.....	75

Figure 7. Evolution of the indicators of hydrological alteration by increasing the minimum flow in the Duero River basin subsystems with respect to the minimum flows established in Duero River basin hydrological plan (CHD, 2015). Indicators are classified into normal values, maximum extreme values, minimum extreme values, and the global indicator of hydrological alteration.	77
Figure 8. Evolution of four indicators of hydrological alteration by varying the minimum flow in the Duero River basin subsystems with respect to the minimum flows established in Duero River basin hydrological plan (CHD, 2015).	79
Figure 9. Maximum two-year deficit evolution in agricultural and urban water demands due to the per-centage variation in the minimum flow values with respect to those determined in Duero River basin hydrological plan (CHD, 2015).	80

Capítulo 3

Figure 1. Flowchart of the methodology proposed and applied in this work.....	101
Figure 2. Location of the Duero and Órbigo River basins (left panel), and main river stretches in the Órbigo River basin (right panel).	106
Figure 3. Topology of the Órbigo River basin generated with the water management model SIMGES. The two river stretches analysed in this work are indicated.	108
Figure 4. Q-WUA curves of the species in the Tuerto (upper panel) and Órbigo (lower panel) river stretches in their different life stages.....	109
Figure 5. Habitat time series of the Iberian barbel, brown trout, Iberian nase and bermejuela in the Órbigo river stretch.	111
Figure 6. Habitat time series of the Iberian barbel, brown trout, Iberian nase and Iberian chub in the Tuerto river stretch.....	113
Figure 7. Overall (black), winter (white) and summer (blue) indicators of habitat alteration of the species in the Tuerto (left panel) and Órbigo (right panel) river stretches.....	114
Figure 8. Overall indicators of habitat alteration of the species in the Tuerto (left panel) and Órbigo (right panel) river stretches for the different scenarios of ecological flows.	116
Figure 9. Maximum annual, biannual, and decadal deficits of the agricultural demand units of the Órbigo River basin for the different ecological flow scenarios. The deficit values that represent reliability failure are marked in red.	119

Figure 10. Spatial distribution of the agricultural demand units in the topology of the model generated in SIMGES. The demand units without (with) reliability failures are indicated in green (red). A), B) and C) show the one-year, two-year and ten-year results of the current management scenario, whereas D), E) and F) depict the results of the scenario with an increase in the ecological flows equal to 50%.
 120

Capítulo 4

Figure 1. Location of the Spanish part of the Duero River basin, and the Órbigo River basin (northwestern Spain). The main river sections of the Órbigo River Basin and the two river paths analyzed in this work are indicated in the right panel. 140

Figure 2. Flow chart of the methodology of this work..... 142

Figure 3. Topology of the Órbigo water resources system used in the basin simulation model (SIMGES). The green, pink and blue squares represent agricultural, urban and industrial demand units, respectively. Three river stretches (represented as arrows in the figure) analyzed in this work (Órbigo 43a, Órbigo 46 and Órbigo 49d) are marked in the figure. 145

Figure 4. Plan view of the water exploitation index (WEI⁺) in each river stretch based on the entire simulated period. 148

Figure 5. Variation of the yearly WEI⁺ along the two river paths indicated in Figure 1. The maximum, mean and minimum values are marked in red, black and blue, respectively. 149

Figure 6. Evolution of the yearly WEI⁺ in three river stretches in the upper (Órbigo 43a), middle (Órbigo 46) and lower (Órbigo 49d) parts of the basin (Figure 3). 151

Figure 7. Monthly average values of the WEI⁺ (a) and monthly values of the WEI⁺ in 2001 (b) in three river stretches in the upper (Órbigo 43a), middle (Órbigo 46) and lower (Órbigo 49d) parts of the basin (Figure 3)..... 152

Figure 8. WEI⁺ values for each environmental flow scenario along the two river paths indicated in Figure 1..... 154

Figure 9. Variation of the WEI⁺ induced by environmental flow scenarios along the two river paths indicated in Figure 1. 155

Figure 10. WEI⁺, available water (WEI⁺ denominator) and consumed water (WEI⁺ numerator) for each environmental flow scenario in three river stretches in the

upper (Órbigo 43a), middle (Órbigo 46) and lower (Órbigo 49d) parts of the basin (Figure 3).	157
Figure 11. Variation of the WEI ⁺ , available water (WEI ⁺ denominator) and consumed water (WEI ⁺ numerator) induced by the environmental flow scenarios in three river stretches in the upper (Órbigo 43a), middle (Órbigo 46) and lower (Órbigo 49d) parts of the basin (Figure 3).....	158

Capítulo 5

Figura 1. Esquema de la cuenca del Órbigo donde se indica el índice Global de Alteración hidrológica (IGAH) en los tramos de río analizados para el escenario actual de caudales ecológico de acuerdo al Plan Hidrológico (CHD, 2015).	167
Figura 2. Evolución del Indicador Global de Alteración Hidrológica (IGAH) de la cuenca del Órbigo para los diferentes escenarios de caudales ecológicos analizados. ...	170
Figura 3. Indicadores de Alteración de Hábitat (IHabA) por tramo y por especie en el escenario actual de caudales ecológicos de la cuenca del Órbigo.....	171
Figura 4. Evolución del Indicador Global de Alteración del Hábitat (IGAHab) de la cuenca del Órbigo para los diferentes escenarios de caudales ecológicos analizados.....	174
Figura 5. Evolución del porcentaje de déficit global de las UDA en la cuenca del Órbigo en diferentes escenarios de caudal ecológico.	177
Figura 6. Esquema de la cuenca del Órbigo donde se indica el WEI ⁺ en los tramos de río analizados para el escenario actual de caudales ecológicos.	179
Figura 7 Esquema de la cuenca del Órbigo donde se indica el WEI ⁺ en los tramos de río analizados para los escenarios de caudal ecológico de a) – 30% y b) + 50% con respecto al escenario de caudal ecológico actual.....	182
Figura 8. Evolución del índice de explotación del recurso hídrico global (WEI ⁺) de la cuenca del Órbigo con respecto a la variación del caudal mínimo dentro del modelo de simulación.	183
Figura 9. Variación del indicador global de alteración hidrológica (IGAH), el indicador global de alteración del hábitat (IGAHab), el déficit de la demanda agrícola (DefDA) y el índice global de explotación del recurso hídrico (WEI ⁺) normalizados de la cuenca del Río Órbigo, ante diferentes escenarios de caudal ecológico. ...	186

Índice de tablas

Capítulo 1

Tabla 1. Zonas y subzonas de la Cuenca del Duero (CHD, 2015)	29
Tabla 2. Características de precipitación en la cuenca del Duero (CHD, 2015).	30
Tabla 3 Síntesis de la ictiofauna autóctona ibérica en la cuenca del Duero (CHD, 2015).	32
Tabla 4. Masas de agua superficial definidas en el plan hidrológico del Duero (CHD, 2015).	38
Tabla 5. Bioperíodos correspondientes a las especies encontradas en los tramos de estudio en la cuenca del Río Órbigo.....	52

Capítulo 2

Table 1. Levels of hydrological alteration according to the IHA value (Ortín León, 2017).	67
Table 2. Zones and subzones (exploitation subsystems) of the Duero River basin.	68

Capítulo 3

Table 1. Biological periods of the species in their different life stages.....	109
--	-----

Capítulo 5

Tabla 1. Evolución del Indicador Global de Alteración Hidrológica (IGAH) de cada tramo de río analizado en el esquema de simulación desarrollado en SIMGES. 168	
Tabla 2. Evolución del índice de Alteración del Hábitat (IHabA) por tramo y por especie en la cuenca del Órbigo.....	172
Tabla 3. Evolución del Indicador de Alteración del Hábitat (IHabA) por tramo y del Indicador Global de Alteración del Hábitat (IGHabA) de la cuenca del Órbigo ..	173
Tabla 4. Evolución del porcentaje de déficit de las Unidades de Demanda Agraria (UDA) en la cuenca del Órbigo ante diferentes escenarios de incremento del caudal ecológico.....	175

Tabla 5. Evolución del WEI ⁺ por cada tramo analizado en el esquema de simulación desarrollado en SIMGES.....	180
Tabla 6. Indicadores globales normalizados en la cuenca del Río Órbigo ante diferentes variaciones de caudal ecológico.	185

Capítulo 1. Introducción

1.1. Motivación

La interacción y progreso de la sociedad con el medio ambiente requiere de una planificación adecuada de los recursos naturales. Ante su deterioro, el costo de la vida y del desarrollo se incrementan, sin mencionar que la recuperación de estos recursos pueda no ser reversible. Uno de los principales recursos renovables con los que hasta ahora cuenta la sociedad es el agua, el cual depende tanto de las condiciones climáticas como de la concienciación de la población, y de un adecuado manejo de los gestores de los sistemas de recursos hídricos. La disponibilidad relativa y creciente demanda del agua han propiciado que la sociedad la considere como un recurso escaso, lo que apremia a los tomadores de decisiones y usuarios a racionalizar su consumo, mediante alternativas que promuevan un uso eficiente del recurso.

El deterioro sostenido de los ecosistemas fluviales constituye uno de los efectos más significativos derivados de la explotación de los recursos hídricos, al ser compuestos por sistemas complejos y muy diversos, de los cuales dependen una gran cantidad de especies, y resulta en una importante cantidad de bienes y servicios para el aprovechamiento humano. En la actualidad, la gestión tiene como uno sus objetivos principales el de establecer medidas de mitigación eficientes, con la finalidad de establecer restricciones que limiten este deterioro, y permitan proteger a los ecosistemas frente a las actividades antropogénicas.

Como parte de la respuesta ante estas situaciones surgió el concepto de caudal ecológico (también denominado caudal ambiental), así como la aparición de metodologías que evalúen el grado de alteración presente en cuencas hidrográficas, las cuales por lo general evalúan a escala local el impacto generado por alguna acción específica en la zona estudiada.

La gestión de los sistemas de recursos hídricos puede llegar a ser extremadamente compleja, sin embargo, puede representarse en forma simplificada mediante el uso de modelos o sistemas de soporte a la decisión. La motivación de este trabajo radica en la necesidad y la importancia de contar con indicadores que permitan cuantificar los efectos de la incorporación de caudales ecológicos en la mitigación de la alteración hidrológica, derivada de la gestión de los recursos hídricos, así como de la alteración del hábitat presente en la cuenca. Todo esto sin dejar de lado la parte concerniente a la distribución del agua para sus diferentes usos, en términos de garantía de las demandas y el estrés hídrico de la cuenca.

La adición de este tipo de herramientas de apoyo constituye un aporte en la planificación y gestión de recursos hídricos que permite un análisis sencillo de las condiciones presentes y futuras de todo un sistema que esté siendo evaluado. En la presente tesis doctoral, el análisis se centra en la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Duero y, de manera más detallada, en el sistema de explotación Órbigo, tal y como se expone en el apartado 1.5.

1.2. Revisión del estado de arte

1.2.1. Caudales ecológicos

La implementación de caudales ecológicos o ambientales se ha vuelto esencial para la protección de los ecosistemas fluviales y de agua dulce, debido a los impactos de las infraestructuras hídricas y los regímenes de caudales alterados. La constante necesidad de la población de contar con agua dulce ha llevado a la construcción de infraestructuras hidráulicas en todo el mundo que resultan en la modificación de las condiciones y caudales naturales. En los últimos años se ha observado un nuevo periodo de construcción de embalses que

modifica aún más el régimen de caudales (Greenhill et al., 2016; Zarfl et al., 2015).

El caudal ecológico nace de la necesidad de fijar restricciones a la creciente alteración en los caudales, de manera que el agua que circule sea suficiente para conservar los recursos acuáticos existentes, como es el caso de las pesquerías (Reiser et al., 1989). Actividades antropogénicas, tales como el uso del agua para fines agrícolas, generación de energía eléctrica, el abastecimiento de agua en industrias y el uso doméstico, son consideradas causantes de la alteración de la dinámica original de los sistemas acuáticos, en cuanto a su disponibilidad y la calidad de hábitat de los peces (Rodríguez-Gallego et al., 2011). Se puede decir que la inclusión del concepto de caudal ambiental ha fomentado una gestión del agua cada vez más ecológicamente informada (Poff & Matthews, 2013). El uso de términos tales como “asignaciones de agua ambientales” o “régimen de caudales normativo” expresan prácticamente el mismo concepto, sin embargo, actualmente las expresiones “caudal ambiental” y “caudal ecológico” están más consolidadas (Acreman & Dunbar, 2004; Dyson et al., 2003) y con un uso más extendido (Arthington et al., 2010).

Durante la conferencia internacional de caudales ambientales celebrada en Brisbane en 2007, se promovió tanto el término como la definición de caudal ambiental. Dicha definición fue luego revisada en la Declaración de Brisbane de 2018 quedando de la siguiente manera:

Los caudales ambientales describen la cantidad, el tiempo y la calidad de los caudales y niveles de agua dulce necesarios para mantener los ecosistemas acuáticos que, a su vez, sustentan a las culturas humanas, las economías, los medios de vida sostenibles y el bienestar. (Arthington et al., 2018).

Un caudal ambiental bien definido debe considerar numerosas variables para establecer los regímenes de caudales del río. Las velocidades de flujo, las

inundaciones y los períodos de escasez caracterizan los ecosistemas acuáticos. La jerarquía de los regímenes de caudales ha sido bien establecida en la formulación del paradigma del régimen de caudal natural (Poff et al., 1997). En esta definición, “ecosistemas acuáticos” incluye ríos, corrientes, manantiales, riberas, llanuras de inundación y otro tipo de humedales, lagos, cuerpos de agua costeros, incluyendo lagunas y estuarios, y ecosistemas dependientes de aguas subterráneas.

De acuerdo con Tharme (2003), la preservación y sostenibilidad de las prácticas pesqueras motivó el establecimiento de metodologías para determinar caudales mínimos a finales de la década de 1940 al oeste de los Estados Unidos, siendo a partir de la década de 1970 donde se dieron avances notables en el desarrollo de diversas metodologías (Stalnaker & Arnette, 1976), gracias al impulso de nuevas legislaciones en materia medioambiental y de agua dulce. Este desarrollo fue tomando fuerza en otros países durante la siguiente década.

En el caso de España, una primera aproximación al uso de caudales ecológicos consistió en considerar caudales mínimos en la modificación de 1949 de la Ley por la que se regula el fomento y conservación de la pesca fluvial (BOE, 1942). En ella se establecía que:

Los concesionarios de aprovechamientos hidráulicos en cuyos embalses lleven las presas escalas salmoneras están obligados a dejar correr, en las épocas de paso de los peces, un caudal de agua que no será inferior a un litro por segundo en las escalas de artesa y de treinta litros en las de rampa, quintuplicándose estas cifras en los ríos que sean aptos para la cría del salmón y del sollo o esturión.

En el marco de la Ley de Aguas publicada en 1986 (BOE, 1986), se estableció la exigencia de “caudales mínimos que respetar” para usos comunes o por motivos sanitarios o ecológicos, de ser preciso. Esto provocaba que el cau-

dal mínimo fuera estimado como un uso más del agua y sus valores no consideraban ningún tipo de impacto ambiental (De Jalón, 2003), ya que la definición de estos caudales era arbitraria. En años recientes, este concepto ha evolucionado al considerar a los ríos y otros sistemas acuáticos como “usuarios” legítimos del agua en beneficio de la sociedad (Naiman et al., 2002).

Al igual que en otros países, durante la década de 1990 se dieron cambios en la percepción del concepto de caudal ecológico impulsado por una mayor conciencia medioambiental en la sociedad. Esto se vio reflejado en los cambios hechos a la Ley de Aguas en 1999 (BOE, 1999), donde el caudal ecológico ahora era considerado como una restricción general a los demás usos del agua. En este punto la determinación del caudal ecológico sería fijada en los planes hidrológicos de cuenca y para su determinación los organismos de cuenca realizarían estudios específicos para cada tramo de río; sin embargo, de acuerdo con De Jalón (2003), esto era principalmente establecido mediante registros históricos, con escasas consideraciones limnológicas.

A nivel europeo, en el año 2000 se modificó la percepción del estado ecológico de los sistemas acuáticos a través de cambios introducidos por la Directiva Marco del Agua (DMA). Estos cambios han tenido como propósito alcanzar un estado ecológico aceptable en los ríos, basado en el uso de indicadores biológicos, características fisicoquímicas y condiciones hidro-morfológicas. Con ello, la DMA establece de manera implícita la necesidad de aplicar metodologías de determinación de “caudales ecológicos” para estimar los volúmenes o caudales de captación. Estos caudales ya no son considerados como objetivos ambientales en sí mismos, sino que formarán parte del régimen hidrológico que satisfaga los objetivos ambientales establecidos (Agirre & de Bikuña, 2000).

En el año 2001 la legislación española comenzó a exigir la implementación de caudales ambientales como parte de la elaboración de los Planes Hidrológicos de Cuenca (BOE, 2001a, 2001b). En 2008, la definición de caudal ambiental se ajustó a los requisitos de la DMA, lo que supuso un hecho trascendente en la gestión ambiental de los ríos españoles. Las directrices oficiales para la elaboración de los planes hidrológicos definen los caudales ambientales como caudales capaces de "mantener la operatividad y estructura de ecosistemas acuáticos y terrestres asociados, y contribuir a alcanzar el buen estado ecológico o potencial de las masas de agua" (BOE, 2008).

Estas directrices exigen a las confederaciones hidrográficas que definan los caudales ambientales en función de la variación anual de cuatro variables: caudales mínimos, caudales máximos, tasas de cambio y descargas de mantenimiento del cauce. La implantación de los caudales ambientales en los ríos españoles comenzó en 2013. De acuerdo con Stefano et al. (2021) existen ciertas deficiencias en su implantación, entre ellas se encuentran: los caudales mínimos se establecen en el 73% de las masas de agua fluviales, mientras que el resto de las variables solo se han definido en menos del 8% de las masas de agua fluviales; la variabilidad intraanual de los caudales implementados representa sólo el 7% de la variabilidad natural; el cumplimiento de los caudales ambientales se monitoriza sólo en el 11% de las masas de agua fluviales donde se han definido; y no se han evaluado las relaciones entre la implementación de los caudales ambientales y su respuesta ecológica (Mezger et al., 2020).

La necesidad de medir el régimen de caudales ha llevado a producir más de 200 métodos agrupados en cuatro categorías principales: métodos hidrológicos, métodos de clasificación hidráulica, métodos de simulación de hábitats y metodologías holísticas (Arthington et al., 2006).

1.2.1.1 Métodos hidrológicos

Estos métodos son los que abordan de manera más simplificada la estimación de caudales ecológicos, debido a que se centran exclusivamente en el análisis de series temporales de caudales naturales. Dichas series temporales pueden ser obtenidas de registros históricos en estaciones de aforos o a través de estimaciones obtenidas mediante modelación hidrológica. La cantidad y calidad de la información disponible es clave para la aplicación de métodos hidrológicos factibles para determinar caudales ambientales. Se trata de métodos de fácil aplicación pero, al no integrar componentes biológicos, debe considerarse la incertidumbre que implica su utilización al extrapolarse a otra zona con características diferentes y perder validez ecológica (Acreman & Dunbar, 2004). No obstante, siguen siendo utilizados ampliamente a nivel de planificación de recursos hídricos debido a su simplicidad y facilidad de aplicación a ciertas escalas.

1.2.1.2 Métodos hidráulicos

Son similares a los métodos hidrológicos, sin embargo, éstos adicionan información referente a parámetros hidráulicos, como es el caso de velocidad, profundidad, perímetro mojado, etc. En la determinación de los requisitos mínimos de caudal existen dos criterios que suelen ser los más utilizados. El primero corresponde a la determinación del umbral del caudal mínimo al evaluar la evolución del perímetro mojado con respecto al incremento de caudal; mientras que el segundo concierne a la utilización de un porcentaje de reserva de hábitat, al considerar que se debe disponer de una reserva de porcentaje del ancho del cauce o del perímetro mojado con un determinado valor de caudal.

1.2.1.3 Métodos de simulación de hábitat

Al igual que en los métodos anteriores, hacen uso de análisis hidráulicos, pero se enfocan en el modelado de la cantidad e idoneidad de hábitat acuático disponible para un organismo objetivo, mediante la simulación de distintos escenarios con diferentes regímenes hidrológicos. La metodología puede ser replegable, pero solicita información detallada del cauce a analizar (información batimétrica y topografía), así como datos ecológicos que incrementan su coste (Acreman & Dunbar, 2004). Uno de los principales exponentes de este tipo de métodos es la *Instream Flow Incremental Methodology* (IFIM) (Stalnaker et al., 1994), que permite establecer los beneficios y consecuencias de diferentes opciones de gestión del recurso hídrico, de acuerdo a la variabilidad del Hábitat Potencial Útil en el tiempo y el espacio (Bovee et al., 1998).

1.2.1.4 Métodos Holísticos

Durante la década de 1990, se abordaron metodologías que permitían establecer regímenes hidrológicos que preservaran todo el ecosistema y no se enfocaran solamente en algunos de sus aspectos biológicos o hidrológicos. Además, estos métodos holísticos también contienen componentes socioeconómicos. Algunas de estas metodologías consideradas como holísticas son la *Building Block Methodology* (King & Louw, 1998; De Villiers, King & Tharme, 2008), la aproximación holística (Arthington & Zalucki, 1998), el método de evaluación por panel de expertos (Swales & Harris, 1995) y la metodología *Downstream Response to Imposed Flow Transformation* (DRIFT) (King et al., 2003).

La metodología holística se basa en que se deben contemplar todos los factores biológicos y abióticos, además del régimen hidrológico en todos sus aspectos, incluyendo la variabilidad tanto espacial como temporal. Esto implica

que su esencia sea interdisciplinaria, donde cada profesional utilice metodologías específicas para definir las relaciones entre el régimen hidrológico y el ecosistema para luego interactuar con las otras disciplinas para relacionar las variables, las interacciones con el régimen hidrológico y los efectos en la modificación de dicho régimen. Como resultado se obtiene una descripción de un régimen hidrológico indispensable para conservar un ecosistema sustentable (King et al., 2003).

Estas metodologías consideran diferentes elementos bióticos y abióticos del ecosistema, donde se incluyen la geomorfología, hidráulica, calidad del agua, vegetación acuática, macroinvertebrados, peces y demás comunidades afines a los ecosistemas riparios (Arthington et al., 2004). El énfasis en los ríos es expandido a otros ecosistemas límnicos asociados y estuarios. La metodología holística ha sido mayoritariamente empleada en Australia (Tharme, 2003) y Sudáfrica (King & Louw, 1998; King et al., 2003).

1.2.2. Alteración hidrológica

La evaluación de caudales ambientales adecuados en cuencas hidrológicas es un elemento clave en la gestión de los recursos hídricos, ya que define la buena salud de los ecosistemas ribereños. El continuo crecimiento de la población, combinado con los efectos del cambio climático, ha llevado a una tendencia creciente en la construcción de nuevos embalses (Boulange et al., 2021). El almacenamiento de agua dentro de los sistemas fluviales ha creado una fuerte alteración en el régimen de caudales naturales en todo el mundo (Humborg et al., 1997; Nilsson et al., 2005). La evaluación y mitigación de los impactos biológicos es una necesidad creciente en el campo de la gestión de los recursos hídricos, así como el establecimiento de estrategias que mantengan el equilibrio en los ecosistemas asociados a los sistemas de recursos hídricos.

Es ampliamente aceptado que los ecosistemas acuáticos nativos y riparios son adaptados al régimen de caudales naturales de un río (Lytle & Poff, 2004). Así, es útil estimar la magnitud, frecuencia, variabilidad, y tiempo del caudal que describe ese régimen, dado que esas mediciones pueden guiar programas de rehabilitación de ecosistemas que busquen proteger o recuperar ecosistemas nativos mediante los regímenes de caudales ecológicos.

Más del 60% de los ríos del mundo son afectados por aprovechamiento del agua (Grill et al., 2015). En algunos casos, gestores e investigadores calculan estadísticas asumiendo que el régimen de caudales obtenido por las mediciones de caudal más antiguas se aproxima a las condiciones naturales (Poff et al., 1997).

Las estimaciones del caudal natural o volúmenes anuales están a menudo basadas en el desarrollo de un balance de agua utilizando métodos tradicionales de balance de masa. Este enfoque es usado típicamente cuando se pronostican límites anuales para suministro del agua, pero se requiere una extensa cantidad de información de uso consuntivo para que sea preciso.

De acuerdo con Yuste (2011), la necesidad de evaluar la alteración en el régimen de caudales puede ser considerada desde tres puntos de vista: legal, científico y de gestión. En el ámbito legal, la DMA establece como objetivo prioritario que la gestión de recursos hídricos debe conseguir un buen estado ecológico de ecosistemas afines. El régimen hidrológico es considerado expresamente para alcanzar esa meta en el Anejo V de la DMA. Desde el punto de vista científico, la relevancia del régimen de caudales en el desarrollo de los ecosistemas fluviales es innegable (Arthington et al., 2006; Poff et al., 1997; Poff, 2018; Richter et al., 2002), por lo que intentar minimizar la alteración hidrológica con respecto al régimen natural de caudales es prioritario para la conservación de la biodiversidad.

Finalmente, en el ámbito de la gestión es importante que los tomadores de decisiones tengan la información adecuada para conocer el estado del régimen de caudales desde un punto de vista ambiental, y para que a partir de esos datos se lleven a cabo los análisis adecuados y sean aplicadas medidas de gestión en favor del buen estado ecológico, enmarcadas en el ámbito legal.

Una de las métricas más utilizadas para evaluar la alteración del régimen de caudales naturales son los Indicadores de Alteración Hidrológica (*Indicators of Hydrological Alteration-IHA*) (Richter et al., 1996, 1997). Esta metodología considera la definición de una serie de atributos hidrológicos relevantes que caracterizan las variaciones intraanuales de las condiciones del agua, para luego realizar un análisis de la variación interanual de estos atributos como base de una comparación de un régimen natural con un sistema alterado por las actividades humanas. Los resultados establecen un conjunto representativo de múltiples parámetros que determinan el grado de alteración hidrológica del sistema.

Las evaluaciones de los caudales ambientales se basan en asumir que al hacer que el régimen de caudales sea lo más similar posible a las condiciones originales y no reguladas, se beneficiará a las especies autóctonas y a las funciones de los ecosistemas (Lytle & Poff, 2004), y que cualquier desviación de los patrones de caudales naturales conlleva una alteración en los ecosistemas (Harrison, 2016; Quadroni et al., 2017). Para integrar los caudales ambientales en la gestión del agua, es necesario identificar y cuantificar los beneficios ecológicos que aportan, así como las consecuencias que conllevan, por ejemplo, sobre las garantías de las demandas y la generación de energía hidroeléctrica.

El método de los IHA consta de cuatro pasos:

1. Definición de series de datos para los periodos anteriores y posteriores al impacto (o bien en régimen natural y alterado en un mismo periodo de tiempo).

2. Cálculo de los valores de los atributos hidrológicos. Se determinan valores de 32 parámetros hidrológicos ecológicamente relevantes para cada año de cada serie de datos.
3. Cálculo de estadísticas interanuales. Se determinan medidas de tendencia y dispersión para los 32 parámetros de cada serie de datos en base a los valores calculados en el paso anterior.
4. Determinación de valores de IHA mediante la comparación de los estadísticos interanuales entre las series de datos pre y post-impacto (o bien en régimen natural y alterado en un mismo periodo de tiempo).

Este método ha sido utilizado generalmente para comparar el estado de un sistema consigo mismo a lo largo del tiempo, aunque también puede utilizarse para comparar el estado de un sistema con otro o las condiciones actuales con resultados simulados basados en modelos de modificación futura de un sistema.

Los parámetros hidrológicos utilizados en el método IHA son considerados biológicamente relevantes y a la vez sensibles a las actividades humanas. Los indicadores están basados en cinco características fundamentales de los regímenes hidrológicos:

1. La magnitud de la condición del flujo en un momento dado, determinando así su disponibilidad general en el ecosistema.
2. El momento en que se producen condiciones particulares de caudal, el cual puede determinar el cumplimiento de ciertos requisitos en los ciclos vitales de especies o influir en el grado de estrés o mortalidad asociado con eventos hidrológicos extremos.

3. La frecuencia de ocurrencia de determinadas condiciones específicas, como sequías o inundaciones. Esto puede estar vinculado a eventos de resiliencia en especies, influyendo en la dinámica de la población.
4. La estacionalidad, durante la cual existe una condición específica en el régimen de caudales que determine si se puede completar una fase particular en el ciclo vital de las especies o el grado en que pueden acumularse efectos estresantes derivados de inundaciones o sequías.
5. La tasa de cambio en las condiciones del caudal, la cual puede estar vinculada a la capacidad de respuesta de la biota fluvial y riparia.

De acuerdo con Richter (1996), los IHA proporcionan una representación detallada del régimen hidrológico con el fin de evaluar la alteración hidrológica, ya que engloban estadísticas hidrológicas comúnmente empleadas en estudios limnológicos debido a su gran relevancia ecológica (Gustard, 1984; Hughes & James, 1989; Poff & Ward, 1989). Del total de parámetros, la mitad se enfocan en características propias de eventos extremos, dada la importante influencia de las variables extremas en los ecosistemas (Gaines & Denny, 1993) y la geomorfología (Leopold, 1994); mientras que el resto de indicadores evalúan la tendencia general de la magnitud o la tasa de cambio.

La metodología propuesta por Richter utiliza, en su mayoría, series diarias en la mayoría de los parámetros, lo que genera una restricción, particularmente con los modelos de gestión del agua que utilizan datos mensuales (Pumo et al., 2018). Los IHA se han utilizado para cuantificar los impactos de las construcciones de presas en la cuenca del río Jiulong en el sudeste de China (W. Lu et al., 2018), para determinar la influencia de las represas en la cuenca del río São Francisco en Brasil (Nascimento do Vasco et al., 2019), y para examinar la alteración en el flujo del Río Wabash en los Estados Unidos (Pyron & Neumann, 2008), entre otras aplicaciones.

Alternativas similares a los IHA han surgido en los últimos años. Por ejemplo, el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX) desarrolló los IAHRIS (Indicadores de Alteración Hidrológica en Ríos) (Martínez & Fernández, 2010), con el fin de cumplir con lo establecido en la DMA. Esta metodología reduce el número de parámetros a 21 utilizando datos mensuales y diarios. Las métricas se clasifican en tres grupos (indicadores de flujo ordinario, de inundación y sequía) y se combinan para proporcionar tres índices de alteración global (IAG).

Como ya se ha comentado, las alteraciones evaluadas en estas métricas requieren dos tipos de escenarios: un escenario de caudales en régimen natural y un escenario de caudales en régimen alterado. En el primer caso, se supone que no hay interferencia antropogénica, mientras que en el segundo caso contempla la presencia de diferentes tipos de infraestructuras hidráulicas (es decir, presas, embalses, canales, etc.).

Los modelos hidrológicos han demostrado ser una herramienta muy fiable para generar este tipo de escenarios, especialmente cuando la disponibilidad de datos no es óptima. La adopción de escalas de tiempo más amplias (por ejemplo, mensuales) para los indicadores hidrológicos permite utilizar modelos más simples, que generalmente garantizan una buena facilidad de uso, idoneidad y transferibilidad asociada a una precisión relevante (Pumo et al., 2018).

1.2.3. Hábitat Potencial Útil

En el transcurso de la década de 1970, la necesidad de crear una forma de comunicación común entre los gestores del agua y de la biodiversidad originó la creación del denominado grupo interdisciplinario (IFG). A raíz de esta comunicación común, se originó lo que se conoce como la Metodología del Incremento del Caudal de los Ríos (IFIM) (Bovee, 1978, 1982). La IFIM se estableció como

una valoración más adecuada de la afectación del hábitat acuático ante las variaciones en los caudales de los ríos. Esta metodología combina dos modelos: un modelo biológico que describe las preferencias físicas del hábitat de los peces (macroinvertebrados en ciertas ocasiones) en términos de profundidad, velocidad y sustrato; y un modelo hidráulico que estima cómo varía la disponibilidad del hábitat para los peces de acuerdo con el caudal circulante en el río.

La metodología IFIM ha sido utilizada ampliamente para formular y evaluar alternativas de gestión del recurso hídrico (Stalnaker et al., 1994). Se constituyó como uno de los primeros marcos metodológicos en la evaluación del impacto ambiental y la gestión de recursos hídricos entre los diferentes usuarios, logrando posicionarse como la metodología más utilizada en Norteamérica al cabo de una década de su creación (Reiser et al., 1989). La sinergia entre los datos del microhábitat físico y el caudal circulante constituye la base del método (Bovee et al., 1998), lo cual admite la integración del microhábitat con el macrohábitat y la comparación directa de regímenes de caudal alternativos, que constituye una de las principales aplicaciones de la metodología incremental.

El componente incremental distinguió al IFIM de otros métodos de la época que eran menos flexibles en la evaluación de los efectos biológicos en los caudales (Tennant, 1976). La métrica de microhábitat más frecuentemente asociada con la IFIM se calcula utilizando el sistema de simulación física del hábitat (PHABSIM) (Bovee et al., 1998; Bovee, 1982) del IFIM y se denomina área útil ponderada o Hábitat Potencial Útil (HPU).

Desarrollada por el servicio de Pesca y Vida Silvestre de EE. UU., la Simulación del Hábitat Físico (Physical Habitat Simulation o PHABSIM) se ha utilizado desde la década de 1970 (Spence & Hickley, 2000). Está constituido por un conjunto de modelos matemáticos que cuantifican el hábitat físico en un lugar establecido, el cual se determina en términos de una combinación de valores de

profundidad, velocidad y sustrato para un determinado caudal (Elliott et al., 1996, 1999; Hung et al., 2022). El sistema puede utilizarse para evaluar la disponibilidad del hábitat en el cauce a lo largo de una serie de caudales y hacer predicciones sobre los efectos de los cambios en el régimen de caudales o de los cambios físicos en la estructura del canal, como los que se incorporan en los planes de rehabilitación de los ríos. Este sistema ha sido utilizado para evaluar la disponibilidad de un hábitat adecuado para los peces, y en estudios referentes a macroinvertebrados y macrófitos (Bovee, 1985; Hearne et al., 1994; Wills et al., 2006), que tienen requisitos físicos de hábitat medibles.

De acuerdo con Elliot (1999), la perspectiva que adoptan los estudios desarrollados con PHABSIM incluye la identificación de sectores fluviales y especies de interés, la identificación de hábitats que existen dentro de los sectores de interés, la selección de secciones transversales que representan cada tipo de hábitat y la recopilación de datos de calibración del modelo (elevación de la superficie del agua, profundidad y velocidad). Esta información permite predecir el hábitat físico utilizable para la especie/etapa vital de interés. El hábitat físico utilizable se expresa comúnmente como HPU en metros cuadrados por 1000 m de longitud del cauce. El HPU es una medida agregada de la calidad y la cantidad del hábitat físico y es específica para un caudal y una especie/etapa vital determinadas. La evaluación de los cambios en el HPU que podrían producirse como resultado de cualquier cambio propuesto en el régimen de caudales puede realizarse utilizando escenarios de series temporales de cualquier cambio propuesto en el régimen de caudales. En la mayoría de los estudios, la disponibilidad física del hábitat para caudales bajos ha sido el área principal de interés, con PHABSIM utilizado principalmente para comparar las implicaciones de los escenarios alternativos de regulación del caudal en el hábitat. Esto ha conducido a un énfasis en la relación entre la descarga y el hábitat utilizable dada una distribución de profundidades relativamente bajas y velocidades lentas.

La definición inicial del Hábitat Potencial Útil fue la siguiente (Bovee & Cochnauer, 1977): "*La superficie útil ponderada se define como la superficie total que tiene una determinada combinación de condiciones hidráulicas, multiplicada por la probabilidad compuesta de uso para esa combinación de condiciones. Este cálculo se aplica a cada celda de río dentro de la matriz multidimensional. Este procedimiento equipara aproximadamente un área de hábitat marginal a un área equivalente de hábitat óptimo*".

Bovee (1978) publicó la misma definición donde además se establece que el HPU es también "aproximadamente equivalente a la capacidad de carga de un tramo de río, basándose únicamente en las condiciones físicas". Adicionalmente, el manual de la IFIM (Stalnaker et al., 1994) enuncia que el HPU es "el área húmeda de un río ponderada por su idoneidad para el uso de los organismos acuáticos o la actividad recreativa", expresado en unidades de pies o metros cuadrados, generalmente por una longitud de río.

De acuerdo con Payne (2003), las ilustraciones del concepto de HPU suelen adoptar la forma de mosaicos de líneas de celdas de ríos como trapecios bidimensionales o tridimensionales, cuyas áreas se caracterizan por diversas combinaciones de idoneidad ponderada para las condiciones hidráulicas (Figura 1). Para cada caudal, en un rango de condiciones hidráulicas y de idoneidad asociada, la suma del área equivalente ponderada se traza y se expresa como una relación funcional entre el caudal y el área unitaria de microhábitat para cualquier especie objetivo en particular (Figura 2).

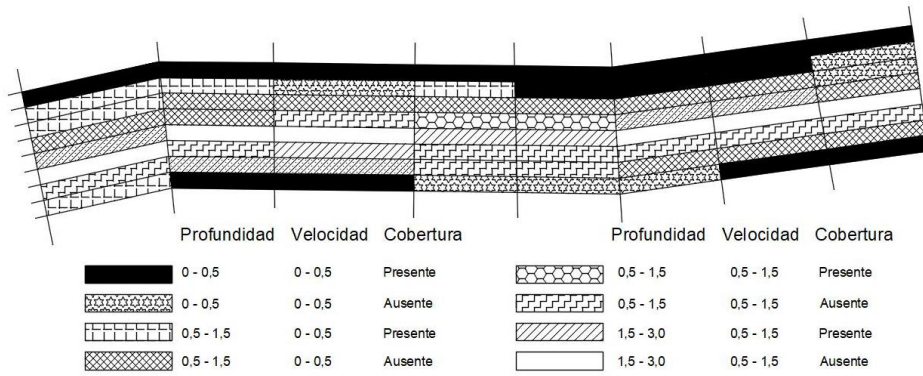


Figura 1. Representación estándar de un tramo de estudio en PHABSIM con muestreo de celdas que representan profundidad, velocidad y cobertura.

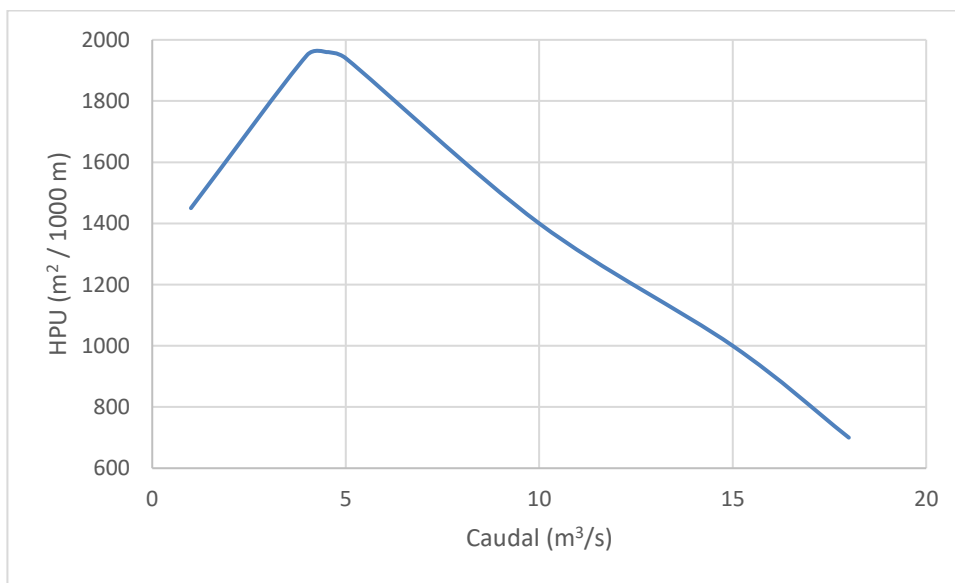


Figura 2. Gráfica estándar del índice de Hábitat Potencial Útil (HPU) en PHABSIM. Las unidades de microhábitat son expresadas como área por unidad longitud del río.

1.2.4. Garantía de las demandas

La fiabilidad en el suministro de agua es un problema presente en la planificación y gestión de los sistemas de recursos hídricos. El desabastecimiento se produce cuando la demanda supera a la oferta, al menos temporalmente (Damelin et al., 1972). Una parte fundamental en la Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH) es procurar que esta temporalidad sea mínima, mientras se concilia el uso del agua con el medio ambiente. En el caso de cuencas con escasez de agua, la importancia de la GIRH ha sido destacada ampliamente (Garrote et al., 2016).

De acuerdo con el Reglamento de la Planificación Hidrológica (RPH) (BOE, 2007), se define demanda de agua como “el volumen de agua, en cantidad y calidad, que los usuarios están dispuestos a adquirir para satisfacer un determinado objetivo de producción o consumo. Este volumen será función de factores como el precio de los servicios, el nivel de renta, el tipo de actividad, la tecnología u otros”. En el mismo apartado establece los criterios de definición de una demanda donde se toman en consideración volúmenes de agua de entrada y salida, la distribución temporal, las condiciones de calidad, el consumo bruto y los niveles de garantía.

De acuerdo con Balairón (2002), la definición de garantía más utilizada se enuncia como “la probabilidad de que el sistema se halle en una situación satisfactoria, entendiéndose por tal aquella en que el suministro es igual a la demanda solicitada”. Por lo tanto, esta condición manifiesta una certeza en la disponibilidad de los recursos hídricos para los usuarios.

En el momento que existe una diferencia entre la cantidad de agua demandada y la que realmente se abastece en un periodo de tiempo definido, se considera que se presenta un déficit en el suministro, lo cual genera un perjuicio para el desarrollo de la actividad o actividades afectadas por ese déficit. A su

vez, estas condiciones de déficit pueden constituir una situación de insatisfacción en el suministro, lo cual es considerado como un fallo y puede presentarse de forma mensual o anual.

La necesidad de poder establecer el grado de satisfacción es lo que ha dado a lugar a los indicadores de garantía, los cuales pueden estimarse de acuerdo a varios criterios basados en la frecuencia de los fallos y el déficit en distintos periodos de tiempo. Dentro de los indicadores más utilizados, se cuenta con la garantía mensual, la garantía anual, la garantía volumétrica y los indicadores de tipo UTAH.

La garantía mensual cuantifica la frecuencia de fallos mensuales en el suministro a la demanda, considerando como un fallo cuando no se satisface el suministro en un mes a la demanda. Por su parte, la garantía anual cuantifica la frecuencia de fallos anuales en el suministro a la demanda, considerando como un fallo cuando no se satisface el suministro en el año a la demanda evaluada. La garantía volumétrica relaciona el volumen suministrado con el volumen demandado, indicado como porcentaje de agua media suministrado a la demanda.

El criterio desarrollado por la Utah Division of Water Resources (Utah-DWR) se basa en establecer umbrales de déficits y déficits acumulados para distintos periodos (Estrada, 1993). Para cada uno de estos periodos, la Utah-DWR establece un criterio basado en los déficits acumulados, donde se define un porcentaje de la demanda mensual o anual, el cual no debe ser superado por el máximo déficit para cada periodo evaluado. Si esto ocurre se considera que no existen fallos y se cumple con el criterio.

La Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH) (BOE, 2008) considera satisfecha las demandas en las siguientes condiciones:

- Para demanda urbana cuando: (1) el déficit en un mes no sea superior al 10% de la correspondiente demanda mensual, y (2) en diez años consecutivos, la suma del déficit no sea superior al 8% de la demanda anual.
- Para demanda agrícola cuando: (1) el déficit en un año no sea superior al 50% de la correspondiente demanda, (2) en dos años consecutivos, la suma del déficit no sea superior al 75% de la demanda anual, y (3) en diez años consecutivos, la suma del déficit no sea superior al 100% de la demanda anual.

1.2.5. Indicadores de explotación del recurso hídrico

1.2.5.1 Escasez del agua

El problema de la escasez de agua es considerado un tema de preocupación global, ya que a pesar de que el agua es considerada un recurso renovable, también es un recurso finito que no puede ser reemplazado (EU, 2007). El término de escasez ha sido definido como una condición en donde los recursos hídricos disponibles no logran satisfacer las demandas requeridas (Hussain et al., 2022). En términos generales, la escasez del agua engloba todos los aspectos relacionados con la disponibilidad restringida del agua (Pedro-Monzonís et al., 2015). De igual forma, la escasez puede estar inducida por la sobreexplotación de los recursos hídricos (Van Loon & Van Lanen, 2013).

Se estima que la escasez hídrica impacta a cerca del 80% de la población mundial (Vörösmarty et al., 2010), lo que ha influido de manera importante en fenómenos migratorios debido a su impacto en la salud y los medios de subsistencia, así como por los conflictos que puede desencadenar (UNHCR, 2021). Aunado a esto, el impacto del cambio climático representa un agravante en esta problemática (Liu et al., 2022; Richter et al., 2020), generando una reducción de

los recursos hídricos disponibles de manera natural al crear alteraciones en el ciclo hidrológico (Mehrazar et al., 2020; Paudel et al., 2020).

Dada la naturaleza aleatoria de los recursos hídricos, la evaluación adecuada de la escasez del agua es una tarea compleja, que puede presentarse de diferentes formas:

1. Escasez física. Se presenta cuando no hay suficiente agua disponible para satisfacer la demanda.
2. Escasez económica. En este caso el recurso hídrico se encuentra disponible físicamente, pero la falta de recursos financieros o humanos crea una brecha entre la oferta y la demanda (Chen et al. 2018).
3. Escasez institucional. Se produce cuando la sociedad no consigue actuar de manera adecuada institucional y tecnológicamente para abordar las brechas de oferta-demanda.
4. Escasez política. Se presenta cuando la subordinación política impide a ciertos usuarios acceder a los recursos hídricos disponibles.

1.2.5.2 Indicadores de escasez del recurso hídrico

Una manera de poder comprender y evaluar la escasez es mediante la ayuda de indicadores. Los indicadores pueden facilitar a los tomadores de decisiones al evaluar el balance que exista entre la oferta y la demanda de un sistema de explotación. Desde que se convirtiera en un tema de preocupación, se han desarrollado diversos indicadores de escasez de agua. Hasta la fecha se han contabilizado más de 150 indicadores (Hussain et al., 2022), los cuales se basan en diferentes enfoques al problema de escasez (Vörösmarty et al., 2005).

En el transcurso de la década de 1980 se desarrollaron los primeros indicadores, los cuales abordan uno o más aspectos relacionados con la escasez del agua con un enfoque sectorial. Dentro de este grupo se encuentra el índice de vulnerabilidad de los recursos hídricos (Raskin et al., 1997), el índice de estrés hídrico (Falkenmark et al., 1989), el índice del Instituto Internacional de Gestión del Agua (IWMI) (Seckler et al., 1998), el Radio de criticidad (Alcamo et al., 2000; Perveen & James, 2010), el índice de pobreza hídrica (Sullivan et al., 2006; Sullivan et al., 2003) y el índice SDG6 (estrés hídrico) (Vanham et al., 2018).

Se han desarrollado de igual manera otro grupo de indicadores, los cuales se consideran holísticos, y pueden cubrir distintas facetas de la escasez, basándose ya sea en la disponibilidad del agua o en la escasez inducida por la calidad del agua. Dentro de esta categoría podemos encontrar el Sistema de Contabilidad Ambiental-Económica del Agua (SEEA-W) (United Nations. Statistical Division, 2012), la Huella Hídrica y agua virtual (Hoekstra, 2012; 2017) y el índice de explotación del recurso hídrico (WEI) (European Environment Agency, 2006).

1.2.5.3 Índice de explotación del recurso hídrico (WEI)

El índice de explotación del recurso hídrico (WEI) se define como el porcentaje de la demanda total media anual de agua dulce con respecto a los recursos medios anuales de agua dulce a largo plazo y muestra hasta qué punto la demanda total de agua ejerce presión sobre los recursos hídricos renovables (Pedro-Monzonís et al., 2015).

De acuerdo con la Agencia Europea de Medio Ambiente (2013), se considera que se presenta estrés hídrico de agua cuando el valor de WEI supera el 20%. Sin embargo, la manera en que el WEI fue concebido inicialmente no per-

mitía representar la variabilidad mensual, lo que implicaba resultados poco fiables si las demandas y recursos no eran calculados adecuadamente (Casadei et al., 2020).

Estas limitaciones fueron superadas con la introducción de un índice de explotación de recursos hídricos modificado (WEI^+), el cual puede ser utilizado en distintas escalas temporales y abordar la estacionalidad. El WEI^+ se centra en la evaluación del consumo neto y se define como sigue:

$$WEI^+ = \frac{\text{extracciones} - \text{retornos}}{\text{recursos hídricos renovables} - \text{caudales ecológicos}}$$

Donde las extracciones representan el volumen de agua que se utiliza para un uso determinado (agrario, urbano, industrial) y los retornos corresponden al volumen de agua que regresa al medio ambiente después de haber sido utilizada. En el caso de los recursos hídricos renovables, estos pueden ser calculados mediante la ecuación del balance hidrológico, utilizando las precipitaciones, las entradas externas, la evapotranspiración real y el cambio en los almacenamientos naturales. La otra opción consiste en la naturalización de los caudales, utilizando las salidas y el cambio en el almacenamiento de los embalses artificiales. El WEI^+ ha sido aplicado en Europa, donde la Agencia Europea de Medio Ambiente lo ha adoptado y se dispone de evaluaciones desde 1990 hasta 2017 (European Environment Agency, 2017).

1.3. Objetivos

El objetivo general de la tesis es analizar y definir indicadores que permitan optimizar los regímenes de caudales ecológicos en sistemas de recursos hídricos complejos mediante la evaluación conjunta de sus efectos en la alteración

hidrológica, la alteración del hábitat, las garantías de las demandas, y la explotación del recurso hídrico. Para la consecución de este objetivo general, se proponen los siguientes objetivos específicos:

- Definir una metodología para analizar la alteración hidrológica de sistemas altamente regulados para diferentes alternativas de gestión de caudales ecológicos, basada en la combinación de un modelo de asignación de agua y la evaluación de un conjunto de Indicadores de Alteración Hidrológica, ponderados y agrupados para proporcionar un único indicador global de alteración hidrológica de la cuenca. La metodología se aplica a la cuenca del río Duero, tal y como se detalla en el Capítulo 2.
- Proponer una metodología para la evaluación de un indicador de alteración del hábitat en cuencas reguladas. La metodología se ilustra a través de un estudio del caso en la cuenca del río Órbigo (Península Ibérica), donde se cuantifican series temporales de hábitat para diferentes alternativas de regímenes de caudales ecológicos, y se evalúan los efectos de estas alternativas sobre la alteración del hábitat y las garantías de las demandas. Este objetivo específico se aborda en el Capítulo 3.
- Plantear una metodología para cuantificar la variación espacial y temporal del índice de explotación del recurso hídrico modificado (WEI^+), que permite analizar los efectos de los caudales ecológicos en el estrés hídrico de los tramos de río en cuencas reguladas a diferentes escalas temporales. Este objetivo se aborda en la cuenca del río Órbigo, tal y como se describe en el Capítulo 4.
- Discutir, de manera conjunta e integrada, los efectos de los regímenes de caudales ecológicos en la alteración hidrológica, la alteración de hábitat, las garantías de las demandas y el estrés hídrico (Capítulo 5).

1.4. Estructura

Esta tesis se encuentra estructurada de acuerdo con la normativa vigente de tesis por compendio de artículos de la Universitat Politècnica de València.

El capítulo introductorio de este documento corresponde a una breve descripción de caudales ambientales y su estimación, nombrando algunas metodologías para llevar a cabo este cometido, haciendo un enfoque particular en los indicadores de alteración hidrológica, la determinación del hábitat potencial útil y los índices de medición del estrés hídrico, los cuales son el eje central de las publicaciones derivadas de esta tesis doctoral. También se hace referencia a las garantías de las demandas, ya que son fundamentales en la toma de decisiones en el ámbito de la planificación y gestión de sistemas de recursos hídricos. Además, se relata la motivación que da lugar al desarrollo de este trabajo y los principales objetivos de la tesis doctoral.

En el último apartado de la introducción se presentan los casos de estudio, describiendo un panorama general de sus características climáticas, hidrológicas, físicas y de hábitat, seguido por información correspondiente a las prácticas actuales en el ámbito de planificación y gestión de sistemas de recursos hídricos. Esta sección introductoria finaliza con una descripción del software utilizado, el cual corresponde principalmente a un entorno de desarrollo de Sistema de Soporte a la Decisión (SSD) que tiene como función resolver problemáticas relacionadas con la planificación y gestión de recursos hídricos.

Los capítulos 2, 3 y 4 de este documento corresponden a los artículos derivados de esta tesis doctoral. En cada capítulo, primero se hace un breve resumen del artículo correspondiente y a continuación se muestra la versión de autor del manuscrito del artículo. En el capítulo 5 se presenta la discusión de los resultados más relevantes de esta investigación. Por último, el capítulo 6 detalla las conclusiones de este trabajo y posibles líneas de investigación futuras.

1.5. Caso de estudio

La cuenca del río Duero corresponde a un sistema transfronterizo compartido entre España y Portugal. La cuenca es la más extensa de la península ibérica con 98 103 km² de superficie, de los cuales el 80.4% pertenece a España y el 19.6% a Portugal (CHD, 2015). No obstante, este documento se centra en la parte española de este sistema, la cual abarca una superficie de 78 888.85 km².



Figura 3. Cuenca del Duero (CHD, 2015).

La parte española de la cuenca limita, por el noroeste con la demarcación del Miño-Sil, por el norte con las del Cantábrico, al noreste y este con la del Ebro, y al sur con la demarcación del Tajo; mientras que hacia el oeste la cuenca continúa en Portugal. Los 400 km de frontera entre ambos países están atravesados por varios ríos, entre los que destaca el propio río Duero (CHD, 2015).

En la parte administrativa, la parte española de la demarcación del Duero abarca ámbitos territoriales de ocho comunidades autónomas diferentes, entre

las que se cuenta con cerca de 2000 municipios y se contabilizan más de 4918 núcleos de población. Casi la totalidad de la superficie (98.25%) corresponde a la Comunidad Autónoma de Castilla y León.

A efectos de la realización del inventario de recursos hídricos naturales, la demarcación hidrográfica está dividida en cinco zonas y trece subzonas (CHD, 2015). Cada sistema de explotación está constituido por masas de agua superficial y subterránea, obras e instalaciones de infraestructura hidráulica, normas de utilización del agua derivadas de las características de las demandas y reglas de explotación que permiten abastecimiento del agua en el propio sistema de explotación, en cumplimiento de los objetivos ambientales.

Tabla 1. Zonas y subzonas de la Cuenca del Duero (CHD, 2015)

Subzonas (Sistema de explotación)	Área (km ²)	Zona	Área (km ²)
1. Támeaga-Manzanas	1911.5	A	19 301.3
2. Aliste-Tera	2920.6		
3. Órbigo	4986.5		
4. Esla-Valderaduey	9482.7		
5. Carrión	4977.0	B	17 361.9
6. Pisuerga	7055.4		
7. Arlanza	5329.5		
8. Alto Duero	8952.7	C	12 924.7
9. Riaza-Duración	3972.0		
10. Cega-Eresma-Adaja	7884.9	D	15 680.8
11. Bajo Duero	7795.9		
12. Tormes	7385.5	E	13 590.8
13. Águeda	6205.3		

1.5.1. Características físicas y bióticas de la cuenca del Río Duero y del sistema Órbigo

La cuenca del Duero está conformada por una orografía donde predominan las llanuras, con la presencia de cadenas montañosas periféricas erosionadas por el paso de los cauces fluviales. Se pueden diferenciar tres entornos en la demarcación: arco montañoso periférico, llanura central y tierras bajas portuguesas.

El territorio de la cuenca cuenta con una marcada variedad geológica, representada en su variedad litológica. Sobre el territorio se despliega un clima predominantemente mediterráneo, el cual es aislado por las cadenas montañosas periféricas, a excepción de la parte más occidental, en la región de los Arribes, donde el clima es suavizado por la influencia del Atlántico a causa de la topografía en las tierras bajas.

La precipitación media anual de la cuenca es de 612 mm al año, teniéndose las máximas precipitaciones en la región de la cordillera cantábrica (1400–2000 mm/año) y las mínimas ubicándose en la región de la cuenca terciaria (350-700 mm/año).

Los inviernos se caracterizan por ser largos y fríos, especialmente en las zonas de páramos, en las partes montañosas del norte y noreste de la cuenca, y en el Sistema Central. Por el contrario, los veranos son cortos y suaves, en especial en la zona norte de la demarcación (CHD, 2015).

Tabla 2. Características de precipitación en la cuenca del Duero (CHD, 2015).

Precipitación	
Rango	350 - 2000 mm/año
Precipitación media anual	612 mm/año

<i>Distribución geográfica de precipitaciones</i>	
Orla montañosa	1400 - 2000 mm/año
Cuenca terciaria y plenillanuras	350 - 700 mm/año

Se considera que la variación del clima es bastante significativa, con sequías estivales, lo cual es propio del clima mediterráneo. En contraste, se pueden producir eventos importantes de avenidas e inundaciones a consecuencia de frentes atlánticos progresivos, los cuales pueden ser cálidos y fríos.

La temperatura media presente en la región montañosa abarca desde valores inferiores a los 6° C hasta los 10° C, en altitudes que varían desde los 500 hasta los 2200 msnm. En la parte mediterránea de la cuenca, la variación en la temperatura media es notable al presentarse temperaturas medias inferiores a los 8° C en región correspondiente al crioromediterráneo, y llegar a valores medios de entre 13° y 17° C en la región mesomediterránea.

En el apartado de la hidrografía, la red hidrográfica de la parte española de la cuenca está constituida por el río Duero, sus afluentes, con una distribución predominantemente dendrítica y algunos ríos correspondientes a la vertiente atlántica sin relación con éste. En total se tienen 85 316 km, de los cuales 13 519 km se identifican como masas de agua.

Los ríos que forman parte de la demarcación del Duero se originan en su mayoría en las orlas montañosas que la rodean y descienden al eje principal del río Duero, dividido por dos márgenes bien definidas: la margen derecha con dos grandes afluentes, el Pisuerga y al Arlanza, la subcuenca del río Esla que recoge las aportaciones en abanico del Porma-Curueño, Bernesga Torío, Cea, Órbigo y Tera. La otra margen comprende tributarios menores, los cuales provienen del Sistema Central, como son el Riaza, Duratón, Cega, y Adaja (CHD, 2015).

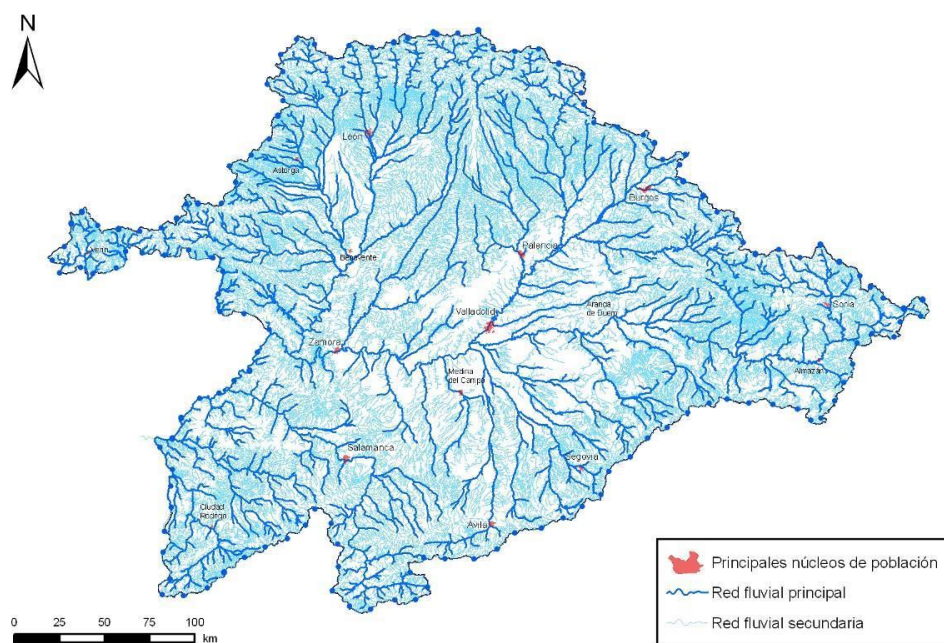


Figura 4. Red de drenaje de la cuenca del Duero (CHD, 2015).

En lo que corresponde marco biótico de la zona, la cuenca del Duero cuenta con ecosistemas muy diversos, los cuales se enmarcan en las regiones Eurosi-beriana y Mediterránea.

Tabla 3 Síntesis de la ictiofauna autóctona ibérica en la cuenca del Duero (CHD, 2015).

Familia	Especie	Nombre co- mún	Carácter en el Duero
Acipense- ridae	<i>Acipenser sturio</i>	Esturión	
Anguillidae	<i>Anguilla</i>	Anguila	Autóctono
Salmonidae	<i>Salmo salar</i>	Salmón	Autóctono
	<i>Salmo trutta</i>	Trucha común	Autóctono
Cypirinidae	<i>Barbus bocagei</i>	Barbo común	Endemismo

	<i>Achondrostoma arcasii</i>	Bermejuela	Endemismo
	<i>Pseudochondrostoma duriense</i>	Boga del Duero	Endemismo
	<i>Achondrostoma salmantinum</i>	Sarda o padilla salmantina	Endemismo
	<i>Gobio lozanoi</i>	Gobio	Autóctono
	<i>Phoxinus bigerri</i>	Piscardo	Introducido
	<i>Squalius alburnoides</i>	Calandino	Endemismo
	<i>Squalius carolitertii</i>	Bordallo	Endemismo
	<i>Tinca</i>	Tenca	Autóctono
Cobitidae	<i>Cobitis calderoni</i>	Lamprehuela	Endemismo
	<i>Cobitis vettonica</i>	Colmilleja del Alagón	Endemismo
	<i>Cobitis paludica</i>	Colmilleja	Endemismo
Balitoridae	<i>Barbatula quignardi</i>	Lobo de río	Introducido

La cantidad de especies de peces en la cuenca del Duero es abundante, tanto autóctonas como introducidas. De las especies autóctonas presentes, algunas de ellas son endémicas y otras cuentan con un área de distribución reducida. Destaca la presencia de algunas especies de ciprínidos, que se encuentran amenazadas en los tramos de ríos que presentan más alteración y fragmentación. Por otra parte, existe el problema derivado de la introducción de especies exóticas sin los controles adecuados, lo cual ha venido ocurriendo desde hace mucho tiempo, como lo es el caso de la introducción de la carpa en la época romana.

1.5.2. Datos Hidrológicos

La red de drenaje de la cuenca tiene una longitud de alrededor de 83 200 km, de los cuales 13 530 km se han identificado como masas de agua. La mayoría de los ríos de la cuenca son originados en las serranías que bordean el

sistema y descienden al eje principal del Duero, el cual separa a la cuenca a lo largo de 744 km (CHD, 2015). De esta manera se distingue una margen derecha o septentrional con dos grandes subredes tributarias, la correspondiente al Pisuerga que incluye al Carrión y al Arlanza con el Arlanzón, y la correspondiente al Esla que se despliega en forma de abanico para incluir a ríos como Tera, Órbigo, Porma y Cea. La margen izquierda o meridional incluye ríos de menor importancia que bajan desde el Sistema Central al Duero, como son Riaza, Duratón, Cega, Adaja con Eresma, y otros menores (Zapardiel, Trabancos). Por último, al tramo internacional entregan directamente sus aguas las cuencas del Tormes, Huebra y Águeda (CHD, 2015).

La información de series hidrológicas disponibles que son utilizadas en el plan hidrológico de la demarcación (CHD, 2015) y esta tesis son las descritas a continuación:

- Series de caudales y aportaciones en estaciones de aforo, las cuales están disponibles en el Centro de Estudios Hidrográficos (CEDEX) y en la Confederación Hidrográfica del Duero (CHD).
- Series en embalses (entradas, salidas y reservas) disponibles en CEDEX y en la Confederación.
- Series obtenidas a partir del modelo SIMPA (Estrela & Quintas, 1996), las cuales se pueden obtener en cualquier punto de la cuenca mediante el uso de capas ráster.

Desarrollado en 1996, el modelo de simulación de aportaciones mensuales SIMPA es un modelo de precipitación-escorrentía que replica los componentes esenciales del ciclo hidrológico, mediante la implementación, de forma distribuida, de un modelo clásico de balance de humedad del suelo agrupado (Témez, 1977). Es un modelo conceptual cuasi distribuido que permite obtener,

entre otras variables, los caudales medios mensuales en régimen natural en cualquier punto de la red hidrográfica de una cuenca. La calibración del modelo ha requerido más de 100 puntos de control a lo largo del territorio español, incluyendo estaciones de aforo fluvial en tramos fluviales naturales (Álvarez et al., 2004).

Las entradas para el modelo consisten en parámetros hidrológicos (es decir, almacenamiento máximo del suelo, capacidad máxima de infiltración), datos históricos de caudales de los puntos de contraste y capas ráster con información de precipitación y temperatura en un paso de tiempo mensual. La resolución espacial de las capas corresponde a un tamaño de celda de 500 m x 500 m para las cuencas compartidas con Portugal y de 1 km x 1 km en el resto. Toda esta información es gestionada en la base de datos HIDRO (Estrela & Quintas, 1996) del CEDEX.

El modelo obtiene como resultado capas de datos de los diferentes almacenes, humedad del suelo, volumen del acuífero, evapotranspiración y escorrentía total. Este último se obtiene como la suma de la escorrentía superficial y subterránea. Los flujos mensuales, en cada paso temporal, se obtienen integrando la escorrentía total en las cuencas a los puntos de simulación. La Figura 5 presenta el esquema de funcionamiento de SIMPA.

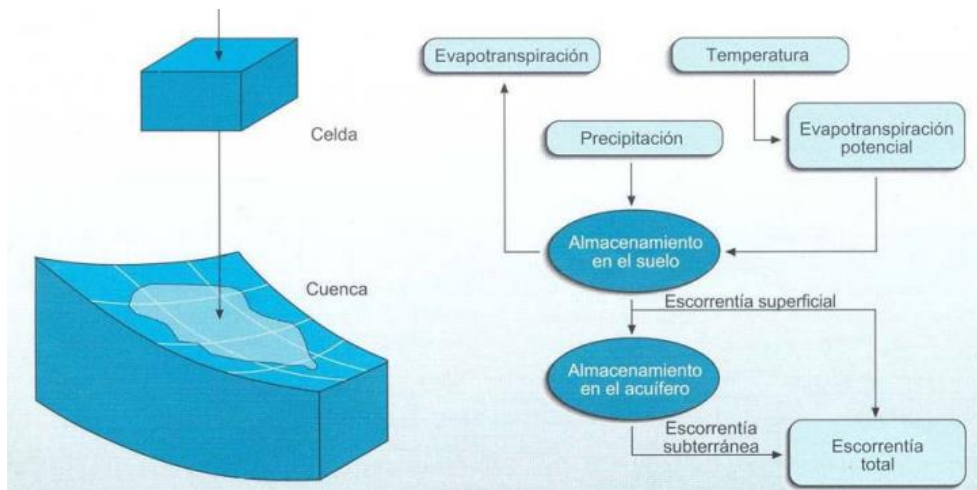


Figura 5. Esquema de funcionamiento de SIMPA (CHD, 2015)

Al acumular la escorrentía total de cada una de las celdas que forman parte de una subcuenca correspondiente a una masa de agua superficial río o embalse se obtiene la serie de aportaciones en régimen natural generada en esa masa de agua. Para la parte española de la cuenca del Duero este proceso se ha llevado a cabo para 689 masas de agua superficial. Los resultados que se obtienen de SIMPA se generan en mm, los cuales son después definidos en hm^3/mes mediante la aplicación de sus respectivos coeficientes y de la superficie a nivel de subcuenca. La suma de la serie de aportaciones de una masa de agua con todas las que tiene aguas arriba da como resultado la serie de aportaciones en régimen natural (según resultados de SIMPA) para cada una de las 689 masas de agua superficial. Estas series mensuales abarcan desde octubre de 1940 a septiembre de 2006 (CHD, 2015).

Las series generadas en SIMPA han sido contrastadas en varios puntos de la red hidrográfica de la cuenca con series mensuales en régimen natural o equiparables al régimen natural. En algunas subcuenclas se han utilizado series corregidas, ajustadas o comparables al régimen natural procedentes de datos

reales, debido a que se han detectado distorsiones importantes entre las series generadas por SIMPA y las series de contraste.

El modelo SIMPA es alimentado por series meteorológicas procedentes de la Agencia Española de Meteorología (AEMET). La información utilizada comprende históricos de la red de medida de lluvia, temperatura máxima y mínima.

1.5.3. Recursos hídricos naturales

Las masas de agua pueden clasificarse como naturales, artificiales o muy modificadas según su naturaleza. Las masas artificiales se definen como las que se han generado por actividad humana donde no existía una masa de agua previamente, como puede ser la presencia de canales. Se consideran masas de agua muy modificadas las que, a consecuencia de alteraciones físicas producidas por la actividad humana, han sufrido cambios profundos en su naturaleza. En esta clasificación se encuentran los embalses o los ríos con una alteración importante en su régimen hidrológico, encauzamiento, etc. Finalmente, las masas naturales son las que se presentan sin modificaciones.

De acuerdo con el plan hidrológico, la red hidrográfica básica de la parte española de la cuenca del Duero, a una escala 1:25 000 tiene una longitud de unos 83000 km. Se ha establecido la presencia de 646 masas de agua de la categoría de río, teniendo una longitud de 12 682 km y 62 masas de agua de la categoría de lago, con 389 km² (CHD, 2015).

Tabla 4. Masas de agua superficial definidas en el plan hidrológico del Duero (CHD, 2015).

Tipo de masa	Categoría	Naturaleza	No masas	Longitud (km)	Superficie (km ²)
Superficial	Río	Natural	235	3874	
		Natural condicionada	224	5127	
		Muy modificado (río)	184	3472	
		Artificial (canal)	3	210	
	Subtotal		646	12682	
	Lago	Natural	8		7.88
		Natural condicionada	1		0.66
		Muy modificado	5		3.88
		Muy modificado (embalse)	45		372.66
		Artificial (embalse)	3		4.09
		Subtotal		62	

En el apartado de masas de agua subterránea se tienen identificadas 64 masas de agua, organizadas en dos horizontes, 52 masas en el horizonte inferior y 12 en el horizonte superior. La extensión promedio de estas masas de agua es de 1383 km². En el horizonte superior se incluyen masas de agua identificadas en acuíferos superficiales (depósitos detríticos aluviales, rañas o piedemontes, y páramos). El horizonte inferior o general incluye al resto de las masas de agua subterránea y, en particular, al gran acuífero detrítico complejo que se extiende por la zona central de la cuenca quedando parcialmente cubierto por las masas del horizonte superior (CHD, 2015). Hay tres masas de agua que presentan una continuidad hidrogeológica a través de acuíferos compartidos con la demarcación hidrográfica del Ebro como son Quintanilla-Peñahorada-Las Loras (en Burgos), Moncayo y Araviana (en Soria).

1.5.4. Caudales ecológicos

En el ámbito de plan hidrológico de la demarcación, y según lo establecido por la IPH (BOE, 2008), se tienen definidos caudales ecológicos que incluyan los siguientes componentes:

- a) Caudales mínimos que deben ser superados, con objeto de mantener la diversidad espacial del hábitat y su conectividad.
- b) Caudales máximos que no deben ser superados en la gestión ordinaria de las infraestructuras.
- c) Distribución temporal de los caudales mínimos y máximos citados anteriormente, con el propósito de determinar una variabilidad temporal adecuada para la preservación de especies.
- d) Caudales de crecida, con objeto de controlar la presencia y abundancia de especies, mantener de condiciones fisicoquímicas del agua y sedimento, mejorar las condiciones y disponibilidad del hábitat y favorecer los procesos hidrológicos.
- e) Tasa de cambio, con la finalidad de prevenir efectos negativos ante una variación brusca en los caudales.

Se han determinado caudales ecológicos mínimos en todas las masas de agua categorizadas como río, tomando en cuenta diversos aspectos, como pueden ser:

- Aforos existentes
- Caudales mínimos anteriormente aplicados
- Indicadores hidromorfológicos

- Estudios hidrobiológicos
- Categoría de la masa de agua
- Demandas asociadas

De acuerdo con la IPH, para establecer un régimen de caudales ecológicos se debe llevar a cabo un proceso que consta de tres fases. La primera fase comprende una serie de estudios técnicos cuya finalidad es la de determinar los elementos del régimen de caudales ecológicos, seguido por la fase de concertación entre usuarios de agua y autoridades. Finalmente, la tercera fase incluye la implantación y seguimiento adaptativo del caudal ecológicos definido.

A partir de esta información, se tiene que en el último plan vigente el 67% de las masas de agua superficial le corresponde un caudal ecológico inferior al 20% de la aportación natural, mientras que en un 44% de las masas de la cuenca el caudal ecológico supone entre un 10% y un 20% de la aportación, siendo el valor medio de todas las masas de agua en torno al 18% de la aportación natural (CHD, 2015).

El plan hidrológico ha definido un total de 708 masas de agua superficiales, de las cuales en 676 masas se ha definido un régimen de caudales ecológicos. En las masas restantes no es necesario establecer un régimen de caudales ecológicos, debido a que se cuenta con canales artificiales, se presenta una sucesión de embalses conectados entre sí o se trata de masas desconectadas de la red hidrográfica.

Los valores de caudales ecológicos en cada masa de agua empleados en esta tesis doctoral para modelar la situación actual de regímenes de caudales ecológicos se pueden consultar en el Anejo 4 del Plan Hidrológico de la parte

española de la demarcación Hidrográfica del Duero (https://www.chduero.es/documents/20126/89007/PHD15-040_00_CauEco-v03_00.pdf) y están disponibles para su descarga en el siguiente enlace: <https://mirame.chduero.es/>.

1.5.5. Usos y demandas del agua

Se define como uso del agua a cada una de “las distintas clases de utilización del recurso, así como cualquier otra actividad que tenga repercusiones significativas en el estado de las aguas” (BOE, 2001b). Los usos más representativos corresponden a abastecimiento de población, regadíos y usos agrarios, usos industriales para producción de energía eléctrica, otros usos industriales, acuicultura, usos recreativos, navegación y transporte acuático entre otros.

En lo que corresponde al uso doméstico, la población en la Demarcación Hidrográfica del Duero ronda los 2.1 millones de habitantes que demandan para usos urbanos 261.08 hm³, repartidos en 192 Unidades de Demanda Urbana (UDU). Se estima que el 67% de los núcleos de población de la demarcación se abastecen de agua subterránea, sin embargo, el volumen de agua superficial demandada representa el 78% del volumen total para este uso. Se ha determinado que en los horizontes futuros el volumen demandado tiende a disminuir ya que la tendencia de la población es claramente descendente. En el caso particular del sistema Órbigo se tiene una población de 124 490 habitantes. Los sistemas de explotación de Tera, Alto Duero y Águeda representan el mayor porcentaje de sistemas con población estacional, observándose un incremento durante periodos vacacionales en poblaciones rurales.

En sector agrario representa un sector económico de gran importancia en la demarcación. En la caracterización de la demanda agraria se diferencian dos categorías, la demanda agrícola y la ganadera. Actualmente se contempla que la demanda anual para regadío es de 3045 hm³, de los cuales 2282 hm³ son de origen superficial y 763 hm³ de origen subterráneo. En el año 2017, al menos el

71% de la superficie de la parte española de la cuenca del Duero estaba dedicada a la agricultura. Se tienen identificadas 376 Unidades de Demanda Agraria (UDA), de las cuales 271 se alimentan con recurso de origen superficial y 105 con recurso de origen subterráneo, que demandan 2282 hm³ y 763 hm³ respectivamente.

En el apartado del uso ganadero la demanda anual es de alrededor de 63.5 hm³, donde el 91% es de origen subterráneo. La ganadería más importante de la demarcación corresponde a la porcina, con un estimado de 3.5 millones de cabezas, seguida de la ganadería ovina/caprina con 3 millones de cabezas y finalmente la bovina con 1.15 millones de cabezas.

La demanda industrial no conectada a la red municipal se ha estimado en 39 hm³ al año, repartido en 33 Unidades de Demanda Industrial (UDI) consideradas en el plan hidrológico vigente, agrupando los puntos de vertido en función de la masa de agua y subzonas.

En la demarcación hay 40 piscifactorías, 23 de ellas en explotación que suponen una demanda de agua total de 573.4 hm³, donde el sistema Tormes destaca por tener el mayor número de factorías.

Finalmente, se tienen en la demarcación 162 aprovechamientos hidroeléctricos en explotación que cuentan con una potencia instalada de 3868 MW. Un 30% de las centrales se ubican en los sistemas Esla y Pisuerga, aunque por potencia es el tramo internacional del Duero donde está el 66% de la potencia instalada con centrales como Aldeadávila o Saucelle.

El Plan Hidrológico de cuenca establece criterios de prioridad y de compatibilidad de usos, así como el orden de preferencia entre los distintos usos y aprovechamientos. El orden de preferencia de los usos se establece teniendo en cuenta las anteriores consideraciones previas, las exigencias para la protección

y conservación del recurso y su entorno y las aportaciones realizadas durante la fase de consulta pública de la propuesta de proyecto de Plan Hidrológico (CHD, 2015). Aunque existe la posibilidad de plantear distintas prioridades para cada sistema de explotación, para todo el ámbito territorial de la parte española de la demarcación hidrográfica del Duero se mantiene el orden establecido en su Normativa y que es el siguiente:

1. Abastecimiento de población.
2. Usos industriales siempre que su consumo neto en el área en que se encuentre el aprovechamiento no supere el 5% de la demanda total para regadíos en esa área.
3. Regadíos y usos ganaderos.
4. Usos industriales para producción de energía eléctrica.
5. Otros usos industriales.
6. Acuicultura.
7. Usos recreativos.
8. Navegación y transporte acuático.
9. Otros aprovechamientos.

Los valores de las demandas de agua de los diferentes usos empleados en esta tesis doctoral se pueden consultar en el Anejo 5 del Plan Hidrológico de la parte española de la demarcación Hidrográfica del Duero 2015-2021 (https://www.chduero.es/documents/20126/89007/PHD15-050_00_Demanda-v03_03.pdf) y están disponibles para su descarga en el siguiente enlace: <https://mirame.chduero.es/>.

1.5.6. Modelado del sistema de recursos hídricos

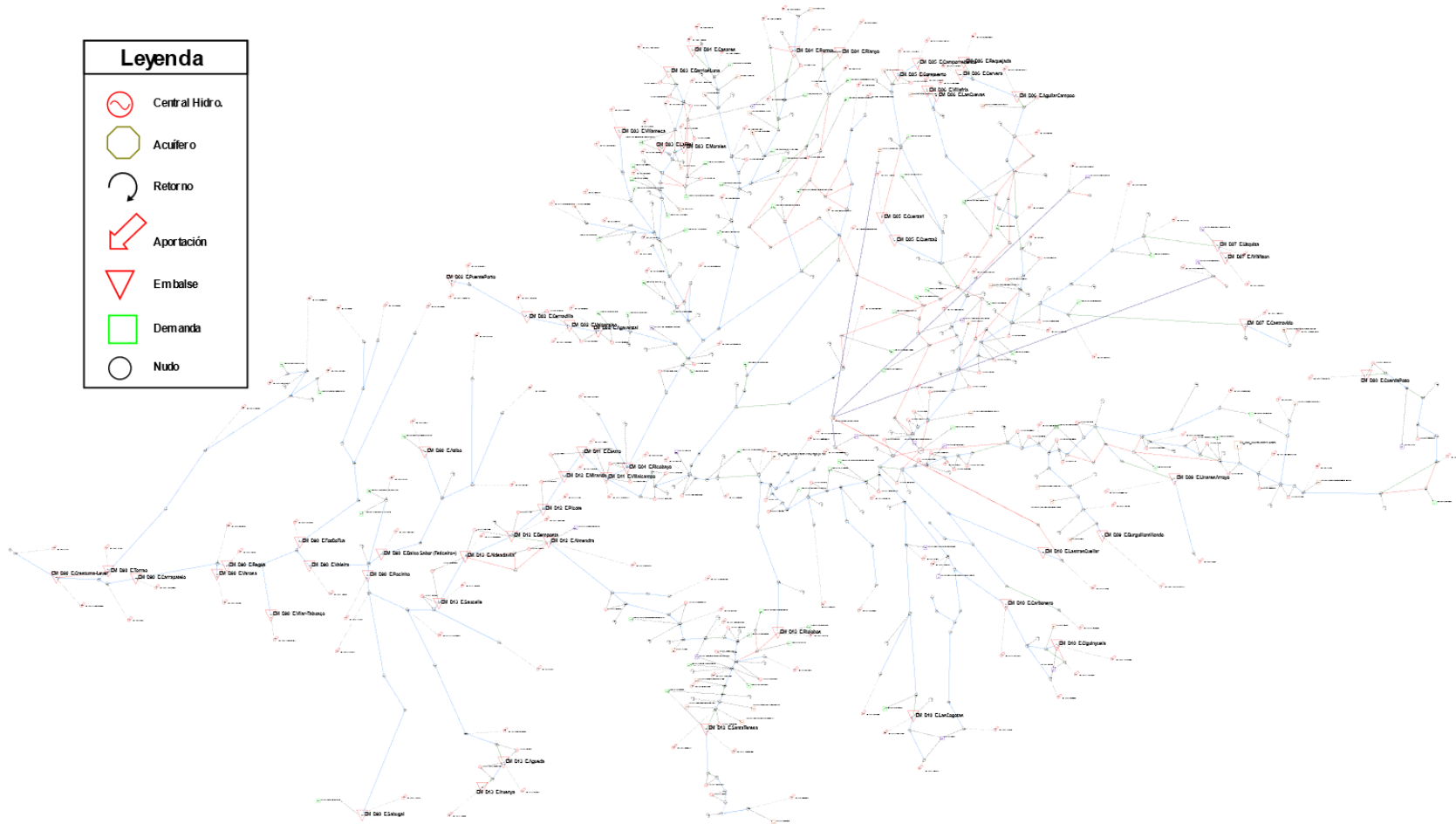
Para llevar a cabo la simulación del comportamiento de los sistemas de explotación correspondientes a la parte española de la cuenca, en sus distintos escenarios y condiciones específicas, se ha utilizado el SSD AQUATOOL

(Andreu et al., 1996). Aquatool admite el análisis de problemas relacionados con la gestión y realizar proyecciones en cuencas complejas. Mediante el modelo de simulación, es posible relacionar los componentes de un sistema de explotación, como es el caso de las masas de agua superficial, masas de agua subterránea, las series de aportaciones naturales, recarga de acuíferos, infraestructuras hidráulicas demandas, retornos, entre otras variables.

Aquatool permite al usuario acceder a una interfaz amigable y de fácil manejo, donde se puede acceder a diferentes módulos que permiten el cálculo y evaluación de diferentes resultados a partir de un esquema conceptual de un sistema de explotación que contempla todos sus elementos principales.

El módulo SIMGES (Andreu et al., 2007) es utilizado para simular la gestión del sistema de explotación y la asignación de recursos hídricos producto de esa planificación. A partir de este módulo se esquematiza el sistema con todos sus elementos, además de reglas de operación y derechos y prioridades de uso de los recursos hídricos presentes en la cuenca. Los recursos son asignados mediante un algoritmo de optimización que abarca un solo periodo de tiempo (generalmente mensual), minimizando déficits y maximizando la adaptación a curvas de volumen objetivo de embalses presentes en el sistema.

El modelo de simulación correspondiente a la Cuenca del Duero es un solo modelo que incluye datos y presenta resultados de los trece sistemas de explotación. Los elementos incluidos en la modelación lo siguiente: 831 nudos, 97 embalses, 932 arcos, 565 demandas consuntivas y 143 centrales hidroeléctricas (CHD, 2015). La figura 6 muestra el esquema de simulación correspondiente a la demarcación española de la cuenca del Duero, mientras que la figura 7 corresponde al esquema de simulación del sistema de explotación del Órbigo.



Leyenda	
	Central Hidro.
	Acuifero
	Retorno
	Aportación
	Embalse
	Demanda
	Nudo

Figura 6. Esquema de simulación de la Cuenca del Duero desarrollado en SIMGES.

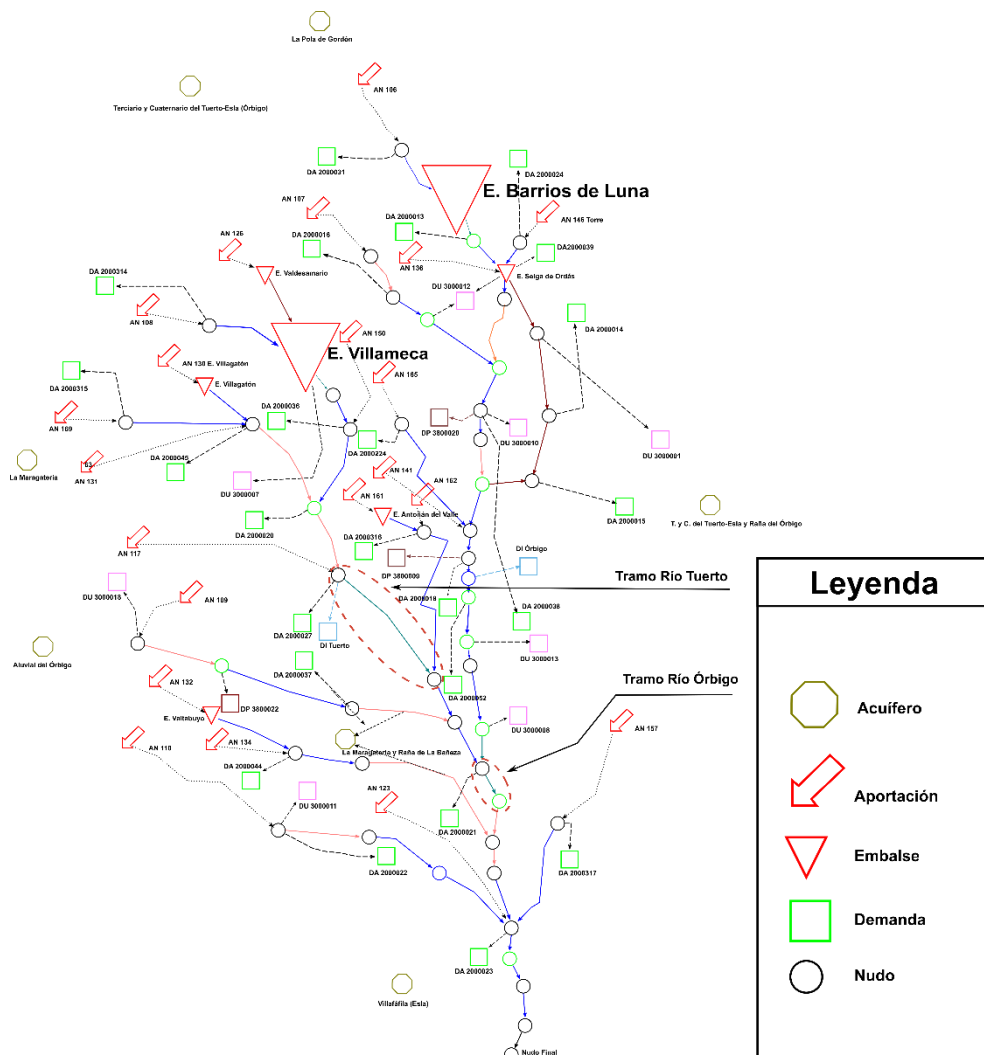


Figura 7. Esquema general del subsistema Órbigo desarrollado en SIMGES donde se indican los tramos de río que fueron utilizados en el módulo CAUDECO que forma parte de Aqatool.

Otro modulo que ha sido utilizado dentro de Aqatool ha sido CAUDECO (Paredes-Arquiola et al., 2013), el cual se basa en determinar la elección de un

caudal mínimo en el análisis de series de HPU a partir de los caudales que pueden circular en las masas de agua definidas en el modelo de gestión definido en SIMGES. CAUDECO permite la estimación de Series Temporales de Hábitat (STH) y Curvas de Duración de Hábitat (CDH) para diferentes etapas vitales de diversas especies en varias masas de agua, conocidos los caudales circulantes por las mismas. Las STH indican la variación del hábitat disponible para cada especie y estadio en una masa de agua a lo largo del tiempo. Las CDH representan el porcentaje de tiempo en el que se supera un determinado valor del HPU en el periodo estudiado.

CAUDECO combina los datos de series de caudales circulantes por los tramos de estudio y las curvas de HPU en función del caudal para generar las STH. Las STH se obtienen mediante la estimación del HPU de cada uno de los caudales que han circulado por la masa de agua multiplicada por la longitud del tramo:

$$STH(i) = SPU(Q(i)) * BIOP(i) * Long * \sum_{j=1}^m i_j (c_j(i))$$

donde:

$STH(i)$: valor que toma la serie temporal de hábitat en el momento temporal i .

$SPU(Q(i))$: valor de la *curva* de Hábitat Potencial Útil (HPU) para el caudal circulante $Q(i)$ en el momento temporal i .

$BIOP(i)$: función que *define* si esa especie-etapa está presente en el momento temporal i .

$Long$: longitud de la masa de agua en la que se está trabajando.

i_j : capacidad de esa especie-etapa para soportar un contaminante j cuya concentración en el momento temporal i es $c_j(i)$.

A partir de las STH se obtienen las CDH, que proporcionan información sobre los valores de HPU igualados o superados durante un determinado porcentaje de tiempo respecto del periodo total de simulación. Esta curva se obtiene para cada una de las curvas STH calculadas. CAUDECO permite la acumulación de los resultados de STH por etapas, comprendiendo las STH de una masa de agua y una especie determinada en sus diferentes etapas. De esta manera se obtienen series temporales de hábitat por masa y especie. Cada etapa vital de la especie en estudio tendrá un peso ponderado definido por el usuario, de modo que la serie acumulada toma el valor de la suma ponderada dividida por la suma de los pesos.

La ventaja de las acumulaciones es que permiten obtener un número reducido de resultados que sirven como indicadores para el análisis general de la situación, permitiendo identificar los puntos que pudieran requerir estudios más detallados.

Para el caso de estudio, la investigación ha sido enfocada en el sistema de explotación Órbigo, donde se ha utilizado el módulo CAUDECO en dos tramos de ríos de esta subcuenca (Figuras 8 y 9). Dentro de la información disponible en el plan hidrológico del Duero, en el anejo correspondiente a caudales ecológicos, se encuentran las fichas de las masas simuladas hidrobiológicamente donde se puede encontrar información de tramos de río evaluados para el plan vigente y de planes anteriores. La información correspondiente al subsistema Órbigo comprende 6 tramos de río, de los cuales cuatro cuentan con información de HPU y los dos restantes presentan información relacionada con refugio y conectividad de las especies presentes en la zona.

Los tramos de río evaluados que cuentan con información de HPU pertenecen al plan 2009-2015, en donde se realizó la evaluación del hábitat acuático en masas estratégicas (INFRAECO, 2009). Dichos tramos son los correspondientes al Río Órbigo desde el Río Tuerto hasta el límite del lugar de interés comunitario (LIC) (masa 48) y al Río Tuerto desde la confluencia con el Río Jerga hasta la confluencia con el Río Peces (masa 105). Las curvas fueron estimadas con herramientas disponibles para la simulación física del hábitat (RHABSIM, Hernández & Payne, 2005; RHYHABSIM, Jowett, 1989) para cada una de las especies encontradas en los tramos de río. Las curvas se generaron con los procedimientos comunes indicados en el manual de la IFIM (Bovee et al., 1998).

En los estudios se identificaron 5 especies a los tramos correspondientes al subsistema Órbigo, que son representativas del conjunto de peces que se pueden encontrar en la cuenca del Duero en función de su presencia y densidad, con las que definieron los modelos de adecuación del hábitat: El barbo Ibérico (*Lucioarbus bocagei*); la trucha marrón (*Salmo trutta fario*); la bermejuela (*Achondrostoma arcasii*); el Bordallo (*Squalius carolitertii*) y la boga ibérica (*Pseudochondrostoma polylepis*).

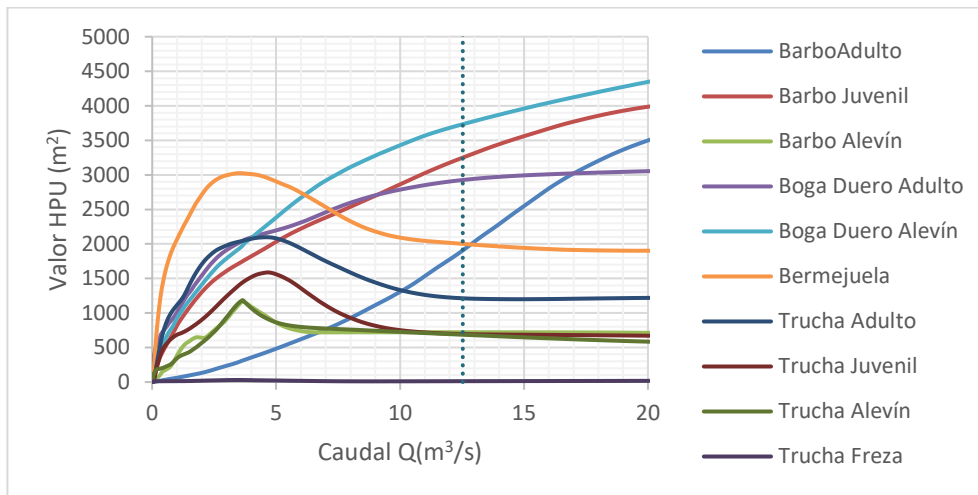


Figura 8. Curvas de HPU de las especies presentes en el tramo Río Órbigo desde el Río Tuerto hasta el límite del LIC (masa 48) en todas sus etapas.

De acuerdo con el estudio, en ambos tramos se definió como la especie más restrictiva u especie objetivo al barbo en su etapa adulta, ya que es la especie que más caudal demanda. En el caso del tramo del río Órbigo (figura 8), salvo la Trucha juvenil y la Bermejuela cuyos máximos se alcanzan antes del rango de caudales adecuados para este tramo, ninguna especie presenta en sus curvas HPU/caudal un máximo o cambio significativo de pendiente, por lo que, de acuerdo con la IPH, las curvas se cortan en el percentil 25 de la serie de caudales medios diarios, manteniéndose el máximo solo para las dos especies mencionadas anteriormente. En el tramo del río Tuerto (figura 9), el resto de los estadios de las especies presentes, alcanzan todos un máximo por debajo del percentil 25.

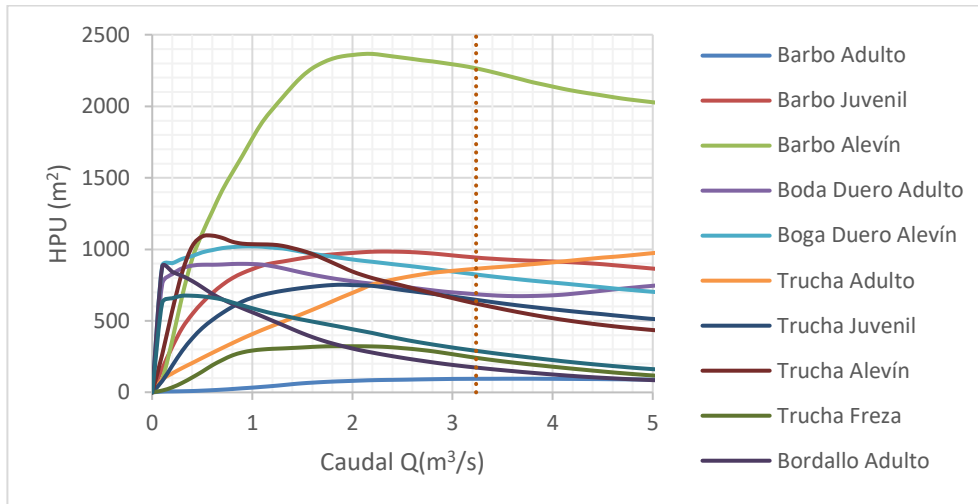


Figura 9. Curvas de HPU de las especies presentes en el tramo Río Tuerto desde confluencia Río Jerga a confluencia Río Peces (masa 105).

Se definieron de igual forma los bioperíodos (Tabla 5) para cada especie, los cuales son series que representan la presencia temporal de las especies-estadio en cada tramo de río. La serie de caudales circulantes fueron tomadas del modelo SIMGES del Órbigo. Los resultados de SIMGES también permitieron obtener los Indicadores de Alteración Hidrológica e Indicadores de explotación del recurso hídrico.

Tabla 5. Bioperíodos correspondientes a las especies encontradas en los tramos de estudio en la cuenca del Río Órbigo.

Especie	Oct.	Nov.	Dic.	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ag.	Sept.
Barbo Alevín	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
Barbo Juvenil	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0
Barbo Adulto	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Trucha Freza	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Trucha Alevín	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0
Trucha Juvenil	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0
Trucha Adulto	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Boga Duero Alevín	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
Boga Duero Adulto	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Bordallo Alevín	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
Bordallo Adulto	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Bermejuela	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

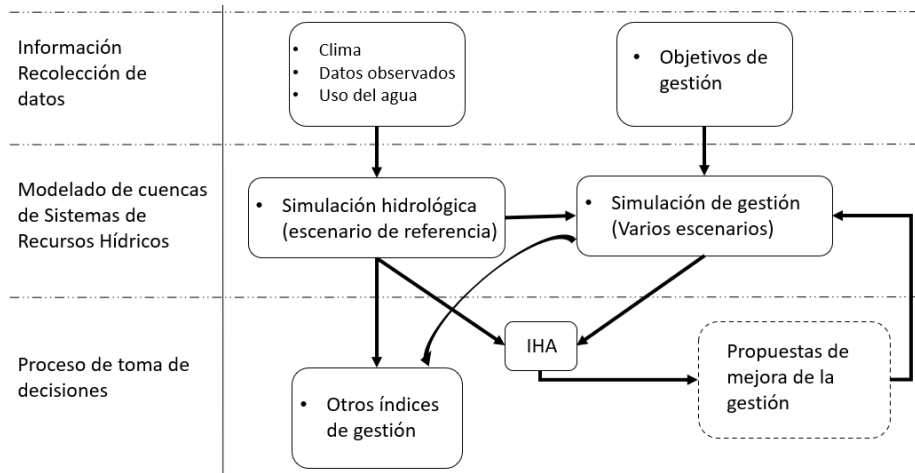
Una vez introducida toda la información en el módulo, es posible obtener STH por especie de cada tramo de río. Estas series pueden ser calculadas en m² o como el porcentaje del máximo valor de su HPU correspondiente. Las STH, así como el HPU son específicos para cada especie en las diferentes zonas de estudio. Son indicadores del hábitat potencial disponible en cada etapa de tiempo (en este caso meses). Las series expresadas en porcentaje son más comparables y comprensibles para cuestiones de comunicación con técnicos, usuarios y público en general.

Capítulo 2. Mejora de los indicadores de alteración hidrológica en sistemas de recursos hídricos regula- dos

2.1. Resumen

El propósito de este artículo es presentar una metodología para estimar indicadores de alteración hidrológica a escala de cuenca en sistemas regulados a partir de simulaciones con un modelo de gestión de sistemas de recursos hídricos. La metodología se ilustra a través de un caso de estudio en la Península Ibérica (cuenca del río Duero), donde se definieron diferentes escenarios de caudales mínimos, evaluando sus efectos tanto en la alteración hidrológica como en las garantías de las demandas. Los resultados indicaron que es posible mejorar el estado hidrológico de algunos sistemas de explotación de la cuenca sin afectar a los suministros de las demandas de agua. Por tanto, la metodología presentada en este trabajo sirve de apoyo a los tomadores de decisiones para optimizar la gestión del agua a la vez que se mejora el estado hidrológico de las cuencas hidrográficas.

La siguiente figura esquematiza la metodología propuesta, la cual se puede dividir en tres partes. A partir de un modelo de gestión de sistemas de recursos hídricos desarrollado en SIMGES es posible generar una simulación de referencia del sistema que emule al régimen natural de caudales y permita crear escenarios de simulación contemplando todas las variables dentro del sistema (canales, embalses, demandas, caudales ambientales, etc.), lo cual corresponde al régimen alterado.



La fase inicial consiste en una etapa de recolección de información correspondiente al sistema de recursos hídricos objeto de estudio. Los datos necesarios para poder llevar a cabo la modelación comprenden información climática de la zona, datos de aforos en los distintos cauces de la cuenca, así como información concerniente a los embalses y canales artificiales presentes en el sistema y datos relacionados con los diferentes usos del agua presentes que sean considerados importantes para el análisis (agrícolas, urbanos, industriales, piscícolas).

La segunda fase comprende la etapa de modelación del sistema de recursos hídricos, donde se contemplan todos los elementos relevantes de la cuenca. A partir de este modelo previamente calibrado con la información obtenida en el paso anterior, se genera un escenario de referencia que corresponde al escenario del régimen natural, donde la información relevante que alimenta al modelo corresponde a las aportaciones de agua en distintos puntos del sistema. A partir de este mismo escenario y con la información correspondiente a las distintas demandas de agua, infraestructuras hidráulicas y reglas de operación se genera el escenario correspondiente al régimen alterado, siendo para este caso de estudio la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Duero.

En la última etapa de la metodología, partiendo de la información generada en ambos escenarios (natural y alterado), es posible calcular los indicadores de alteración hidrológica al comparar el régimen de caudales en cada uno de los tramos de río establecidos en el modelo de simulación. En este caso de estudio se generaron indicadores para cada uno de los sistemas de explotación que forman parte de la Demarcación Hidrográfica del Duero. La versatilidad que ofrece el uso de un modelo de simulación de la gestión permite la evaluación de alternativas que permitan aumentar el valor de los indicadores en cada uno de los sistemas de explotación. La modificación que se estudió para evaluar sus efectos en la alteración hidrológica consistió en una variación global en los valores de los caudales ecológicos en los tramos de río que cuentan con este dato. Esta variación se realizó de manera porcentual con respecto a los caudales ecológicos establecidos en el plan hidrológico, y se evaluaron también los efectos en los suministros a las demandas presentes en el sistema de recursos hídricos.

Al aplicarse esta metodología en el caso de estudio, fue posible evaluar el grado de alteración hidrológica del sistema y determinar la viabilidad de un aumento en los caudales ambientales sin tener mayores afectaciones en las garantías de las demandas de agua.

A continuación, se expone la versión de autor del siguiente artículo, con el permiso de todos los coautores:

Pardo-Loaiza, J., Solera, A., Bergillos, R.J., Paredes-Arquiola, J., & Andreu, J. (2021). Improving Indicators of Hydrological Alteration in Regulated and Complex Water Resources Systems: A Case Study in the Duero River Basin. *Water*, 13 (19), 2676, doi: [10.3390/w13192676](https://doi.org/10.3390/w13192676).

2.2. Improving Indicators of Hydrological Alteration in Regulated and Complex Water Resources Systems: A Case Study in the Duero River Basin (versión de autor)

Jesús Pardo-Loaiza¹, Abel Solera^{1*}, Rafael J. Bergillos¹, Javier Paredes-Arquiola¹ and Joaquín Andreu¹

¹Research Institute of Water and Environmental Engineering (IIAMA), Universitat Politècnica de València (UPV), Valencia, Spain

* Correspondence: asolera@upv.es

Abstract

Assessing the health of hydrological systems is vital for the conservation of river eco-systems. The indicators of hydrologic alteration are among the most widely used parameters. They have been traditionally assessed at the scale of river reaches. However, the use of such indicators at basin scale is relevant for water resource management since there is an urgent need to meet environmental objectives to mitigate the effects of present and future climatic conditions. This work proposes a methodology to estimate indicators of hydrological alteration at basin scale in regulated systems based on simulations with a water allocation model. The methodology is illustrated through a case study in the Iberian Peninsula (the Duero River basin), where different minimum flow scenarios were defined, assessing their effects on both the hydrological alteration and the demand guarantees. The results indicate that it is possible to improve the hydrological status of some sub-systems of the basin without affecting the water demand supplies. Thus, the methodology presented in this work will help decision makers to optimize water management while improving the hydrological status of the river basins.

Keywords: hydrological alteration; hydrological indicators; environmental flow; demand guarantees; water allocation model; Duero River basin.

1. Introduction

A healthy river is a logic consequence of scientific principles, legal mandates and changing social values (Karr, 1999). Nevertheless, this concept can be treated differently according to the type of water user. From an ecological perspective, a healthy river can sustain its functions and structure despite the anthropogenic influence (Kannan et al., 2018). Therefore, it is reasonable to think that even if not all the system variables are identified, the conservation of a sustainable flow regime is enough guarantee of a good ecological condition, assuming that there are adequate physicochemical water parameters.

The population necessity for freshwater has led to an increasing number of dams around the world, thus affecting natural flows. The inclusion of the environmental flow concept has encouraged a more ecologically informed water management (Poff & Matthews, 2013). A well-defined environmental flow must consider numerous variables to establish the river flow regimes. Flow velocities, flooding and scarcity periods characterize the riverine and freshwater ecosystems. The hierarchy of the flow regimes has been properly established in the formulation of the natural flow regime paradigm (Poff et al., 1997).

The need to measure the flow regime has led to produce more than 200 methods grouped into four main categories: hydrological rules, hydraulic rating methods, habitat simulation methods, and holistic methodologies (Arthington et al., 2006). The indicators of hydrological alteration (IHA) are among the most widely used metrics to estimate the hydrological alteration in river reaches (Richter et al., 1997; 1996). This methodology considers the definition of a series of relevant hydrological attributes that characterize the intra-annual water conditions variations, and then perform an analysis of the interannual variation of

these attributes as the basis of a comparison of a natural regime against a system altered by human activities. The results establish a representative set of multiple parameters, which determine the degree of hydrological alteration of the system. The IHA are usually used in river sections in which the information available prior to the implementation of hydraulic infrastructure corresponds to the natural regime, and the subsequent data refer to the altered regime.

The methodology proposed by Richter (Richter et al., 1996) considers 33 different indicators categorized into five groups of hydrological features. The IHA have been used to quantify the impacts of dam constructions in the Jiulong River Basin in Southeast China (Lu et al., 2018), determine the influence of dams in the São Francisco River Basin in Brazil (Nascimento do Vasco et al., 2019), and examine the flow alteration in the Wabash River in USA (Pyron & Neumann, 2008), among other applications. Nevertheless, daily series are necessary for most metrics, resulting in a limitation when such information is not available or when using water allocation models that rely on monthly data.

Similar alternatives to the IHA have emerged in recent years. For instance, (Martínez & Fernández, 2010), in comply with the European Water Framework Directive, developed the Indicators of Hydrologic Alteration in Rivers (IAHRIS). This methodology reduces the number of parameters to 21 and utilizes monthly and daily data. The indicators are categorized into three groups (ordinary, flood and drought flow indicators) and are combined to provide three global alteration indices.

Despite the development of new and less expensive river gauging techniques (Van Dijk et al., 2016), in numerous rivers there are not enough data to perform adequate assessments of hydrological alterations. In these cases, the use of appropriate hydrological models is a common practice to determine the

natural and altered regime scenarios, and thus assess the human-induced alterations in the flow regime. The adoption of coarser time-scales (e.g., monthly) for the hydrological indicators allows for using simpler models (Pumo et al., 2018).

Once this information is generated, it needs to be processed for interpretation and handling. To achieve this purpose, water allocation models for Integrated Water Resources Management (IWRM) can be used. IWRM is based on three fundamental pillars: economic efficiency, equity, and environmental sustainability, with the purpose of reaching a balance between water for livelihood and water as a resource (Hassing et al., 2009).

The water allocation models appeared as tools intended to support decision-makers to solve specific issues regarding IWRM, allowing the use of models and databases in an easy and interactive way. These models can be combined in a mixed optimization-simulation approach to anticipate the occurrence of hydrological scenarios (Pallottino et al., 1991), such as the occurrence of droughts or phenomena derived from the effects of climate change. There are many models that are used as part of water planning strategies, such as AQUATOOL (Andreu et al., 1996), MODSIM (Labadie, 2006), RIBASIM (Delft Hydraulics, 2006), WARGI-SIM (Sechi & Sulis, 2009) and WEAP (SEI, 2005), among others.

The objective of this paper is to present a methodology to analyze the hydrological alteration of highly regulated systems at basin scale for different management alternatives of environmental flows. The methodology is based on the combination of a water allocation model and the assessment of a set of IHA, which are weighted and grouped to provide a single global indicator of the hydrological alteration of the basin. The methodology is applied to a highly regulated system: the Duero River basin (in the Iberian Peninsula). Two key issues differentiate the approach of this paper from previous works: the use of monthly data, and the definition, modelling and analysis of management scenarios to

support the decision-making process. While in numerous studies the natural regime and the altered regime are defined according to the appearance of some type of infrastructure (e.g., reservoirs) (Kannan et al., 2018; Lu et al., 2018; Yang et al., 2012), in this work a hydrological model simulates the natural regime, and a water allocation model is used to reproduce the altered regimes for the different management scenarios.

2. Materials and methods

The analysis of water resource systems comprises all the necessary elements needed to describe a river basin (Pedro-Monzonís et al., 2015). IWRM requires a conscious study of the water resources of the river basin to help decision makers classify and select the best management strategy.

The IHA were assessed through the joint application of two models: a hydrological model and a water allocation model. The hydrological model was used to estimate a reference scenario equivalent to the natural regime, whereas the water allocation model was applied to represent the regulated (altered) regime.

The resulting data of both regimes allowed the calculation of the IHA for the system evaluation. Furthermore, the water allocation model was also used to simulate various regulation scenarios, which are helpful for the decision-making process. In the case study, different environmental flows were analyzed, evaluating their impact on both the hydrological alteration and the demand guarantees. Figure 1 shows the general outline of the methodology.

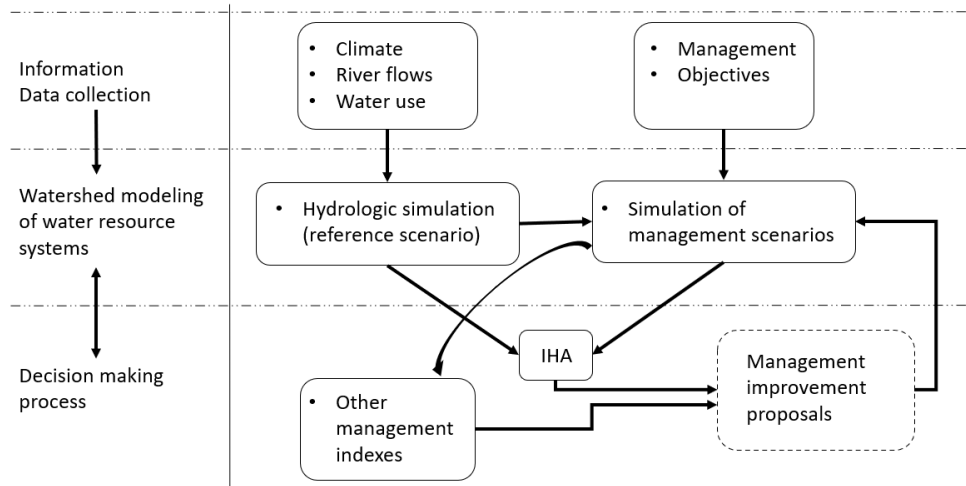


Figure 1. General outline of the methodology.

2.1. Rainfall-runoff model

Hydrological models have been widely developed across the world to replicate the dominant hydrological processes that are involved in the basin functioning and find out the impact of several factors (such as climate and soil properties) on hydrology and water resources. These models enable the investigation on many practical and pressing issues that arise during planning, design, operation, and management of water resources systems (Muleta & Nicklow, 2005). Rainfall, air temperature, soil characteristics, topography, vegetation, and hydrogeology are some of the inputs that are required by different models, which can be applied in overly complex and large basins. Some examples of these models are the HBV (Bergström, 1995), SAC-SMA (Burnash, 1995), GR4J (Perrin et al., 2003), TOPDM (Noto, 2014) and SWAT (Arnold et al., 1998; Srinivasan et al., 1998).

As stated above, the determination of the hydrological alteration in a river system requires a comparison between natural and altered regimes. The natural

regime generated through a hydrological model is a basic input for the proper application of the water allocation model that, along with information of water demands and guarantees, generates the results for the altered regime, which are then used for the calculation of the hydrological alteration of the system.

For this study, the SIMPA model (Estrela & Quintas, 1996) was used. It is a conceptual quasi-distributed model that replicates the essential components of the natural hydrological cycle on a monthly scale, with the implementation, in a distributed way, of a classic lumped soil moisture balance model (Témez, 1977). Over 100 control points along the Spanish territory were used to calibrate the model, including river gauging stations in natural river sections (Álvarez et al., 2004).

The inputs for the model consist of hydrological parameters (i.e., maximum soil storage, maximum infiltration capacity), historical flow data of the testing points and raster layers with precipitation and temperature information at a monthly time step. The spatial resolution of the layers is 1 km² and they are used to define potential evapotranspiration by combining the Thornthwaite and Penman-Monteith methods.

The model obtains data layers of the different storages, soil moisture, aquifer volume, evapotranspiration, and total runoff. The latter is obtained as the sum of surface and underground runoff. Monthly flows, in each time step, are obtained by integrating the total runoff in the catchments to the simulation points.

SIMPA has been previously used for the elaboration of relevant documents at a national level in Spain, such as the White Paper Book of Waters in Spain and the National Water Master Plans (CHD, 2015; MMA, 2000), as well as in numerous research works (Barranco et al., 2018; de Miguel et al., 2015; Milano et al., 2013; Vicente et al., 2016).

2.2. Water allocation model

Water allocation models provide information and insights that can help improve management and planning of water resource systems (Sulis & Sechi, 2013). They offer the opportunity to replicate source-demand interactions in critical conditions (e.g., droughts) and project rule modifications to establish adequate mitigation measures. The assessment of different scenarios allows these measures to be effective and efficient.

These models are used to emulate and establish the current condition of a water system, which provides a snapshot of actual water demands, resources and supplies for the system. Different management scenarios can be defined based on different arrangements of future trends that rely on policies and factors that could affect demands, supplies and/or hydrological variables. These scenarios are later evaluated with reference to suitability of water resources, costs, benefits, and environmental impacts.

There is a wide range of simulation models, which have been used in different systems around the world. Each model has its own characteristics in relation to the requirements for which it was created. For instance, models like MODSIM (Labadie, 2006) and WEAP (SEI, 2005) apply optimization methods to generate results that are used to perform the simulation of water allocation in the system, while other models, such as RIBASIM (Delft Hydraulics, 2006) and WARGI-SIM (Sechi & Sulis, 2009), perform only simulation processes based on a more conventional if-then approach.

In this study, the SIMGES model (Andreu et al., 2007) was used to estimate the hydrological alteration degree of the basin in the current situation, and to analyze different alternatives (scenarios) of minimum environmental flows. SIMGES is a water resources management simulation model that is part of the Decision Support System (DSS) AQUATOOL (Andreu et al., 1996). AQUATOOL

was designed as a user-friendly interface for operational management and planning stages for decision makers in complex basins under different scenarios. The SIMGES model has been used in most Spanish River Basin Districts to help develop the River Basin Plans (CHD, 2015). It has also been used for several purposes across the Spanish territory, such as improving water management in basins with high evaporation (Ruiz-Ortiz et al., 2019), managing water quality (Andrea Momblanch et al., 2015; Javier Paredes et al., 2010) and analyzing the effects of climate change in water resource management (Pouget et al., 2012; Pulido-Velazquez et al., 2011).

SIMGES performs a monthly scale analysis based on the modelling of a conservative flow network, considering different types of elements that need to be differentiated between natural elements in the river basin and anthropogenic elements that produce alterations in river flows. The natural elements considered are streamflows, aquifers, and their interactions. The SIMGES model uses the information obtained with the rainfall-runoff model to simulate the natural streamflows, which characterize the flows of a particular area of the basin corresponding to its drain point and represent the flows available to be managed (Solera et al., 2010). The simulation of anthropogenic elements or infrastructures (e.g., reservoirs, pumping wells and channels) allows decision makers to perform a more informed operation and management of the available water resources.

Water balances or continuity equations are calculated to define the surface sub-systems. The interaction between surface elements and aquifers can be simulated using simple unicellular models, multicellular models, or distributed linear flow models. The simulation of the water resources management is achieved with the support of operation rules. These rules, which are provided by the user, intend to maintain a similar filling level in reservoirs of the basin that represent their real level. Environmental flows and water use priorities are also

considered in the model. The model also allows the user to define a minimum flow in each streamflow, which would correspond to the environmental flow.

2.3. Indicators of Hydrological Alteration (IHA)

The determination of the degree of hydrological alteration in water systems depends on the treatment of the interannual statistical information between the natural and altered flow regimes. The indicators used in this work are adapted from the methodology developed by Santa-María (2010). Due to the nature of the available data, it is not possible to use all the original parameters, so it is necessary to use those that are adaptable to a monthly scale. Ortín (2017) adapted a set of 12 indicators estimated from their mean values for an entire time series. These indicators, which are detailed in Appendix A, are classified into normal values (IHA1-IHA6), maximum extreme values (IHA7-IHA9) and minimum extreme values (IHA10-IHA12). In addition, for each of these types, three aspects are selected as those of greatest environmental significance:

- Magnitude (IHA1, IHA2, IHA7 and IHA10), as it determines the general availability of water in the ecosystem.
- Frequency of occurrence of an event in each interval of time (IHA3, IHA4, IHA8 and IHA11), which is indicative of the variability in the flow regime, affecting the geomorphological and ecological dynamics and, as a result, the ecological diversity.
- Seasonality or the regularity with which an event occurs at a certain time of the year (IHA5, IHA6, IHA9 and IHA12), which is an aspect intricately linked to the species life cycles.

The twelve IHA analyzed in this work, which are obtained on a monthly scale, are determined for natural and altered regimes in all the river sections that are

considered for the system management. Then, a weighted mean of the parameter is obtained as a function of the runoff in each river section, thus defining the indicator value for the entire basin. The indicators adopt values between 0 and 1, where 0 is the total alteration and 1 is the unaltered state. If the value of the indicator is greater than 1, it shall be replaced by its inverse value. Table 1 shows the level of alteration as a function of the IHA value. While level 1 corresponds with an exceptionally good state, level 5 indicates a poor state.

Table 1. Levels of hydrological alteration according to the IHA value (Ortín León, 2017).

Level 1	Level 2	Level 3	Level 4	Level 5
$1 > IHA > 0.8$	$0.8 > IHA > 0.6$	$0.6 > IHA > 0.4$	$0.4 > IHA > 0.2$	$0.2 > IHA > 0$

Finally, a global indicator of hydrological alteration (GIHA) was obtained as the mean of the twelve indicators described:

$$GIHA = \frac{1}{12} \sum_{i=1}^{12} IHA_i \quad (1)$$

Where IHA_i is the indicator of hydrological alteration i .

Following the assessment of the indicators in the current situation, different basin management scenarios were defined with the aim of improving the indicator values, and therefore reduce the hydrologic alteration in the basin through the increment of the environmental flows. The water allocation model allows determining to what extent it is possible to increase the minimum flows and improve the indicators without altering the supply guarantees to the different water demands.

3. Case study

The Duero River basin covers a total area of 98,073 km² (Figure 2) and is the largest basin of the Iberian Peninsula. The basin comprises territories of Spain (78,859 km²) and Portugal (19,214 km²). The 400 km border between the two countries are crossed by several rivers, among which the Duero River stands out. The focus of this study is the Spanish part of the basin, which represents 15.6% of the total Spanish territory. The population of the basin is about 2.2 million unequally distributed. Villages with a population lower than 1,000 inhabitants predominate, while there are few urban areas (47% of the total population) with more than 50,000 people.

The climate is Continental with a strong Mediterranean character. The mean annual precipitation is 612 mm and the climatic variation within the river basin is significant. Average rainfall fluctuates from 1800 mm in the upstream mountains to less than 400 mm in the inner territory. Precipitation is seasonally dependent; the dry period coincides with warmer temperatures. The water system has 75 large reservoirs with a total storage capacity of 7,500 million m³. This capacity allows achieving the objectives of supplying demands and producing hydro-power energy. The Duero River Basin Authority (CHD by its Spanish acronym) manages the water resources in the basin. CHD divided the watershed into 5 management units (zones) and 13 exploitation subsystems or subzones (Table 2).

Table 2. Zones and subzones (exploitation subsystems) of the Duero River basin.

Subzones (subsystems)	Area (km ²)	Zones	Area (km ²)
1. Tamega-Manzanas	1911.5	A	19301.3
2. Aliste-Tera	2920.6		
3. Órbigo	4986.5		

4. Esla-Valderaduey	9482.7		
5. Carrión	4977.0	B	17361.9
6. Pisuerga	7055.4		
7. Arlanza	5329.5		
8. Alto Duero	8952.7	C	12924.7
9. Riaza-Duratón	3972.0		
10. Cega-Eresma-Adaja	7884.9	D	15680.8
11. Bajo Duero	7795.9		
12. Tormes	7385.5	E	13590.8
13. Águeda	6205.3		

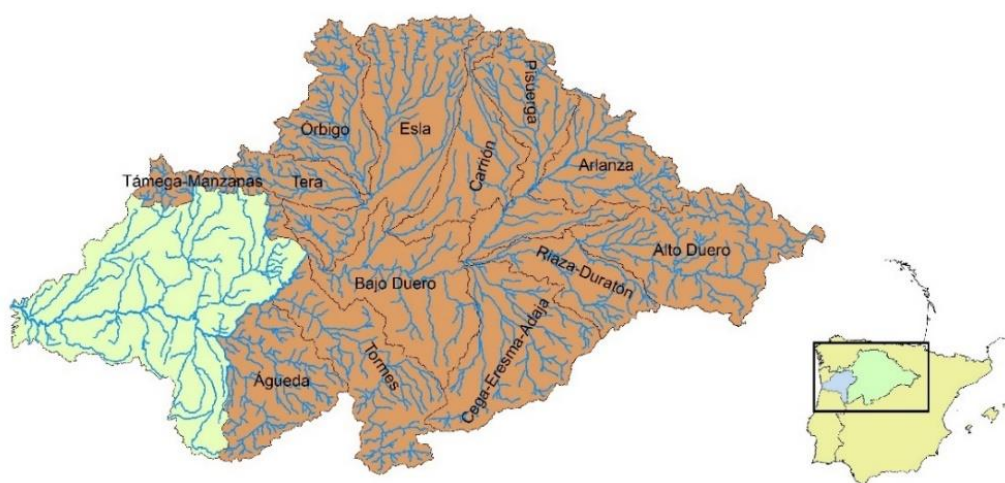


Figure 2. Location of the Duero River basin and delimitation of the river basin subsystems.

For this work, a time series of inflows from 1980 to 2004 was obtained with the SIMPA hydrological model, which is the same time series that was used to elaborate the Duero hydrological plan (DHP) (CHD, 2015). The results are presented as raster layers that correspond to the inflow values in millimeters. Using

GIS software, the cells included in each of the water bodies were identified, thus obtaining the runoff generated by each of them. The process is then repeated for the entire time series, obtaining a runoff value for each month and each water body. Runoff information generated by this model corresponds to the natural regime. Once the time series for each water mass are obtained, the SIMGES water allocation model uses the water mass data as inflow elements. The simulation showed that the mean annual inflows in the entire basin and in the Spanish part of the basin during the study period were 138,884 hm³ and 12,723 hm³, respectively. To develop the water allocation model, the topology of the Duero basin was defined. The Portuguese portion of the basin was also incorporated into the model to properly establish the conductions of the entire system. Figure 3 shows one of the Duero River basin subsystems in the water allocation model.

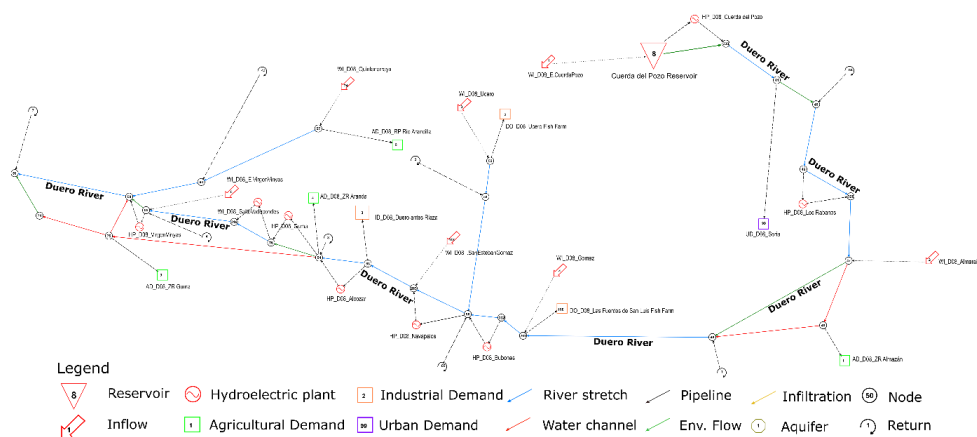


Figure 3. Topology of the subsystem 8 (Alto Duero) within the water allocation model of the Duero River basin developed in SIMGES. The topology of the whole Duero River basin is detailed in (Haro et al., 2014).

Water demands in the Duero basin are predominantly for agricultural purposes, leading to an annual volume of 2,145 hm³, which represents 73.44% of

the total annual demand volume (2,922 hm³). To perform the simulation, the demands considered in the Duero basin model for the year 2021 were obtained from the DHP. The model also considers how the system interacts with the 'Terciario detrítico central del Duero' aquifer, which is exploited in the areas of Arlanzón, Bajo Duero and Pisuerga.

The hydrological plan establishes minimum monthly values of flow that must circulate through water bodies to achieve environmental objectives. These objectives aim to maintain the functionality and structure of aquatic ecosystems and associated terrestrial ecosystems in a sustainable manner, contributing to the achievement of a good ecological status or potential in rivers and transitional waters. The Duero water allocation model incorporates the values of the minimum flows considered by the DHP, following a selection criterion based on the capacity of the reservoir, where the minimum annual volume is greater than 1 hm³. Overall, the model features 48 river segments with environmental flow data.

4. Results and discussion

4.1. Hydrological alteration in the current situation

To perform the calculation of the indicators of hydrological alteration, the input data of the natural and altered regimes must be comparable. For this purpose, with the support of the water allocation model defined in SIMGES, a simulation was carried out considering only the hydrological model inputs and disregarding any additional information that would represent anthropogenic interaction with the system, thus representing the natural regime in the model. The simulations generated flows in each of the river sections included in the management model. Figure 4 shows the result of the simulations performed for natural and altered regimes in one of the river segments defined in the model. The figure also depicts the environmental flow regime that was provided for this river section.

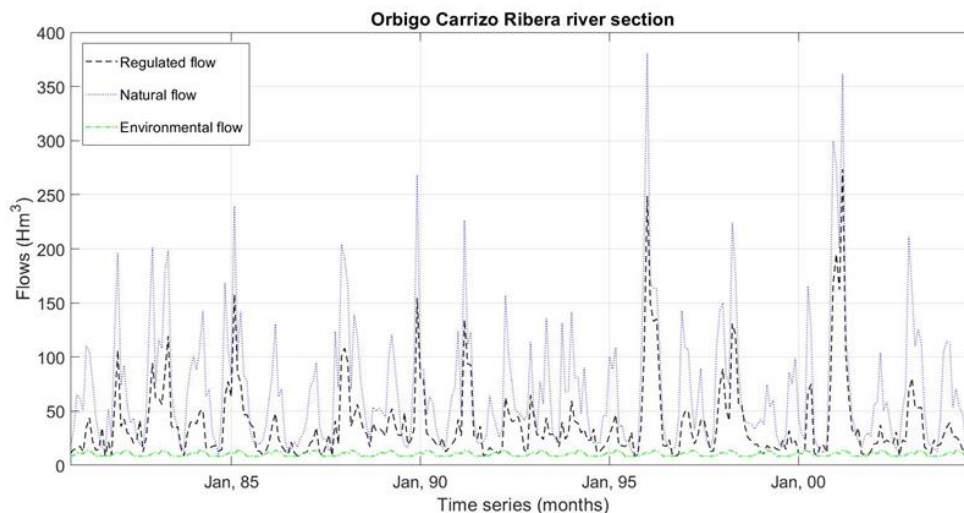


Figure 4. Simulation of the natural and altered flow regime of a section of the Orbigo river, which corresponds to subsystem 3 of the Duero River basin. The environmental flow series for the section is also shown.

The IHA were calculated by evaluating each river segment within the management model of the Duero River basin. For each of these segments, the elements required for the calculation of each indicator (average monthly flow, average annual flow, maximum flow, minimum flow, percentiles) were determined for the two types of regimes (natural and regulated) over the 24-year simulation period (1980-2004). The results obtained with the hydrological model constitute the natural regime, while the results of the water allocation model in the same segments represent the regulated (altered) regime.

Once the indicators were obtained for all the river segments, the next step consisted of grouping them by subsystems for a better understanding on a basin scale. The process consisted of calculating the weighted mean of the indicators for the river segments belonging to the same subsystem. The weight of each river section was based on its corresponding mean annual flows. The results of

the IHA in the twelve subsystems that are fully within the Spanish part of the Duero River basin are shown in Figure 5.

As for indicators associated with normal values, the IHA5 indicator presents a significant alteration in most of the subsystems, which is associated with the high regulation in the basin. This leads to a time gap between the maximum flows of the regulated and natural regimes, thus altering the seasonality. The values of the other normal indicators are categorized as acceptable. The indicator IHA4 reveals that the variability associated with extreme flow values remains unchanged between the two regimes in all the subsystems.

On the other hand, the indicators associated with maximum extreme events (IHA7, IHA8 and IHA9) exhibit the least alteration in all the subsystems, indicating that the system regulation does not significantly affect flooding events in the basin. Finally, the indicators associated with minimum extreme events (IHA10, IHA11 and IHA12) reveal a significant alteration in the basin, which is due to both the frequent drought events in the study zone and the high regulation in the entire system. The existing operating rules guarantee the water supply to the different demands of the basin.

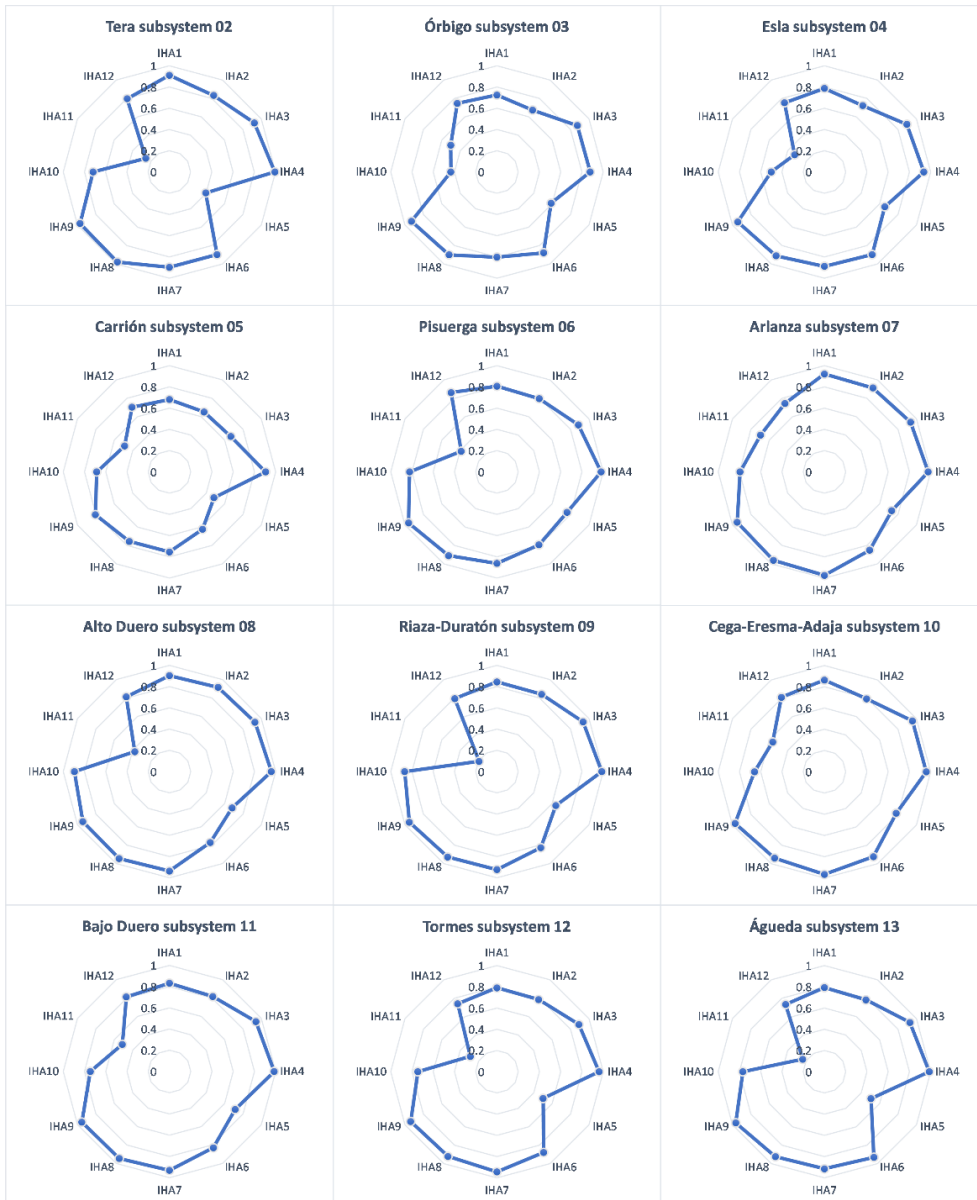


Figure 5. Indicators of hydrological alteration in the twelve subsystems for the initial conditions established in the Duero hydrological plan (CHD, 2015).

The global indicator of hydrological alteration was also calculated for each subsystem, obtaining values that fluctuate between 0.68 and 0.87 (Figure 6). These results indicate that, overall, the hydrological status of the system is good. However, based on the specific information provided by the other indicators (Figure 5), the current hydrological status of the basin can be improved.

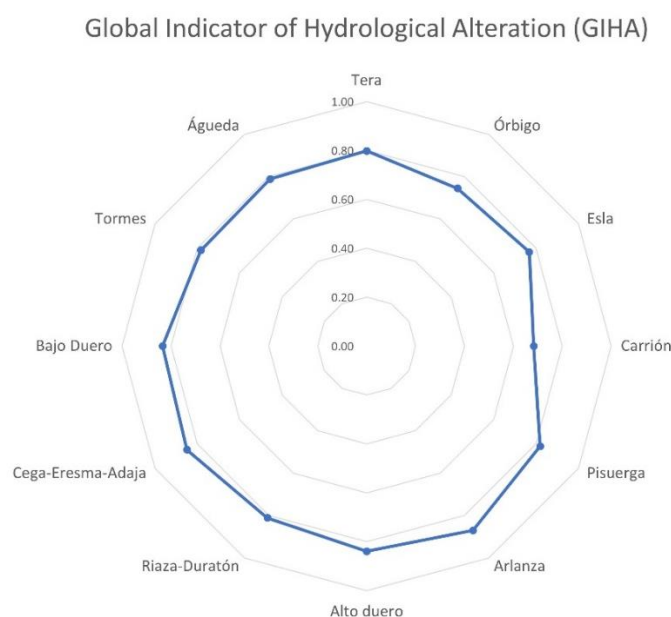


Figure 6. Global indicator of hydrological alteration in each subsystem.

4.2. Hydrological alteration for different minimum flow scenarios

Once the current hydrological status of the basin is known, new management scenarios in the water allocation model were tested to improve the IHA. The management scenarios consisted of increasing by 5% up to 120% the minimum flow values established in the hydrological plan. To facilitate the interpretation and comparison of the results, they were classified into normal values (IHA1 to IHA6), maximum extreme values (IHA7 to IHA9), minimum extreme values

(IHA10 to IHA12) and global values (GIHA). Figure 7 shows the results obtained in four subsystems of the Duero River basin.

As for the IHA related to normal values, the indicator related to the annual magnitude (IHA1) remains generally constant as minimum flows are increased. The indicator related to the monthly magnitude (IHA2) shows an improvement in most of the subsystems, since it is more sensitive to change due to the time scale. The variability indicator (IHA3) presents a downward trend for increasing minimum flow values, while the extreme variability indicator (IHA4) remains stable, thus indicating that the increment in minimum flows does not significantly affect this alteration metric. The increment in minimum flows in a homogeneous way subtly inhibits the river flow variability in the subsystems, as it is illustrated by IHA5 and IHA6.

In the case of indicators associated with flood extreme values, the metrics related to magnitude (IHA7) and variability (IHA8) present a downward trend. This implies that by requiring the model to circulate more flow throughout the basin, the peak flows are reduced, resulting in a greater difference with the flow series of the natural regime. The increase in minimum flows does not improve the seasonality indicator (IHA9), which remains almost constant. This is induced by the elevated level of regulation that already exists in the entire basin, which avoids the reduction of the seasonality gap between natural and altered regimes.

Regarding the IHA associated to minimum extreme values, the indicators related to magnitude (IHA10) and variability (IHA11) generally show positive trends in most of the subsystems, indicating an improvement in the extreme minimum flows. However, the elevated level of regulation in the Duero basin results in only a slight improvement in the seasonality indicator (IHA12) in all cases. Finally, the GIHA has little or no variation with increasing values of the minimum flows.



Figure 7. Evolution of the indicators of hydrological alteration by increasing the minimum flow in the Duero River basin subsystems with respect to the minimum flows established in Duero River basin hydrological plan (CHD, 2015). Indicators are classified into normal values, maximum extreme values, minimum extreme values, and the global indicator of hydrological alteration.

Figure 8 shows the evolution of four indicators (IHA2, IHA6, IHA8 and IHA10) as the minimum flows are varied in the twelve subsystems analyzed in this work. Reductions in the minimum flows up to 30% below their original values in the hydrological plan were also modelled to analyze how the indicators vary under more restrictive minimum flow conditions.

The indicators associated with normal values of magnitude (like IHA2) show a positive tendency in most of the subsystems for increasing values of the environmental flows. Exceptions occur in some subsystems where the value decreases (e.g., subsystems 2 and 8), which may be caused, for instance, by the size of the subsystem or the number of reservoirs within the subsystem. The indicators associated with seasonality (e.g., IHA6) and variability (e.g., IHA8) do not show a significant improvement, since the variations in minimum flows do not significantly ameliorate the difference between the natural and altered regimes. In the case of indicators related to extreme values, those related to droughts (e.g., IHA10) are more likely to vary significantly due to the existing conditions in the area, whereas the values associated with floods (e.g., IHA8) remain similar.

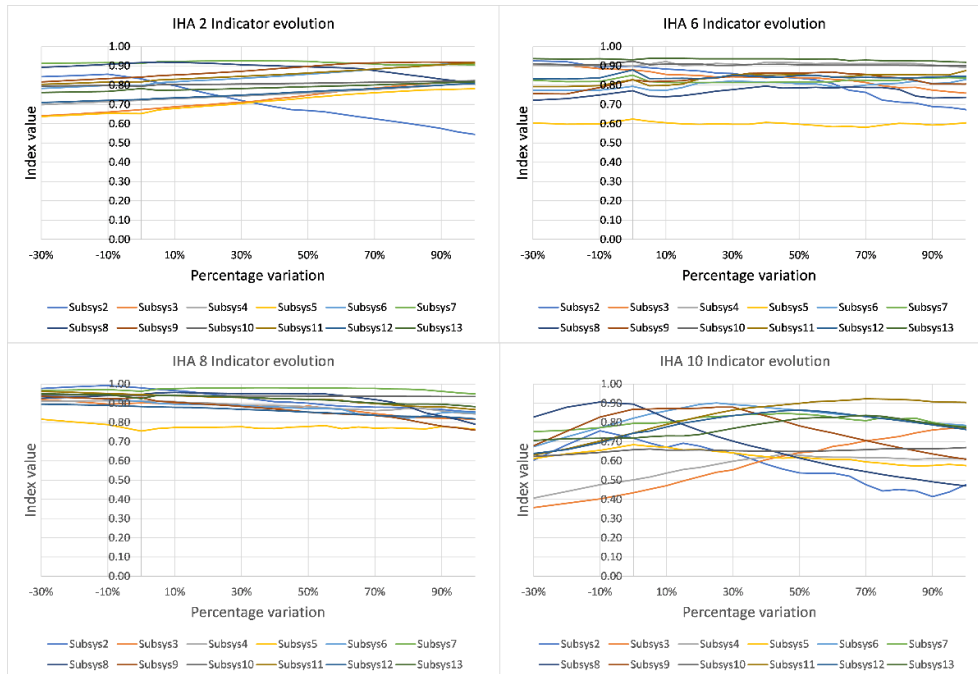


Figure 8. Evolution of four indicators of hydrological alteration by varying the minimum flow in the Duero River basin subsystems with respect to the minimum flows established in Duero River basin hydrological plan (CHD, 2015).

4.3. Effects of minimum flow variations on urban and agricultural demands

To analyze how the demand guarantees in the basin are affected by the variation in minimum flow values, the maximum short-term deficits (two years) of each subsystem for urban and agricultural demands were assessed. Figure 9 shows the evolution of these deficits for urban and agricultural demands as the minimum flows are varied in the water allocation model.

In the current condition established by the hydrological plan, four subsystems already show failures in their water supply guarantees for agricultural demands, whereas for urban demands no subsystem exhibits supply failures in the

current conditions. As expected, by increasing the minimum flow values, the water supply guarantee is affected, mainly the agriculture demand. The subsystems 3, 4, 5, 6 and 8 experiences greater failures in agricultural demands than those they already had for percentage flow increases around 70%, 80%, 5%, 35% and 75%, respectively. In the case of the supply guarantee to urban demand, subsystems 6, 7 and 8 begin to experience failures in urban demands for minimum flow increases from 100%, 85% and 80%, respectively.

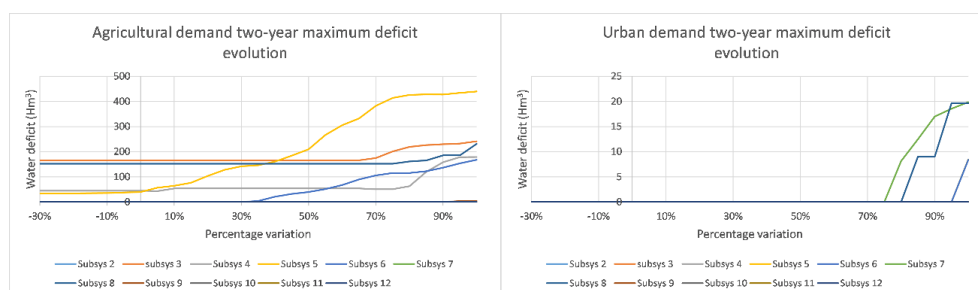


Figure 9. Maximum two-year deficit evolution in agricultural and urban water demands due to the per-centage variation in the minimum flow values with respect to those determined in Duero River basin hydrological plan (CHD, 2015).

The maximum short-term deficits obtained suggests the possibility of increasing the environmental flow values up to 30% without affecting the water demand supply in all the subsystems except in the subsystem 5, in which the current minimum flow should be maintained.

5. Conclusions

This study presents a methodology that integrates the assessment and improvement of indicators of hydrological alteration (IHA) in conjunction with the analysis of multiple water management scenarios with a water allocation model. The improved IHA proposed in this work are useful indicators to verify the hydrological status at basin scale (rather than only at the scale of river sections), thus

providing a comprehensive vision of the status of a highly regulated water resources system.

In the case study, the results obtained for the different simulations analyzed reveal that the indicator related to the annual magnitude remains generally constant as minimum flows are increased, the indicator related to the monthly magnitude shows an improvement in most of the subsystems, the variability indicator presents a downward trend for increasing minimum flow values, while the extreme variability, maximum seasonality and minimum seasonality indicators remain comparatively stable. Regarding the indicators associated with magnitude and variability flood extreme values, they experience a downward trend with increasing minimum flow values. Finally, the indicators associated to magnitude and variability of minimum extreme values generally show positive trends in most of the subsystems.

Thus, the values of some indicators are improved while increasing the minimum flows. Nevertheless, all indicators and subsystems do not react in the same way to these minimum flow variations, thus suggesting that in some cases it is necessary to propose other measures. A possible strategy to improve the IHA could be the modification of minimum flow values for each subsystem independently. Thus, the corresponding simulations would allow assessing if there is an improvement in the hydrological status throughout the entire system, ensuring that the water demands in the basin are not affected by any shortage in water supply.

The methodology presented and applied in this work constitutes an advance in the analysis of water management systems, which allows a more informed decision-making process in hydrologic planning at basin scale. The methodology, which is extensible to other highly regulated systems across the world, al-

lows the simulation of multiple water management alternatives to find an optimum strategy that help preserve or improve river basin ecosystems without affecting water user demands.

Author Contributions: Conceptualization, A.S., J.P.A. and J.A.; methodology, J.P.L. and A.S.; software, J.P.L.; formal analysis, A.S., J.P.A. and R.J.B.; investigation, J.P.L., A.S., J.P.A., R.J.B. and J.A.; writing—original draft preparation, J.P.L.; writing—review and editing, A.S., J.P.A. and R.J.B.; supervision, A.S., J.P.A. and R.J.B.; project administration, A.S. and J.A.; funding acquisition, A.S. and J.A. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research was funded by the Spanish Research Agency (AEI), grant number PID2019-106322RB-I00; AEI/10.13039/501100011033. RJB was partly funded by the Spanish Ministry of Science and Innovation through the research contract IJC2019-038848-I.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

Appendix A: Indicators of hydrological alteration analyzed in this work

1. Magnitude of annual inflows (IHA1):

$$IHA1 = \frac{\bar{Q}_{AA}}{\bar{Q}_{AN}}$$

Where \bar{Q}_{AA} is the annual mean of the altered regime inflow and \bar{Q}_{AN} is the annual mean of the natural regime inflow.

2. Magnitude of monthly inflows (IHA2):

$$IHA2 = \frac{\bar{Q}_{MA}}{\bar{Q}_{MN}}$$

Where \bar{Q}_{MA} is the mean of the monthly values of river flow in altered regime and \bar{Q}_{MN} is the mean of the monthly values of river flow in natural regime.

3. Normal variability (IHA3):

$$IHA3 = \frac{(Q_{10} - Q_{90})_{ALT}}{(Q_{10} - Q_{90})_{NAT}}$$

Where Q_{10} is the 10th percentile of inflow in altered and natural regimes, and Q_{90} is the 90th percentile of inflow in altered and natural regimes.

4. Extreme variability (IHA4):

$$IHA4 = \frac{(Q_{\max T} - Q_{\min T})_{ALT}}{(Q_{\max T} - Q_{\min T})_{NAT}}$$

Where Q_{maxT} is the maximum monthly inflow of the time series in altered and natural regimes, and Q_{minT} is the minimum monthly inflow of the time series in altered and natural regimes.

5. Maximum seasonality (IHA5):

$$IHA5 = 1 - \frac{\overline{Gap}_{max}}{6}$$

Where \overline{Gap}_{max} is the mean of the gaps between the altered and natural regime maximum monthly series in each year.

6. Minimum seasonality (IHA6):

$$IHA6 = 1 - \frac{\overline{Gap}_{min}}{6}$$

Where \overline{Gap}_{min} is the mean of the gaps between the altered and natural regime minimum monthly series in each year.

7. Magnitude of normal floods (IHA7):

$$IHA7 = \frac{(Q_5)_{ALT}}{(Q_5)_{NAT}}$$

Where Q_5 is the 5th percentile of inflow in altered and natural regimes.

8. Variability of normal floods (IHA8):

$$IHA8 = \frac{(CV_5)_{ALT}}{(CV_5)_{NAT}}$$

Where CV_5 is the coefficient of variation (μ/σ) of flood flow series greater than Q_5 in altered and natural regimes.

9. Flood seasonality (IHA9):

$$IHA9 = \frac{1}{12} \sum_{m=1}^{12} \text{Max} \left(0, \frac{5 - |i_{fldNAT, m} - i_{fldALT, m}|}{5} \right)$$

Where m is the month of the year, i_{fldNAT} is the number of years in which the mean monthly flow \bar{Q}_{MN} of the “m” month is higher than the normal flood flow Q_5 in natural regime, and i_{fldALT} is the number of years in which the mean monthly flow \bar{Q}_{MA} of the “m” month is higher than the normal flood flow Q_5 in altered regime.

10. Magnitude of normal droughts (IHA10):

$$IHA10 = \frac{(Q_{95})_{ALT}}{(Q_{95})_{NAT}}$$

Where Q_{95} is the 95th percentile of inflow in altered and natural regimes.

11. Variability of normal droughts (IHA11):

$$IHA11 = \frac{(Cv_{95})_{ALT}}{(Cv_{95})_{NAT}}$$

Where Cv_{95} is the coefficient of variation (μ/σ) of flood flow series greater than Q_{95} in altered and natural regimes.

12. Drought seasonality (IHA12):

$$IHA12 = \frac{1}{12} \sum_{m=1}^{12} \text{Max} \left(0; \frac{5 - |i_{drNAT, m} - i_{drALT, m}|}{5} \right)$$

Where m is the month of the year, i_{drNAT} is the number of years in which the mean monthly flow \bar{Q}_{MN} of the “m” month is higher than the normal drought flow Q_{95} in natural regime, and i_{drALT} is the number of years in which the mean monthly flow \bar{Q}_{MA} of the “m” month is higher than the normal drought flow Q_{95} in altered regime.

References

- Álvarez, J., Sánchez, A., & Quintas, L. (2004). SIMPA, a GRASS based tool for hydrological studies. *Proceedings of the FOSS/GRASS Users Conference*, 2(September), 14.
- Andreu, J., Capilla, J., & Ferrer-Polo, J. (2007). *Modelo SIMGES para simulación de cuencas. Manual de usuario, v 3.0* (Editorial Universitat Politècnica de València (ed.)).
- Andreu, J., Capilla, J., & Sanchís, E. (1996). AQUATOOL, a generalized decision-support system for water-resources planning and operational management. *Journal of Hydrology*, 177(3-4), 269-291. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02963-x](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02963-x)
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R., & Williams, J. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: model development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 73-89. [https://doi.org/10.1016/S0899-9007\(00\)00483-4](https://doi.org/10.1016/S0899-9007(00)00483-4)

- Arthington, A. H., Bunn, S. E., Poff, N. L., & Naiman, R. J. (2006). The Challenge of Providing Environmental Flow Rules. *Journal of Ecological Applications*, 16(4), 1311-1318. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1311:TCOPEF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1311:TCOPEF]2.0.CO;2)
- Barranco, L. M., Dimas, M., Jiménez, A., & Estrada, F. (2018). Nueva evaluación del impacto futuro del cambio climático en los recursos hídricos en España. *Revista Digital del CEDEX*, 191, 34-55.
- Bergström, S. (1995). The HBV model. En *Computer models of watershed hydrology* (pp. 443-476). Water Resources Publications.
- Burnash, R. (1995). The NWS River Forecast System-catchment modeling. En *Computer models of watershed hydrology* (pp. 311-366). Water Resources Publications.
- CHD. (2015). *Plan hidrológico de la parte española de la D. H. Duero (2015-2021)*.
- de Miguel, Á., Kallache, M., & García-Calvo, E. (2015). The water footprint of agriculture in Duero river basin. *Sustainability (Switzerland)*, 7(6), 6759-6780. <https://doi.org/10.3390/su7066759>
- Delft Hydraulics. (2006). River Basin Planning and Management Simulation Program. *IEMs Third Biennial Meeting: «Summit on Environmental Modelling and Software»*. International Environmental Modelling and Software Society.
- Estrela, T., & Quintas, L. (1996). A distributed hydrological model for water resources assessment in large basins. *1st International Conference on Rivertech*, 861-868.
- Haro, D., Solera, A., Paredes, J., & Andreu, J. (2014). Methodology for drought risk assessment in within-year regulated reservoir systems. Application to the Orbigo River system (Spain). *Water Resources Management*, 28(11), 3801-3814. <https://doi.org/10.1007/s11269-014-0710-3>
- Hassing, J., Ipsen, N., Clausen, T. J., Larsen, H., & Lindgaard-Jørgensen, P. (2009). *Integrated Water Resources Management in Action The United Nations World Water Development Report 3 Water in a Changing World*.
- Kannan, N., Anandhi, A., & Jeong, J. (2018). Estimation of Stream Health Using Flow-Based Indices. *Hydrology*, 5(1), 20. <https://doi.org/10.3390/hydrology5010020>
- Karr, J. R. (1999). Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*, 41, 221-234.
- Labadie, J. (2006). *MODSIM: Decision support system for integrated river basin*

management.

- Lu, W., Lei, H., Yang, D., Tang, L., & Miao, Q. (2018). Quantifying the impacts of small dam construction on hydrological alterations in the Jiulong River basin of Southeast China. *Journal of Hydrology*, 567(October), 382-392. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.10.034>
- Martínez Santa-María, C., & Fernández Yuste, J. (2010). *IAHRIS 2.2 Índices de alteración hidrológica en ríos. Manual de referencia metodológica.*
- Milano, M., Ruelland, D., Dezetter, A., Fabre, J., Ardoin-Bardin, S., & Servat, E. (2013). Modeling the current and future capacity of water resources to meet water demands in the Ebro basin. *Journal of Hydrology*, 500, 114-126. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.07.010>
- MMA. (2000). *Libro blanco del agua en España.* Ministerio de Medio Ambiente Publicaciones.
- Momblanch, A., Paredes-Arquiola, J., Munné, A., Manzano, A., Arnau, J., & Andreu, J. (2015). Managing water quality under drought conditions in the Llobregat River Basin. *Science of The Total Environment*, 503-504, 300-318. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.069>
- Muleta, M. K., & Nicklow, J. W. (2005). Sensitivity and uncertainty analysis coupled with automatic calibration for a distributed watershed model. *Journal of Hydrology*, 306(1-4), 127-145. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.09.005>
- Nascimento do Vasco, A., de Oliveira Aguiar Netto, A., & Gonzaga da Silva, M. (2019). The influence of dams on ecohydrological conditions in the São Francisco River Basin, Brazil. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.03.004>
- Noto, L. V. (2014). Exploiting the topographic information in a PDM-based conceptual hydrological model. *Journal of Hydrologic Engineering*, 19(6), 1173-1185. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000908](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000908)
- Ortín León, A. (2017). *Estudio de alteración hidrológica en cuencas con elevado estrés hídrico: el caso de la cuenca del río Júcar* [Universitat Politècnica de València]. <http://hdl.handle.net/10251/87538>
- Pallottino, S., Sechi, G. M., & Zuddas, P. (1991). *A DSS for Water Resources Management under Uncertainty.* 96-101.
- Paredes, J., Andreu, J., & Solera, A. (2010). A decision support system for water quality issues in the Manzanares River (Madrid, Spain). *Science of the Total Environment*, 408(12), 2576-2589. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.02.037>

- Pedro-Monzonís, M., Ferrer, J., Solera, A., Estrela, T., & Paredes-Arquiola, J. (2015). Key issues for determining the exploitable water resources in a Mediterranean river basin. *Science of the Total Environment*, 503-504, 319-328. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.042>
- Perrin, C., Michel, C., & Andréassian, V. (2003). Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. *Journal of Hydrology*, 279(1-4), 275-289. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(03\)00225-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00225-7)
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E., & Stromberg, J. C. (1997). The Natural Flow Regime. *BioScience*, 47(11), 769-784. <https://doi.org/10.2307/1313099>
- Poff, N. L. R., & Matthews, J. H. (2013). Environmental flows in the Anthropocene: Past progress and future prospects. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(6), 667-675. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.11.006>
- Pouget, L., Escaler, I., Guiu, R., Mc Ennis, S., & Versini, P.-A. (2012). Global Change adaptation in water resources management: the Water Change project. *The Science of the total environment*, 440, 186-193. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.036>
- Pulido-Velazquez, D., Garrote, L., Andreu, J., Martin-Carrasco, F. J., & Iglesias, A. (2011). A methodology to diagnose the effect of climate change and to identify adaptive strategies to reduce its impacts in conjunctive-use systems at basin scale. *Journal of Hydrology*, 405(1-2), 110-122. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.05.014>
- Pumo, D., Francipane, A., Cannarozzo, M., Antinoro, C., & Noto, L. V. (2018). Monthly Hydrological Indicators to Assess Possible Alterations on Rivers' Flow Regime. *Water Resources Management*, 32(11), 3687-3706. <https://doi.org/10.1007/s11269-018-2013-6>
- Pyron, M., & Neumann, K. (2008). HYDROLOGIC ALTERATIONS IN THE WABASH RIVER WATERSHED, USA. *River Research and Applications*, 24(April), 1175-1184. <https://doi.org/10.1002/rra.1155>
- Richter, B., Baumgartner, J., Wigington, R., & Braun, D. (1997). How much water does a river need? *Freshwater Biology*, 37(1), 231-249. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00153.x>
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Powell, J., & Braun, D. P. (1996). A Method for Assessing Hydrologic Alteration within Ecosystems. *Conservation Biology*, 10(4), 1163-1174. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10041163.x>
- Ruiz-Ortiz, V., García-López, S., Solera, A., & Paredes, J. (2019). Contribution of decision support systems to water management improvement in basins with

- high evaporation in Mediterranean climates. *Hydrology Research*, 1-17.
<https://doi.org/10.2166/nh.2019.014>
- Sechi, G. M., & Sulis, A. (2009). Water system management through a mixed optimization-simulation approach. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 135(3), 160-170. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2009\)135:3\(160\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2009)135:3(160))
- SEI. (2005). *WEAP: Water Evaluation and Planinng System, User Guide*.
<http://www.weap21.org/WebHelp/index.html>
- Solera, A., Paredes-Arquiola, J., & Andreu, J. (2010). Componentes de un sistema de recursos hidráulicos. En *Modelos de uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas* (pp. 87-110). Instituto Geológico y Minero de España.
- Srinivasan, R., Ramanarayanan, T. ., Arnold, J. G., & Bednarz, S. . (1998). Large area hydrologic modeling and assessment. Part II: model application. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 91-101.
- Sulis, A., & Sechi, G. M. (2013). Comparison of generic simulation models for water resource systems. *Environmental Modelling and Software*, 40, 214-225.
<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.09.012>
- Témez, J. R. (1977). *Modelo Matemático de transformación «precipitación-escorrentía»* (Asociación de Investigación Industrial Eléctrica (ed.)). ASINEL.
- Van Dijk, A. I. J. M., Brakenridge, G. R., Kettner, A. J., Beck, H. E., De Groeve, T., & Schellekens, J. (2016). River gauging at global scale using optical and passivemicrowave remote sensing. *Journal of the American Water Resources Association*, 52, 6404-6418. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1969.tb04897.x>
- Vicente, D. J., Rodríguez-Sinobas, L., Garrote, L., & Sánchez, R. (2016). Application of the system of environmental economic accounting for water SEEAW to the Spanish part of the Duero basin: Lessons learned. *Science of the Total Environment*, 563-564, 611-622.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.078>
- Yang, Z., Yan, Y., & Liu, Q. (2012). Assessment of the flow regime alterations in the Lower Yellow River, China. *Ecological Informatics*, 10, 56-64.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2011.10.002>

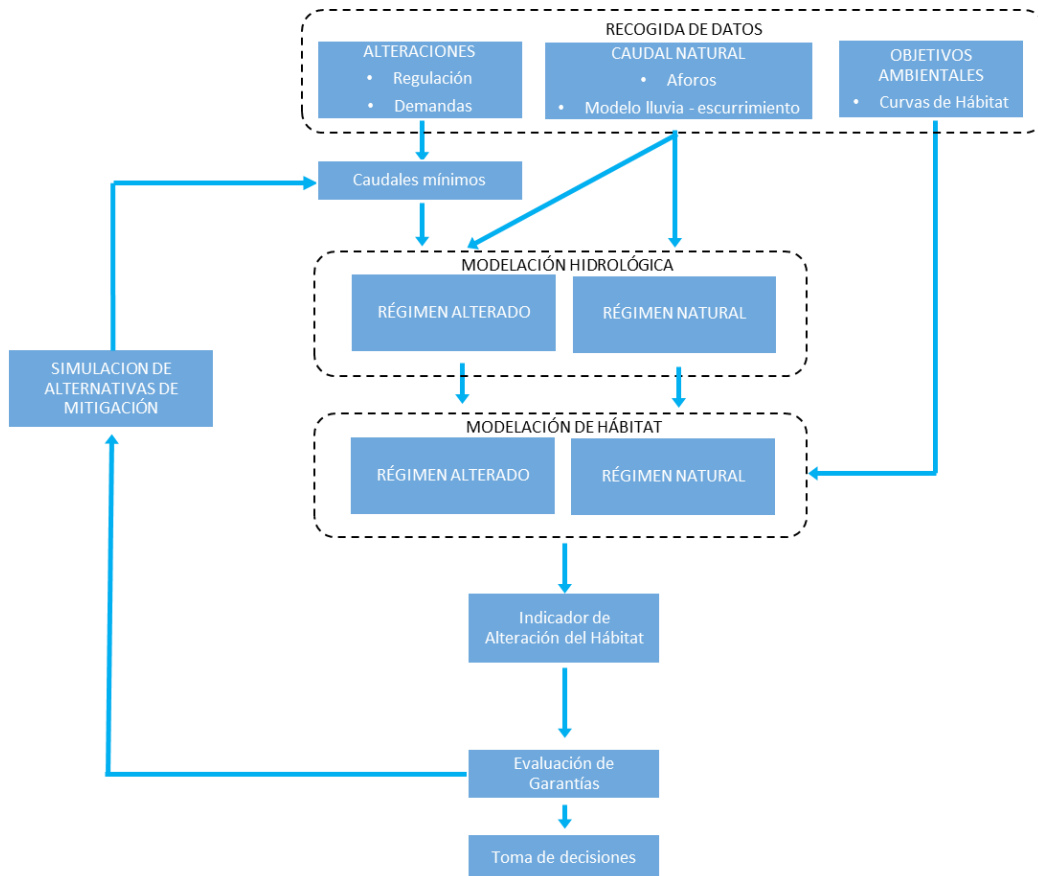
Capítulo 3. Evaluación de la alteración del hábitat para la gestión de caudales ambientales en cuencas re- guladas

3.1. Resumen

El artículo que se presenta en este capítulo plantea una metodología para evaluar la alteración del hábitat en cuencas hidrológicas altamente reguladas. La metodología está basada en la aplicación conjunta de un modelo de simulación de la gestión de cuencas y un modelo de estimación de series temporales de hábitat (STH), en función del hábitat potencial útil (HPU) de las especies presentes en la zona de estudio en sus diferentes etapas vitales que, a su vez, dependen de los caudales en cada tramo de río estudiado y de los bioperíodos de las especies estudiadas.

Como resultado de esta metodología se propone y obtiene un indicador de alteración de hábitat (IHabA), que relaciona la idoneidad del hábitat de las especies estudiadas en condiciones de régimen alterado y natural. Esta metodología es aplicada al sistema de explotación Órbigo, perteneciente a la Demarcación Hidrográfica del Duero. Los resultados obtenidos en las condiciones actuales de régimen alterado resaltan una mejora en la idoneidad del hábitat de algunas especies debida a la implementación de caudales ecológicos en comparación con las condiciones de régimen natural.

La siguiente figura sintetiza la metodología propuesta. La primera parte comprende la recolección de la información necesaria del sistema de recursos hídricos a analizar. Entre los datos a recopilar, se tienen los datos que corresponden a aforos y/o resultados de modelos lluvia-escorrentía, que junto con información obtenida del Plan Hidrológico (demandas, reglas de operación, regímenes de caudales ecológicos, etc.) aportan los datos necesarios para la generación del modelo del sistema de recursos hídricos. Adicionalmente se necesitan los datos correspondientes a las curvas de hábitat de las especies presentes en la zona de estudio, así como sus bioperíodos, para la estimación de la STH.



La segunda etapa consiste en la modelación del sistema de recursos hídricos. En primer lugar, se simula el escenario correspondiente al régimen natural, que está basado en la topología y aportaciones naturales de la cuenca. En segundo lugar, una vez agregados a este escenario los elementos y datos relacionados con la gestión de recursos hídricos, se lleva a cabo la simulación de la gestión del sistema en régimen alterado. A partir de estos resultados se lleva a cabo la modelación del hábitat a partir de la estimación de STH en régimen natural y en régimen alterado.

Finalmente, a partir de los resultados obtenidos para los diferentes escenarios de caudales ecológicos, se calcula el IHabA, además de analizar las posibles afectaciones a las garantías de las demandas presentes en el sistema. De este modo, se puede llevar a cabo un procedimiento iterativo para ajustar las condiciones de caudales ecológicos con la finalidad de mejorar el valor del IHabA sin afectar a los usuarios del agua en el sistema, y finalmente tomar la decisión óptima que mejore los objetivos ambientales en la zona de estudio.

A continuación, se expone la versión de autor del siguiente artículo, con el permiso de todos los coautores:

Pardo-Loaiza, J., Bergillos, R.J., Solera, A., Paredes-Arquiola, J., & Andreu, J. (2022). Habitat alteration assessment for the management of environmental flows in regulated basins. *Journal of Environmental Management*, 319, 115653, doi: [10.1016/j.jenvman.2022.115653](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115653).

3.2. Habitat alteration assessment for the management of environmental flows in regulated basins (versión de autor)

J. Pardo-Loaiza, R. J. Bergillos*, A. Solera, J. Paredes-Arquiola, J. Andreu

Research Institute of Water and Environmental Engineering (IIAMA), Universitat Politècnica de València, 46022, Valencia, Spain

Abstract

The management of environmental flows is of paramount importance in regulated water resources systems to preserve river ecosystems. This work proposes a methodology to assess habitat alteration in river basins altered by management activities. The methodology is based on the joint application of a basin management model (SIMGES, AQUATOOL) and a model to estimate habitat time series (CAUDECO). CAUDECO is based on the weighted usable areas of

the species in their different vital stages that, in turn, depend on the flows in each river stretch and the biological periods of the species. The final output is an indicator of habitat alteration, which is defined ad hoc for this work to relate the habitat suitability under regulated and natural regimes. The methodology was applied to a case study in north-western Spain: the Órbigo River basin. The results in the current management scenario highlight that the ecological flows improve the habitat suitability of several species with respect to natural regime conditions. For instance, the mean values of the habitat time series in the Órbigo River for the brown trout and bermejuela under regulated conditions are 69.6% and 88%; whereas in natural regime they are equal to 55.1% and 72.9%, respectively. Based on these results, eight additional scenarios of ecological flows were tested and their effects on both habitat alteration and water demand reliability were quantified and discussed. It was found that increases in the ecological flows up to 30% do not affect the reliability of water demands and reduce habitat alteration (i.e., lead to values of the habitat alteration indicator closer to 1) for all species present in the river basin. These results highlight that the methodology and indicator of habitat alteration proposed in this paper are useful to support the management of regulated river basins, since they allow assessing the implications of ecological flows on both habitat suitability and reliability of water demands.

Keywords: Water resources system; Ecological flow; Basin management model; Habitat simulation model; Water demand reliability.

*Corresponding author.

E-mail address: rbermec@upv.es (R.J. Bergillos)

1. Introduction

The Brisbane declaration states that an environmental (or ecological) flow regime must be adequate to sustain aquatic ecosystems, which, in turn, support

human cultures, economies, sustainable livelihoods and well-being of the population (Arthington et al., 2018). The evaluation of environmental flows in human-altered basins is a complex task that involves many socio-economic and environmental aspects (Espinoza et al., 2021; Lu et al., 2022; Sisto, 2009; Stamou et al., 2018; Wineland et al., 2021; Yin et al., 2022; Zeiger & Hubbart, 2021).

The earliest experiences with environmental flows were performed in the 1940s in the United States (Tharme, 2003). They were later expanded to other countries around the 1970s (Rodríguez-Gallego et al., 2011). Since then, several theories and methodologies have been proposed to estimate ecological flows (Al-Jawad et al., 2019; Arthington et al., 2006; Guan et al., 2021; Hayes et al., 2018; Paredes et al., 2014; Poff & Matthews, 2013; Van Niekerk et al., 2019; Yan et al., 2018, among others).

The physical habitat simulation (PHABSIM) model (Milhous et al., 1984, 1990) is one of the most widely used methods to assess ecological flows worldwide. It is part of the Instream Flow Incremental Methodology (IFIM) (Bovee et al., 1998; Bovee, 1982). The PHABSIM model comprises a set of software programs that allows the analysis of changes in the physical habitat due to natural and/or human-induced variations in river flow or channel morphology (Maddock, 1999; Maddock et al., 2004).

PHABSIM is mainly focused on identifying river stretches and species of interest that allow predicting the usable physical habitat for the species in their different life stages (Milhous et al., 1984; Nehring & Anderson, 1993). The usable physical habitat is commonly expressed as Weighted Usable Area (WUA). The WUA is an aggregate measure of the quality and quantity of the physical habitat. It is specific for each river flow value and each species in a given life stage (Stamou et al., 2018). Once the WUA is estimated, curves of circulating flow versus WUA (Q-WUA) can be obtained.

The evaluation of ecological flows in human-altered basins is a complex task that involves many socio-economic and environmental aspects (Espinoza et al., 2021; Lu et al., 2022; Sisto, 2009; Stamou et al., 2018; Wineland et al., 2021; Yin et al., 2022; Zeiger & Hubbart, 2021). The Brisbane declaration states that an ecological flow regime must be adequate to sustain aquatic ecosystems, which in turn support human cultures, economies, sustainable livelihoods and well-being of the population (Arthington et al., 2018).

The physical habitat simulation (PHABSIM) model (Milhous et al., 1984, 1990) is one of the most widely used methods for estimating ecological flows worldwide. It is part of the instream flow incremental methodology-IFIM (Bovee et al., 1998; Bovee, 1982). The PHABSIM model comprises a set of software programs that allows the analysis of changes in the physical habitat due to variations in river flow or in channel morphology (Maddock, 1999; Maddock et al., 2004).

PHABSIM is mainly focused on identifying river sectors and species of interest that allow predicting the usable physical habitat for the different species in their vital stages (Milhous et al., 1984; Nehring & Anderson, 1993). The usable physical habitat is commonly expressed as Weighted Usable Area (WUA). The WUA is an aggregate measure of the quality and quantity of the physical habitat and is specific for each discharge value and each species at a given life stage (Stamou et al., 2018). Once the WUA is estimated, curves of circulating flow versus WUA (Q-WUA) can be obtained.

The use of Q-WUA curves constitutes the last phase of the IFIM and allows the estimation of habitat time series (HTS) for a given ecological flow regime (Benjankar et al., 2018; Milhous et al., 1984, 1990). This technique is, thus, very useful for the analysis of different management scenarios of ecological flow regimes and the comparison with reference conditions (natural flow regime). In

complex water resources systems, it is common to analyse species in various river stretches of the basin in order to have multiple representative Q-WUA curves throughout the water resources system (Cheslak & Jacobson, 1990; De Jalón, 2003; Paredes et al., 2014).

Over the past twenty-five years, several methods have been proposed and applied to assess hydrological alteration in regulated basins (e.g. Lu et al., 2018; Martínez & Fernández, 2010; Monico et al., 2022; Nascimento do Vasco et al., 2019; Pardo-loaiza et al., 2021; Pyron & Neumann, 2008; Richter et al., 1996, 1997, among others). Two representative examples of these methods are the Indicators of Hydrologic Alteration (Richter et al., 1996) and the Indicators of Hydrologic Alteration in Rivers (Martínez & Fernández, 2010), which are based on the comparison of hydrological variables under regulated and natural conditions. However, for a more comprehensive analysis of the effects of ecological flows on fluvial ecosystems, a comparison of the habitat suitability in regulated regime with the habitat conditions that would have in natural regime is a research gap that need to be addressed.

The main scope of this paper is to propose an integrated methodology for the assessment of habitat alteration in regulated basins. The methodology, which is endorsed by the joint application of water management and habitat simulation models, is applied to a case study in the Órbigo River basin (north-western Spain, Iberian Peninsula). For that, habitat time series are quantified under different management strategies of ecological flow regimes, and the effects of these strategies on habitat alteration and demand reliabilities are discussed.

2. Materials and methods

This work proposes a methodology to quantify habitat alteration that, in turn, allows assessing the effectiveness of ecological flow regimes for the fulfilment of environmental objectives (Figure 1). For that purpose, a water allocation

model is used, and the results are compared to those obtained in natural regime. The hydrological information, along with water demands, infrastructures (reservoirs, canals, pumping), operating rules and minimum flows defined in hydrological plan, represent the current scenario (altered flow regime).

The results obtained for the natural and altered regimes are used by a habitat simulation model that, along with the information obtained from the Q-WUA curves and biological periods of the species in their vital stages, allows the quantification of habitat alteration by means of an indicator defined ad hoc for this work, which is based on the HTS obtained for the species in their different life stages. The methodology also enables the assessment of water demand reliabilities. Different alternatives of ecological flow regimes were simulated to jointly analyse the environmental status of the water resource system and reliability of water demands.

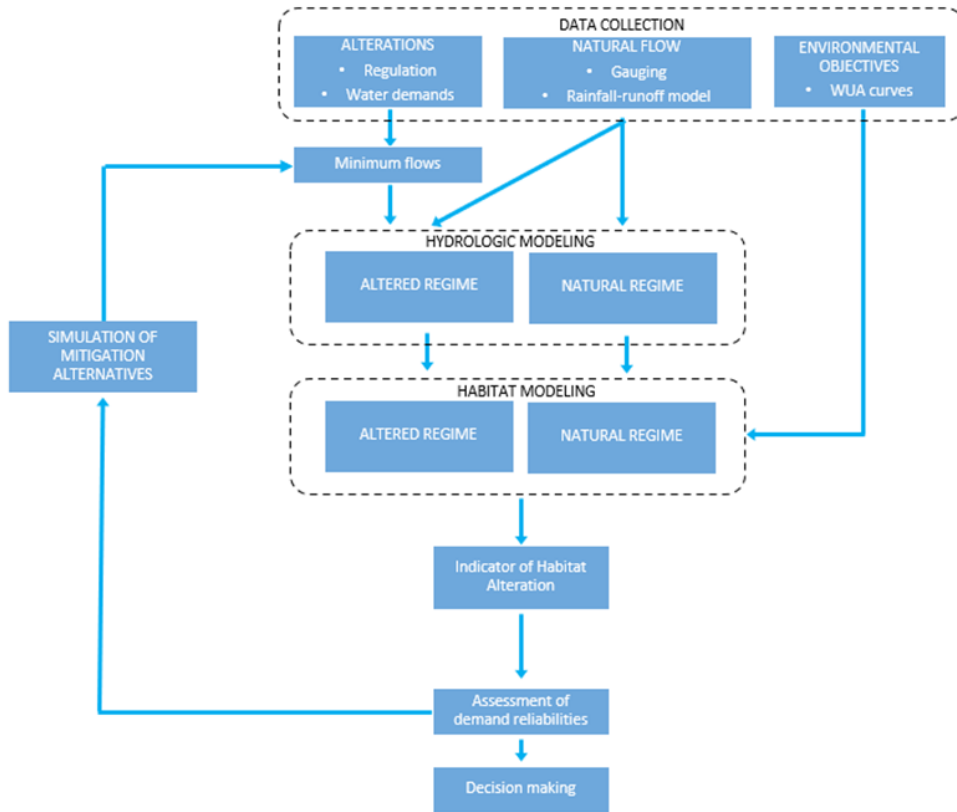


Figure 1. Flowchart of the methodology proposed and applied in this work.

2.1. Data collection

The reference scenario that represents the natural regime requires as input hydrological time series (surface water and groundwater). This information is usually generated through the combination of specific flow measurements and rainfall-runoff models such as Témez (Témez, 1977), HBV (Bergström, 1995; 1976), SAC-SMA (Burnash, 1995; Burnash et al., 1973), GR4J (Perrin et al., 2003), TOPDM (Noto, 2014), or SWAT (Arnold et al., 1998; Srinivasan et al., 1998), among others. On the other hand, information for the current management scenario is usually obtained from the hydrological plan of the study basin

and includes data relative to storage and operating rules of reservoirs, flows in channels and river stretches, water demands in the basin (urban, agricultural, industrial, etc.), environmental flow regimes, etc. In the case study analysed in this work, this information is available in the Hydrological Plan of the Duero River Basin (CHD, 2015).

2.2. Water allocation model

To assess the influence of environmental flow regimes on habitat alteration and demand reliabilities, it is necessary to apply a calibrated basin management model. In this work, the SIMGES module (Andreu et al. 2007) of the AQUATOOL Decision Support System (Andreu et al. 1996) was used. AQUATOOL was designed as a user-friendly software platform to support the decision-making processes related to the operation, management and planning of complex water resources systems. This Decision Support System has been used in a broad range of research, consultancy and management studies (e.g. Momblanch et al., 2015, 2017; Paredes et al., 2014, 2010; Suárez-Almiñana et al., 2020, 2022; among others).

The SIMGES module helps solve management problems through a conservative flow network that considers different elements, including natural elements and elements derived from human actions that induce alterations in river flows. SIMGES has been widely applied in previous research works (Haro-Monteagudo et al., 2017; Lerma et al., 2015; Pedro-Monzonís et al., 2016a; 2016b; among others).

2.3. Habitat simulation model

Once the flows have been obtained under natural and altered (regulated) conditions, habitat modelling is carried out using the Q-WUA curves and the biological periods of each species in each vital stage. This allows the computation of HTS under different alternatives of environmental flow regimes.

The CAUDECO model (Momb Blanch et al., 2014) is a module of the AQUA-TOOL Decision Support System that estimates habitat time series based on the circulating flows in each water body (obtained with SIMGES), biological period of the species and Q-WUA curves. CAUDECO, therefore, allows the estimation of HTS for different life stages of different species in each river stretch through the river flow values in this stretch. The HTS are obtained based on the following equation:

$$HTS(i) = WUA(Q(i)) * BIOP(i) * L * \sum_{j=1}^m i_j (c_j(i)) \quad (1)$$

where:

$HTS(i)$: value of habitat time series at time i .

$WUA(Q(i))$: value of WUA for the flow $Q(i)$ at time i .

$BIOP(i)$: biological period function that defines if this species-stage is present (1) or not (0) at time i .

L : length of the water body.

i_j : capacity of this species-stage to withstand a pollutant j whose concentration at time i is $c_j(i)$. This term is optional.

These HTS indicate the temporal evolution of habitat available of each species and stage in a water body. CAUDECO also allows the aggregation of HTS

of different stages of a species to facilitate the analysis of habitat alteration in each river stretch.

2.4. Indicator of habitat alteration

The results obtained by means of Equation (1) provide two HTS for each species: one for the natural regime and another one for the altered regime. Based on these two series, for each species, the following indicator of habitat alteration (IHabA) is defined:

$$IHabA_{(i)} = \frac{\overline{HTS}(i)_{alt}}{\overline{HTS}(i)_{nat}} \quad (2)$$

where:

$IHabA_{(i)}$: Indicator of habitat alteration of species i .

$\overline{HTS}(i)_{alt}$: Mean of the HTS of species i in altered regime.

$\overline{HTS}(i)_{nat}$: Mean of the HTS of species i in natural regime.

This habitat alteration indicator is useful to support the decision-making process and optimize ecological flows considering the habitat preservation and the reliability of water demands, which is detailed in the following section.

2.5. Water demand reliabilities

When a modification is made in an element of a water resources system, it is necessary to analyse the impact of this change on the reliability of water demands. The Spanish water planning regulations (MARM, 2008) establish that, in the definition of ecological flow regime, the influence of the proposed ecological flows on demand reliabilities should be assessed and analysed.

According to the Spanish water planning regulations (MARM, 2008), urban demands are considered satisfied when: (i) the monthly deficit does not exceed 10% of the corresponding monthly demand, and (ii) the sum of deficits in ten consecutive years does not exceed 8% of the annual demand. In the case of agricultural demands, the demand is considered satisfied when: (i) the deficit in one year does not exceed 50% of the annual demand, (ii) the sum of the deficits in two consecutive years does not exceed 75% of the annual demand, and (iii) the sum of the deficits in ten consecutive years does not exceed 100% of the annual demand.

2.6. Study site

The Órbigo River basin is a subsystem that belongs to the Duero River basin. The Órbigo River is a tributary of the Esla River in the northwest of the Iberian Peninsula (Figure 2). The climate is temperate, and the summers are dry. The annual average temperature is 11.2°C, and the hottest month is July (19.9°C on average). The total area drained by this river is about 5,000 km² and its length is 162 km. The average annual rainfall in the basin is 725 mm. The rainiest month is November (74 mm), and the driest month is July (23 mm). The mean potential evapotranspiration is 755 mm per year, whereas the average natural flow is 1,576 hm³ per year.

The reservoirs of the Órbigo water resources system have a total regulation capacity of about 373.6 hm³. The two most important reservoirs are Barrios de Luna and Villameca, which are located at the head of the water resource system. The reservoirs play an important role in preventing floods during the autumn and spring rains, as well as in providing resources during the summer. This means that the reservoirs are often empty at the end of the summer and filled again for the irrigation season (intra-annual regulation cycle).

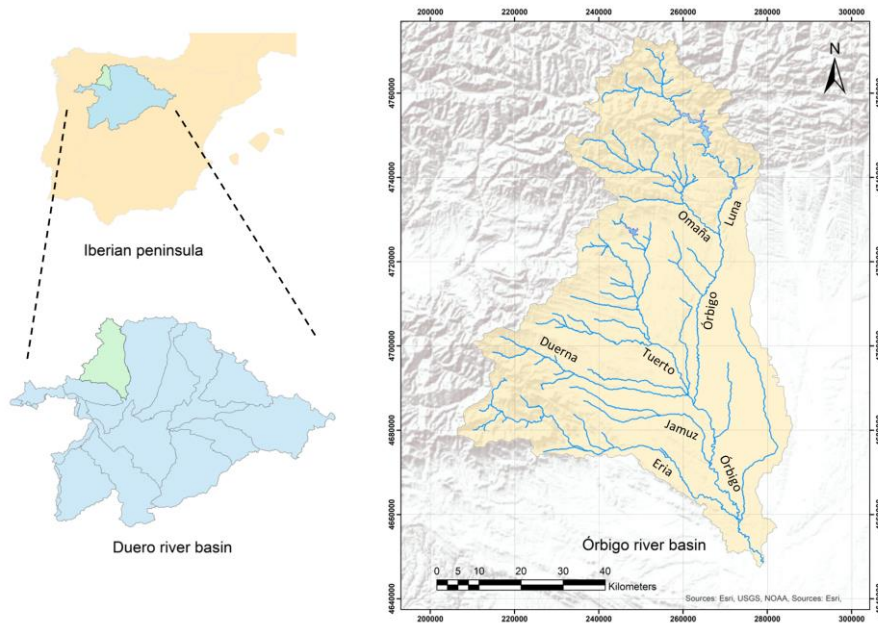


Figure 2. Location of the Duero and Órbigo River basins (left panel), and main river stretches in the Órbigo River basin (right panel).

For this work, a management model of the Órbigo River basin implemented in SIMGES was used. This model, which comprises 52 river sections, was previously calibrated for the elaboration of the Hydrological Plan of the basin (CHD, 2015). Thus, the simulations of the Órbigo basin model carried out in this work for the current management scenario were based on the information of this Hydrological Plan, covering a period of 45 years (1961-2006). The natural regime scenario was obtained considering only the natural contributions; whereas for the current management scenario (altered regime) it was necessary to include demands, reservoirs, etc.

To evaluate HTS in the basin, the available information was collected to apply the CAUDECO model. The Hydrological Plan of the Duero River Basin Agency (CHD, 2015) includes the Q-WUA curves of all species in two stretches of the Tuerto and Órbigo Rivers, which are located in the middle and lower parts of the basin, respectively. Figure 3 shows the SIMGES model of the Órbigo River basin, indicating the two river stretches analysed for the assessment of HTS.

In the two river stretches analysed, five species were identified: Iberian barbel, brown trout, Iberian nase, Iberian chub and bermejuela. Iberian barbel, brown trout and Iberian nase are present in the two river stretches. The barbel is the most restrictive species in its adult stage since this species demands the greatest flow value in both stretches (Figure 4). According to the Spanish legislation (MARM, 2008), for the species that do not present a maximum or significant change in slope in their Q-WUA curves, the WUA associated to the 25th percentile value of the series of mean daily flows should be considered as the maximum WUA value. The biological periods of each species, which indicate the temporary presence of the species in each stage, were also considered (Table 1). Finally, the input flow series for the CAUDECO model were the results of the SIMGES model in natural and altered regimes.

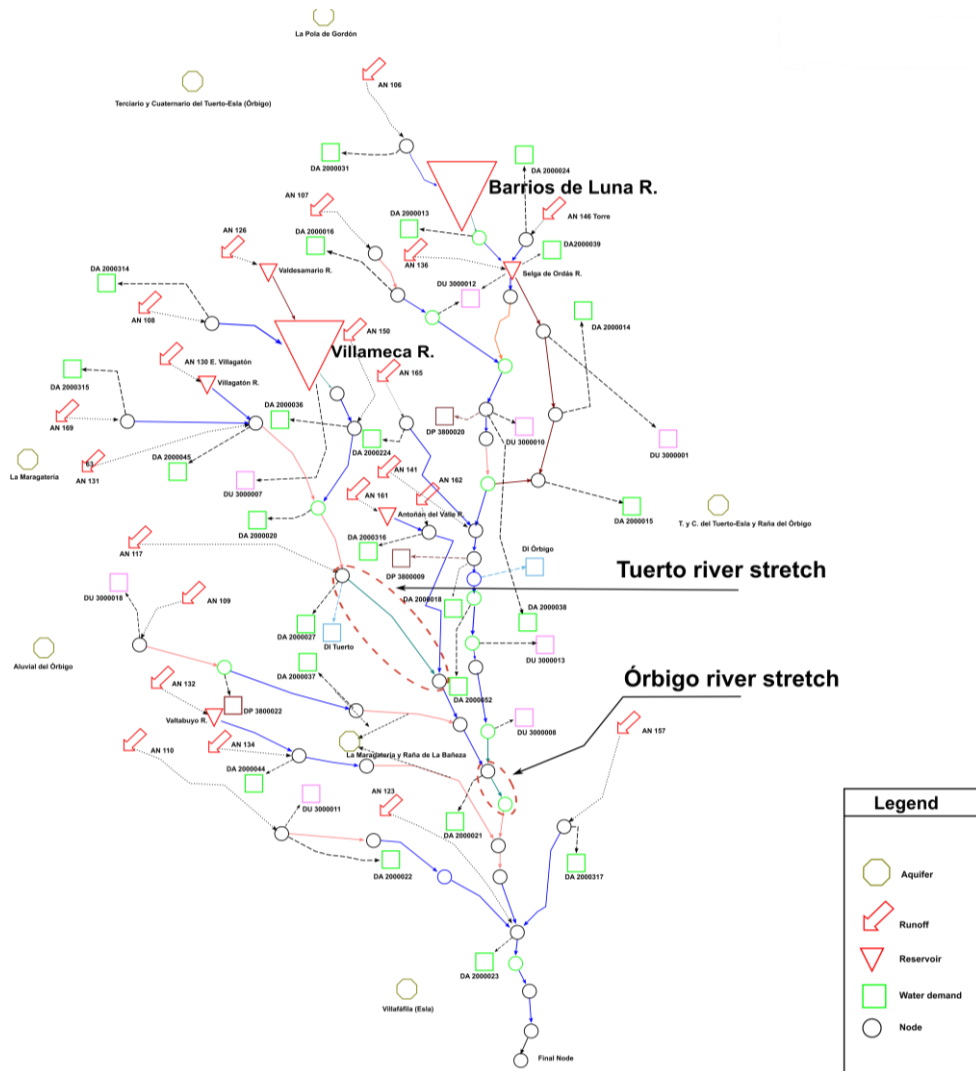


Figure 3. Topology of the Órbigo River basin generated with the water management model SIMGES. The two river stretches analysed in this work are indicated.

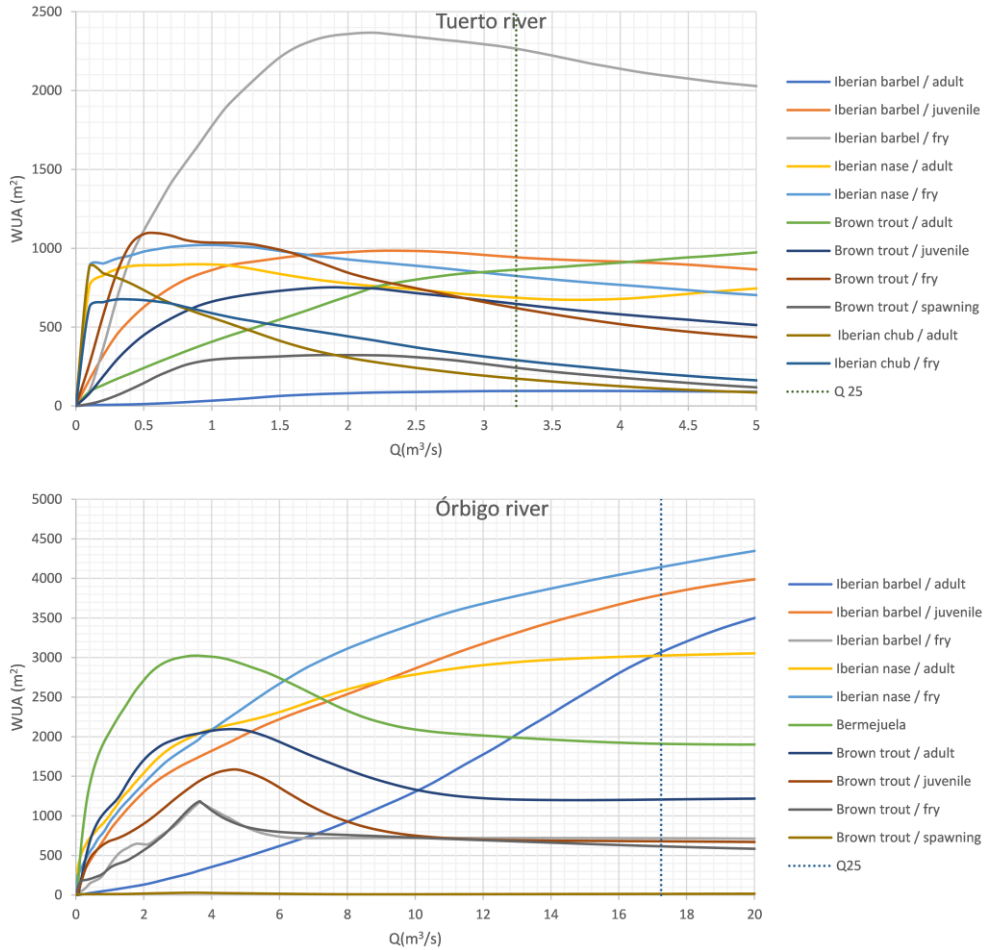


Figure 4. Q-WUA curves of the species in the Tuerto (upper panel) and Órbigo (lower panel) river stretches in their different life stages.

Table 1. Biological periods of the species in their different life stages.

	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep
Iberian barbel adult	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Iberian barbel juvenile	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0
Iberian barbel fry	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
Iberian nase adult	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Iberian nase fry	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
Brown trout adult	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Brown trout juvenile	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0
Brown trout fry	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0
Brown trout spawning	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Iberian chub adult	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Iberian chub fry	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
Bermejuela	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

3. Results

3.1. Habitat time series

The joint application of the SIMGES and CAUDECO models provided HTS under natural and altered (regulated) conditions. These series can be depicted in square meters or as a percentage of the maximum WUA value. The HTS of the species in the Órbigo river stretch are shown in Figure 6.

In the case of the Iberian barbel, under regulated conditions, the percentage of habitat is lower than 50% during the summer months and the mean value of the HTS is 72.9%; whereas for natural conditions the average value of the HTS during the simulated period is 87.8%. Thus, the natural regime provides more suitable conditions for the Iberian barbel in the Órbigo river stretch. This pattern is similar for the Iberian nase.

However, the other two species present in the Órbigo stretch of river exhibit an opposite behaviour. As can be observed in Figure 5, the regulated regime induces higher values of HTS for the brown trout and bermejuela in the Órbigo River. The mean values of the HTS for these species under regulated conditions are 69.6% and 88%, respectively, whereas under natural conditions these values are reduced to 55.1% and 72.9%, respectively.

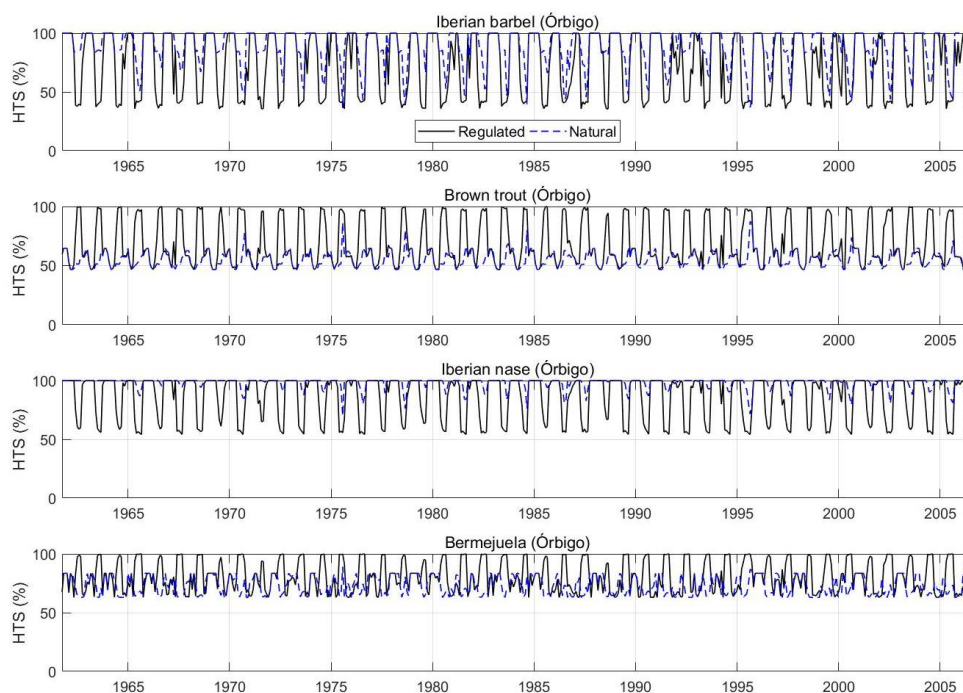


Figure 5. Habitat time series of the Iberian barbel, brown trout, Iberian nase and bermejuela in the Órbigo river stretch.

Figure 6 depicts the HTS of the species in the Tuerto river stretch in natural and regulated conditions. In this case, the average values of the HTS of the Iberian barbel are quite similar in regulated and natural conditions (82.4% versus 84.4%), thus providing similar conditions in terms of habitat suitability. The comparison of these values with those obtained for the same species in the Órbigo

river stretch indicates that the WUA in the Órbigo River (with an average value of the HTS equal to 70.2%) is significantly greater than in the Tuerto River (82.4%). Under natural conditions, the variation in the mean values of the HTS of the Iberian barbel between both stretches is much lower (84.4% in the Tuerto River and 87.8% in the Órbigo River).

Regarding the brown trout and Iberian nase, the HTS values are again similar under regulated and natural conditions, and these values are generally greater than those obtained in the Órbigo river stretch for both natural and regulated conditions. The only exception is the HTS of the Iberian barbel under natural conditions. Finally, as can be observed in Figure 6, the HTS values of the Iberian chub are significantly lower than those obtained for the rest of species of the Tuerto River. The mean values of the HTS of the Iberian chub are 29.7% and 18.1% under regulated and natural conditions, respectively. Thus, the regulated regime represents more suitable conditions than the natural regime in terms of habitat suitability for this species.

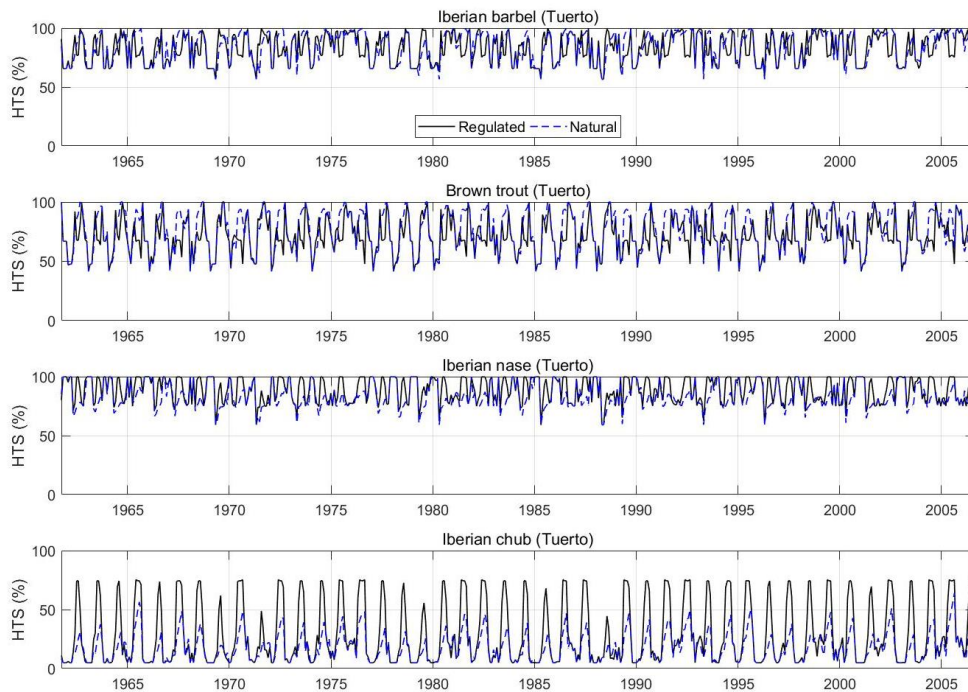


Figure 6. Habitat time series of the Iberian barbel, brown trout, Iberian nase and Iberian chub in the Tuerto river stretch.

4.2. Indicators of habitat alteration for the current management scenario

Based on the HTS detailed in the previous section, the indicators of habitat alteration of all species in the two studied river stretches (Tuerto and Órbigo) were calculated through Equation 2. For a more comprehensive analysis of habitat alteration, three types of indicators were obtained for each species: overall (based on the complete HTS), winter (based on the values of the HTS from October to March) and summer (considering the values of the HTS from April to September). The results are shown in Figure 7.

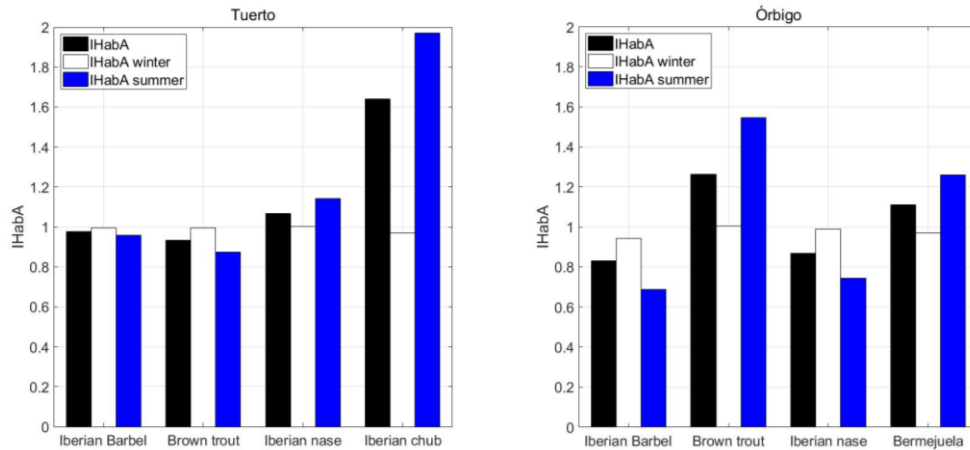


Figure 7. Overall (black), winter (white) and summer (blue) indicators of habitat alteration of the species in the Tuerto (left panel) and Órbigo (right panel) river stretches.

In the Tuerto river stretch, it is observed that the overall indicators of habitat alteration of the Iberian barbel, brown trout and Iberian nase are approximately equal to 1. These values indicate that the current ecological flow regime provides similar conditions for the habitat suitability than those that would have under natural (no regulated) conditions. In the case of the bermejuela, the effects of ecological flows are even more positive since the overall indicator of habitat alteration is equal to 1.64, i.e., the current regulated conditions provide, on average, more than 60% of the WUA that would have under natural conditions.

The values of the winter indicators of habitat alteration of the four species in the Tuerto River are about 1. Thus, the habitat suitability is similar under natural and regulated conditions during the winter months. Conversely, during the summer months the indicators of habitat alteration for the four species are further from 1, that is, the differences in habitat suitability between natural and regulated conditions mainly occur during the summer months. These results highlight that the management of ecological flows during those months is essential in terms of habitat suitability. In fact, the WUA of the Iberian chub in the Tuerto River during

the summer months under regulated conditions is, on average, almost twice greater than the WUA that would have in natural regime.

In the Órbigo river stretch, the values of the overall indicator of habitat alteration are generally further from one than in the Tuerto river stretch. This could be due to the location of the Órbigo river stretch in the lower part of the basin, where the alterations induced by human activities and water regulation are greater. The seasonal trends of the indicators in both stretches are similar: the habitat alteration is significant in the summer months, whereas during the winter the alteration is comparatively negligible.

The overall indicators of habitat alteration obtained in the Órbigo River indicate that the ecological flows in the current management scenario provide greater habitat suitability for the brown trout and Iberian chub in comparison with the natural regime, but lower habitability for the Iberian barbel and bermejuela, as can be observed in the right panel of Figure 7. Hence, different environmental flow values could be tested to try to improve the habitat suitability under regulated conditions, as it is analysed in Section 3.3.

3.3. Indicators of habitat alteration for different ecological flow scenarios

In this section, the effects of eight new management scenarios of ecological flows on habitat alteration are analysed. The scenarios were defined by varying the values of the current ecological flows from -30% to +50% in ranges of 10% (i.e., -30%, -20%, -10%, +10%, +20%, +30%, +40% and +50%). The indicators of habitat alteration obtained in the Tuerto and Órbigo river stretches for each management scenario are summarized in Figure 8.

In the Tuerto River, the increases (decreases) in ecological flows induce rises (reductions) in the overall indicators of habitat alteration of the Iberian barbel and brown trout. The effects of ecological flow variations on the indicator of habitat alteration of the Iberian nase are much lower compared to the other species of the Tuerto River. Finally, in the case of the Iberian chub, the greater the ecological flows, the lower the habitat suitability compared to the suitability under natural conditions.

In the case of the Órbigo river stretch, the rise in ecological flow values would generate more suitable conditions for the Iberian barbel and Iberian nase, but lower average values of the HTS for the brown trout and bermejuela with respect to the current management scenario. However, as can be observed in Figure 8, the variations in the indicators of habitat alteration induced by the different ecological flow scenarios for the species in the Órbigo River are much lower than those previously reported for the Tuerto river stretch.

Importantly, the increases in ecological flows lead to values of the indicator of habitat alteration of all species present in both river stretches closer to 1, that is, to habitat suitability conditions more similar to those that would have under natural regime.

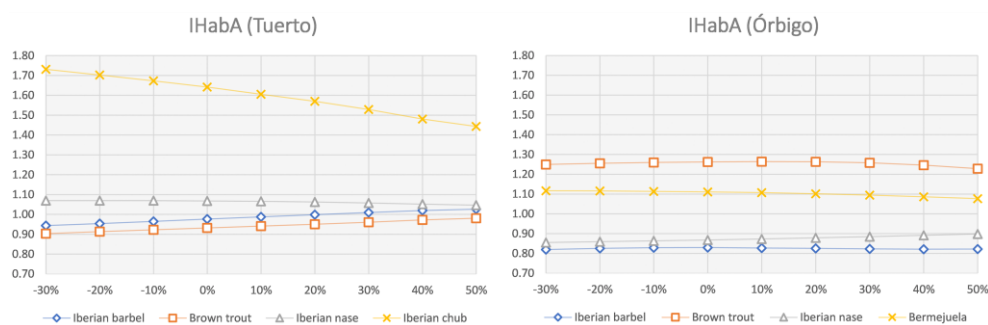


Figure 8. Overall indicators of habitat alteration of the species in the Tuerto (left panel) and Órbigo (right panel) river stretches for the different scenarios of ecological flows.

4. Discussion

Apart from habitat alteration, it is necessary to analyse and discuss the effects of ecological flow scenarios on the reliability of water demands in the study basin. According to the Spanish water planning regulations (MARM, 2008), among the different water uses, the urban demands always have priority in the supply of the available water. For this reason, this water use was not compromised in any of the analysed scenarios. On the contrary, the agricultural demands were the most affected water demands by ecological flow variations.

Figure 9 summarizes the maximum annual, biannual and decadal deficits of the agricultural demand units (ADUs) in the Órbigo River basin for the different ecological flow scenarios analysed in the previous section. The deficit values that represent reliability failure are marked in red. Under current management conditions, there are four ADUs that experience reliability failures: ADU22, ADU37, ADU44 and ADU224. Two of them (37 and 44), which are located in the middle-lower part of the basin (Figure 10), exhibit failures of the three reliability criteria (annual, biannual and decadal).

These reliability failures are also obtained in the scenarios with lower ecological flows. Thus, a reduction in such flows has not any positive effect in terms of water demand reliability in the study basin. In fact, as can be observed in Figure 9, ecological flows can be increased up to 30% without any negative affection to the reliability of agricultural water demands in comparison with the current management rules. However, increases in the ecological flows between 40% and 50% induce reliability failures of two additional ADUs: ADU 314 and ADU 315 (Figure 9), which are located in the upper part of the basin (Figure 10).

Therefore, the increase in ecological flows until 30% would allow the maintenance of the same water demand reliability fulfilments of the current ecological

flow regime (Figure 9) and reduction in habitat alteration of all species present in the basin with respect to the natural regime conditions (Figure 8).

		ADU																									
SCENARIO		13	14	15	16	17	18	20	21	22	23	24	27	31	36	37	38	39	44	45	52	224	314	315	316	317	332
Annual	Q -30 %	0.00	0.00	0.00	17.78	0.00	0.00	0.00	0.00	48.71	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	68.62	0.00	0.00	61.98	0.00	0.00	19.52	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Q -20 %	7.67	0.00	0.00	17.69	0.94	0.98	0.00	0.00	48.71	0.00	6.89	0.00	0.78	0.00	68.62	0.88	7.25	61.98	0.00	0.38	19.52	0.00	0.00	0.00	0.00	0.79
	Q -10 %	7.67	0.00	0.00	17.60	2.29	5.26	0.00	0.00	48.71	0.00	6.89	0.00	0.78	0.00	68.62	4.88	7.25	61.98	0.00	4.97	19.52	0.00	0.00	0.00	0.00	4.44
	Q Current	7.67	0.15	2.05	17.50	6.09	5.88	0.00	0.00	48.71	0.00	6.89	0.00	0.78	0.00	68.62	5.82	7.25	61.98	0.00	4.89	19.52	0.00	0.00	0.00	0.00	5.29
	Q 10 %	7.67	3.36	4.33	17.41	6.09	6.33	0.00	0.00	48.71	0.00	6.89	0.00	0.78	0.00	68.62	6.12	7.25	61.98	0.00	4.90	19.52	0.00	0.00	0.00	0.00	5.56
	Q 20 %	7.67	7.35	7.73	18.86	7.07	7.68	0.03	4.69	48.71	0.00	6.89	0.01	0.78	0.03	68.62	7.34	7.25	61.98	0.09	7.08	20.06	3.13	0.00	0.00	0.00	6.67
	Q 30 %	7.67	8.76	9.11	17.23	9.90	8.37	15.09	11.55	48.71	0.00	11.61	5.58	34.75	7.82	68.62	9.31	11.50	61.98	15.59	8.68	20.22	21.35	16.75	3.74	0.00	6.90
	Q 40 %	32.99	8.86	9.22	17.14	9.28	14.03	18.53	14.81	48.71	0.00	34.38	13.23	34.75	20.85	68.63	11.35	32.46	61.98	24.00	13.48	21.37	34.38	24.55	10.79	0.00	14.52
Q 50 %	33.23	8.99	9.36	17.06	16.61	20.80	23.37	24.91	48.71	0.00	34.38	18.17	34.75	24.48	68.63	20.39	32.46	61.98	26.51	22.42	27.29	34.90	26.99	22.03	0.00	20.53	
Biannual	Q -30 %	0.00	0.00	0.00	17.78	0.00	0.00	0.00	0.00	80.19	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	125.13	0.00	0.00	107.87	0.00	0.00	31.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Q -20 %	7.67	0.00	0.00	17.98	0.94	0.98	0.00	0.00	80.19	0.00	6.89	0.00	0.78	0.00	125.13	0.88	7.25	107.87	0.00	0.38	31.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.79
	Q -10 %	7.67	3.36	4.33	18.51	6.09	6.33	0.00	0.00	80.19	0.00	6.89	0.00	0.78	0.00	125.13	6.12	7.25	107.87	0.00	4.90	31.05	0.00	0.00	0.00	0.00	5.56
	Q Current	7.67	0.15	2.05	18.83	6.09	5.88	0.00	0.00	80.19	0.00	6.89	0.00	0.78	0.00	125.13	5.82	7.25	107.87	0.00	4.89	31.05	0.00	0.00	0.00	0.00	5.29
	Q 10 %	7.67	3.36	4.33	18.51	6.09	6.33	0.00	0.00	80.19	0.00	6.89	0.00	0.78	0.00	125.13	6.12	7.25	107.87	0.00	4.90	31.05	0.00	0.00	0.00	0.00	5.56
	Q 20 %	7.67	7.35	7.73	20.42	7.07	7.68	0.03	4.69	80.19	0.00	6.89	0.01	0.78	0.03	125.13	7.34	7.25	107.87	0.09	7.08	31.05	3.13	0.00	0.00	0.00	6.67
	Q 30 %	7.67	8.76	9.11	18.79	9.90	8.37	15.09	11.55	80.19	0.00	11.61	5.58	34.75	7.82	125.13	9.31	11.50	107.87	15.59	8.68	31.05	21.35	16.75	3.74	0.00	6.90
	Q 40 %	32.99	8.86	9.22	17.17	9.28	14.03	36.53	14.81	80.19	0.00	34.38	25.48	34.75	34.47	125.14	11.35	32.46	107.87	40.92	13.48	34.05	54.17	42.28	10.79	0.00	14.52
Q 50 %	33.23	8.99	9.36	17.45	16.61	20.80	36.38	24.91	80.19	0.00	34.38	33.68	34.75	46.80	125.14	20.39	32.46	107.87	49.55	22.42	45.58	60.94	50.73	22.03	0.00	20.53	
Decadal	Q -30 %	0.00	0.00	0.00	42.62	0.00	0.00	0.00	0.00	283.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	532.85	0.00	0.00	354.62	0.00	0.00	57.26	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Q -20 %	7.67	0.00	0.00	42.43	0.94	0.98	0.00	0.00	283.33	0.00	6.89	0.00	0.78	0.00	532.85	0.88	7.25	354.62	0.00	0.38	57.26	0.00	0.00	0.00	0.00	0.79
	Q -10 %	7.67	0.00	0.00	42.23	3.81	6.32	0.00	0.00	283.33	0.00	9.95	0.00	1.56	0.00	532.85	6.03	10.46	354.62	0.00	4.97	57.26	0.00	0.00	0.00	0.00	5.47
	Q Current	15.35	0.15	2.05	41.94	9.51	8.51	0.00	0.00	283.33	0.00	13.79	0.00	1.56	0.00	532.85	8.85	14.50	354.62	0.00	6.45	59.49	0.00	0.00	0.00	0.00	8.04
	Q 10 %	15.35	3.36	4.33	41.55	11.43	11.15	0.00	0.00	283.33	0.00	13.79	0.00	1.56	0.00	532.85	11.44	14.50	354.62	0.00	8.90	59.57	0.00	0.00	0.00	0.00	10.39
	Q 20 %	15.35	7.35	7.73	41.10	12.88	14.17	0.03	4.69	283.33	0.00	13.79	0.01	1.56	0.03	532.85	13.38	14.50	354.62	0.09	13.16	60.49	3.13	0.00	0.00	0.00	12.16
	Q 30 %	12.97	9.50	9.89	40.65	17.22	15.78	15.09	11.55	283.33	0.00	11.78	5.58	35.30	7.82	532.86	16.91	15.88	354.62	15.59	11.91	62.72	21.35	16.75	3.74	0.00	13.64
	Q 40 %	32.99	9.18	13.17	40.19	14.44	21.87	36.53	14.81	283.33	0.00	34.38	25.48	35.53	34.47	532.87	18.76	32.46	354.62	40.92	20.79	66.49	54.17	42.28	10.79	0.00	21.42
Q 50 %	40.90	14.37	16.12	39.78	20.27	27.52	36.38	24.91	283.33	0.00	41.27	33.68	35.53	46.80	532.87	26.34	39.71	354.62	49.55	26.42	80.78	60.94	50.73	22.03	0.00	25.57	

Figure 9. Maximum annual, biannual, and decadal deficits of the agricultural demand units of the Órbigo River basin for the different ecological flow scenarios. The deficit values that represent reliability failure are marked in red.

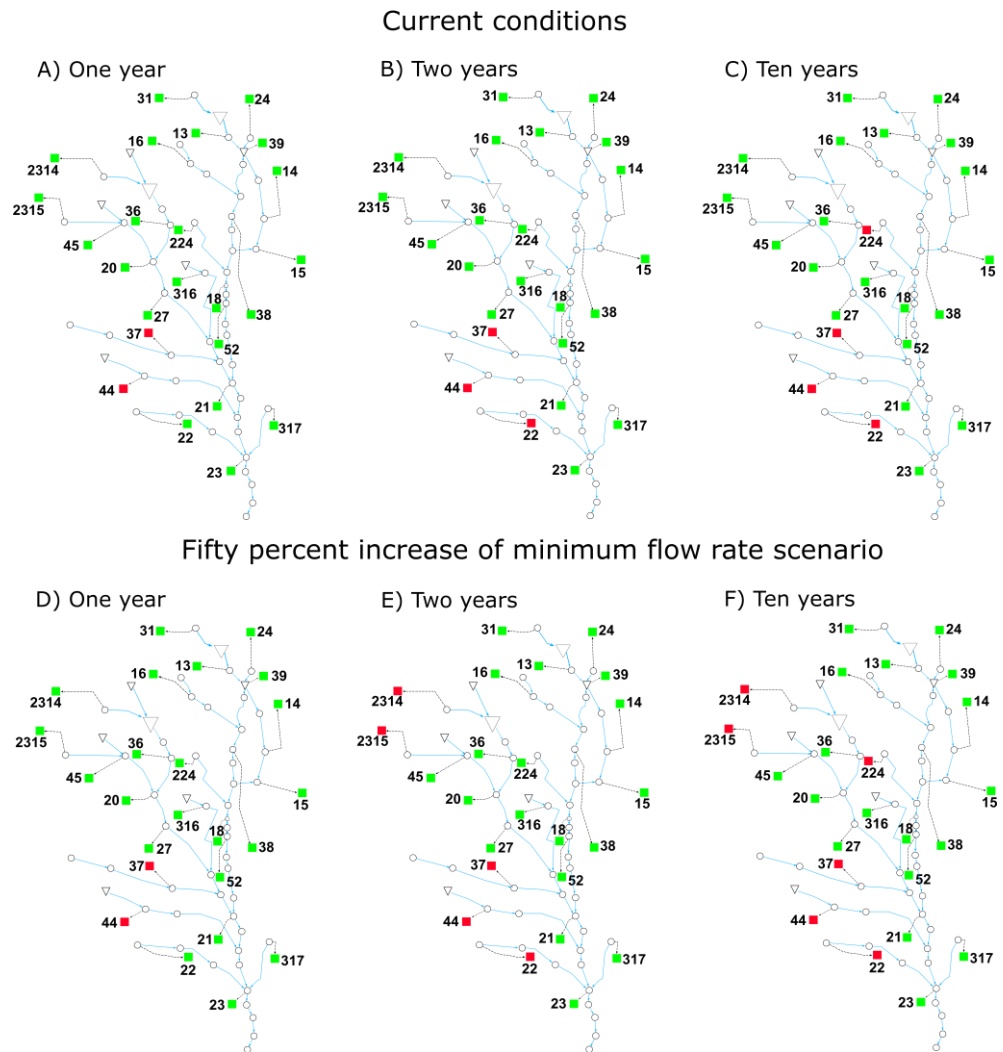


Figure 10. Spatial distribution of the agricultural demand units in the topology of the model generated in SIMGES. The demand units without (with) reliability failures are indicated in green (red). A), B) and C) show the one-year, two-year and ten-year results of the current management scenario, whereas D), E) and F) depict the results of the scenario with an increase in the ecological flows equal to 50%.

5. Conclusions

In this paper, a methodology to assess habitat alteration in regulated basins is presented. The methodology comprises water allocation and habitat simulation modelling to provide indicators of habitat alteration of the species present in the basin. These indicators are based on the relationship between the habitat time series in regulated and natural conditions. The methodology was applied to the Órbigo River basin (north-western Spain).

The habitat time series and the indicator of habitat alteration were assessed for the current management scenario of ecological flows. It was found that the habitability under the current regulated conditions for half of the species present in the basin is more suitable than the habitability they would have under natural conditions. Thus, ecological flows induce positive effects on these species. The improvements in the habitability are mainly concentrated in the summer months. These results confirm the paramount importance of ecological flows management since they can help provide habitat conditions even better than those in natural regime.

For this reason, eight new management scenarios were defined by varying the ecological flows values from -30% to +50% in ranges of 10%. The results obtained indicate that increases in ecological flow values induce improvements in the habitat suitability of some species and reduce the habitat alteration of all species of the Órbigo River basin.

The implications of ecological flows on supplies to water demands were also quantified and allowed us to conclude that: (i) reductions in ecological flows up to 30% have not any positive effect on the water demand reliability, (ii) ecological flows can be increased up to 30% without any negative affection to the reliability of water demands, and (iii) rises in ecological flow values between 40% and 50%

would lead to reliability failures in two agricultural demand units more compared to the current management conditions.

The main contribution of this work is the proposal of a methodology to quantify habitat alteration, which represents a helpful tool for the management of ecological flows in regulated basins. After the application of the methodology to a case study, it was found that: (i) ecological flows can improve habitat suitability compared to natural conditions, and (ii) increases in environmental flows up to 30% reduce the habitat alteration of all species and do not affect the reliability of water demands.

To extend the proposed methodology to other regulated basins, it would be required to have data and information on the water resources management and the species of the basin to properly apply the water allocation and habitat simulation models. The assessment, analysis and mitigation of the effects of climate change on habitat alteration and reliability of water demands represent research challenges to be addressed in the future.

Acknowledgements

The authors thank the Spanish Ministry of Science and Innovation (MCIN) and Spanish Research Agency (AEI) for the financial support MCIN/AEI/10.13039/501100011033 to RESPHIRA project (PID2019-106322RB-I00). RB was partly funded by MCIN/AEI /10.13039/501100011033 through *Juan de la Cierva* program (IJC2019-038848-I). Funding for open access charge: CRUE-Universitat Politècnica de València. The authors also thank three anonymous reviewers for their suggestions to improve this work.

References

- Al-Jawad, J. Y., Alsaffar, H. M., Bertram, D., & Kalin, R. M. (2019). Optimum socio-environmental flows approach for reservoir operation strategy using many-objectives evolutionary optimization algorithm. *Science of The Total Environment*, 651, 1877-1891. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.063>
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R., & Williams, J. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: model development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 73-89. [https://doi.org/10.1016/S0899-9007\(00\)00483-4](https://doi.org/10.1016/S0899-9007(00)00483-4)
- Arthington, A H, Bhaduri, A., Bunn, S. E., Jackson, S. E., Tharme, R. E., Tickner, D., Young, B., Acreman, M., Baker, N., Capon, S., Horne, A. C., Kendy, E., McClain, M. E., Poff, N. L., Richter, B. D., & Ward, S. (2018). The Brisbane Declaration and Global Action Agenda on Environmental Flows (2018). *Frontiers in Environmental Science*, 6(July), 1-15. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00045>
- Arthington, A H., Bunn, S. E., Poff, N. L., & Naiman, R. J. (2006). The Challenge of Providing Environmental Flow Rules. *Journal of Ecological Applications*, 16(4), 1311-1318. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1311:TCOPEF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1311:TCOPEF]2.0.CO;2)
- Arthington, A H, Kennen, J. G., Stein, E. D., & Webb, J. A. (2018). Recent advances in environmental flows science and water management — Innovation in the Anthropocene. *Freshwater Biology, March*, 1022-1034. <https://doi.org/10.1111/fwb.13108>
- Benjankar, R., Tonina, D., McKean, J. A., Sohrabi, M. M., Chen, Q., & Videgar, D. (2018). Dam operations may improve aquatic habitat and offset negative effects of climate change. *Journal of Environmental Management*, 213, 126-134. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.02.066>

- Bergström, S. (1995). The HBV model. En *Computer models of watershed hydrology* (pp. 443-476). Water Resources Publications.
- Bergström, Sten. (1976). *Development and application of a conceptual runoff model for Scandinavian catchments*.
- BOE. (2008). *Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica*.
<https://www.boe.es/eli/es/o/2008/09/10/arm2656>
- Bovee, K D, Lamb, B. L., Bartholow, J. M., Stalnaker, C. B., Taylor, J., & Henriksen, J. (1998). Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. En *USGS/BRD-Information and Technology Report*.
- Bovee, K D. (1982). A guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. IFIP No. 12. En *FWS/OBS*.
http://pubs.er.usgs.gov/publication/fwsobs82_26
- Burnash, R. (1995). The NWS River Forecast System-catchment modeling. En *Computer models of watershed hydrology* (pp. 311-366). Water Resources Publications.
- Burnash, R. J. C., Ferral, R. L., & McGuire, R. A. (1973). *A generalized streamflow simulation system: Conceptual modeling for digital computers*. US Department of Commerce, National Weather Service, and State of California
- CHD. (2015). *Plan hidrológico de la parte española de la D. H. Duero (2015-2021)*.
- Cheslak, E. F., & Jacobson, A. S. (1990). Integrating the instream flow incremental methodology with a population response model. *Rivers*, 1(4), 264-288.
- De Jalón, D. G. (2003). The spanish experience in determining minimum flow regimes in regulated streams. *Canadian Water Resources Journal*, 28(2), 185-198. <https://doi.org/10.4296/cwrj2802185>

- Espinoza, T., Burke, C. L., Carpenter-bundhoo, L., Marshall, S. M., Mcdougall, A. J., Roberts, T., Campbell, H. A., & Kennard, M. J. (2021). Quantifying movement of multiple threatened species to inform adaptive management of environmental flows. *Journal of Environmental Management*, 295(June), 113067. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113067>
- Guan, X., Zhang, Y., Meng, Y., Liu, Y., & Yan, D. (2021). Study on the theories and methods of ecological flow guarantee rate index under different time scales. *Science of The Total Environment*, 771, 145378. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145378>
- Haro-Monteagudo, D., Solera, A., & Andreu, J. (2017). Drought early warning based on optimal risk forecasts in regulated river systems: Application to the Jucar River Basin (Spain). *Journal of Hydrology*, 544, 36-45. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.11.022>
- Hayes, D. S., Brändle, J. M., Seliger, C., Zeiringer, B., Ferreira, T., & Schmutz, S. (2018). Advancing towards functional environmental flows for temperate floodplain rivers. *Science of The Total Environment*, 633, 1089-1104. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.221>
- Lerma, N., Paredes-Arquiola, J., Andreu, J., Solera, A., & Sechi, G. M. (2015). Assessment of evolutionary algorithms for optimal operating rules design in real Water Resource Systems. *Environmental Modelling and Software*, 69, 425-436. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.09.024>
- Lu, W., Lei, H., Yang, D., Tang, L., & Miao, Q. (2018). Quantifying the impacts of small dam construction on hydrological alterations in the Jiulong River basin of Southeast China. *Journal of Hydrology*, 567(October), 382-392. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.10.034>
- Lu, X., Wang, X., Ban, X., & Singh, V. P. (2022). Considering ecological flow in multi-objective operation of cascade reservoir systems under climate variability with

- different hydrological periods. *Journal of Environmental Management*, 309(October 2021), 114690. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114690>
- Maddock, I. (1999). The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology*, 41(2), 373-391. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00437.x>
- Maddock, I., Thoms, M., Jonson, K., Dyer, F., & Lintermans, M. (2004). Identifying the influence of channel morphology on physical habitat availability for native fish: application to the two-spined blackfish (*Gadopsis bispinosus*) in the Cotter River, Australia. *Marine and Freshwater Research*, 55(2), 173-184. <https://doi.org/10.1071/MF03114>
- Martínez Santa-María, C., & Fernández Yuste, J. (2010). *IAHRIS 2.2 Índices de alteración hidrológica en ríos. Manual de referencia metodológica*.
- Milhous, R. T., Bartholow, J. M., Updike, M. A., & Moos, A. R. (1990). *Reference manual for generation and analysis of Habitat Time Series: version II*. <http://pubs.er.usgs.gov/publication/70124310>
- Milhous, R. T., Wegner, D. L., & Waddle, T. (1984). *User's guide to the physical habitat simulation system (PHABSIM)* (Número 11). Department of the Interior, US Fish and Wildlife Service.
- Momblanch, A., Paredes, J., Solera, A., & Andreu, J. (2014). *Módulo CAUDECO de estimación de series temporales de hábitat. Manual de Usuario*. Grupo de Ingeniería de Recursos Hídricos.
- Momblanch, Andrea, Paredes-Arquiola, J., & Andreu, J. (2017). Improved modelling of the freshwater provisioning ecosystem service in water scarce river basins. *Environmental Modelling and Software*, 94, 87-99. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.03.033>
- Momblanch, Andrea, Paredes-Arquiola, J., Munné, A., Manzano, A., Arnau, J., &

- Andreu, J. (2015). Managing water quality under drought conditions in the Llobregat River Basin. *Science of The Total Environment*, 503-504, 300-318. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.069>
- Monico, V., Solera, A., Bergillos, R. J., Paredes-arquiola, J., & Andreu, J. (2022). *Science of the Total Environment Effects of environmental flows on hydrological alteration and reliability of water demands*. 810. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151630>
- Nascimento do Vasco, A., de Oliveira Aguiar Netto, A., & Gonzaga da Silva, M. (2019). The influence of dams on ecohydrological conditions in the São Francisco River Basin, Brazil. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.03.004>
- Nehring, R. B., & Anderson, R. M. (1993). Determination of population-limiting critical salmonid habitats in Colorado streams using the Physical Habitat Simulation System. *Rivers*, 4(1), 1-19.
- Noto, L. V. (2014). Exploiting the topographic information in a PDM-based conceptual hydrological model. *Journal of Hydrologic Engineering*, 19(6), 1173-1185. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000908](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000908)
- Pardo-loaiza, J., Solera, A., Bergillos, R. J., Paredes-arquiola, J., & Andreu, J. (2021). Improving indicators of hydrological alteration in regulated and complex water resources systems: A case study in the duero river basin. *Water (Switzerland)*, 13(19). <https://doi.org/10.3390/w13192676>
- Paredes, J, Solera, A., Martinez-Capel, F., Momblanch, A., & Andreu, J. (2014). Integrating water management , habitat modelling and water quality at the basin scale and environmental flow assessment : case study of the Tormes River , Spain. *Hydrological Sciences Journal – Journal des Sciences Hydrologiques*, 59(3-4), 878-889. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.821573>

- Paredes, J, Andreu, J., & Solera, A. (2010). A decision support system for water quality issues in the Manzanares River (Madrid, Spain). *Science of the Total Environment*, 408(12), 2576-2589. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.02.037>
- Pedro-Monzonís, M., Jiménez-Fernández, P., Solera, A., & Jiménez-Gavilán, P. (2016). The use of AQUATOOL DSS applied to the System of Environmental-Economic Accounting for Water (SEEAW). *Journal of Hydrology*, 533, 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.11.034>
- Pedro-Monzonís, M., Solera, A., Ferrer, J., Andreu, J., & Estrela, T. (2016). Water accounting for stressed river basins based on water resources management models. *Science of the Total Environment*, 565, 181-190. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.161>
- Perrin, C., Michel, C., & Andréassian, V. (2003). Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. *Journal of Hydrology*, 279(1-4), 275-289. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(03\)00225-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00225-7)
- Poff, N. L. R., & Matthews, J. H. (2013). Environmental flows in the Anthropocene: Past progress and future prospects. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(6), 667-675. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.11.006>
- Pyron, M., & Neumann, K. (2008). HYDROLOGIC ALTERATIONS IN THE WABASH RIVER WATERSHED, USA. *River Research and Applications*, 24(April), 1175-1184. <https://doi.org/10.1002/rra.1155>
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Powell, J., & Braun, D. P. (1997). How much water does a river need? *Conservation Biology*, 10(4), 1163-1174.
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Powell, J., & Braun, D. P. (1996). A Method for Assessing Hydrologic Alteration within Ecosystems. *Conservation Biology*, 10(4), 1163-1174. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10041163.x>

- Rodríguez-Gallego, L., Chreties, C., Crisci, M., Fernández, M., Colombo, N., Lanzilotta, B., Saravia, M., Neme, C., Sabaj, V., & Conde, D. (2011). Fortalecimiento del concepto de Caudales Ambientales como Herramienta para la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos. *Informe Final, Acuerdo PNUMA y Vida Silvestre Uruguay, Uruguay*.
- Sisto, N. P. (2009). Environmental flows for rivers and economic compensation for irrigators. *Journal of Environmental Management*, 90(2), 1236-1240. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.06.005>
- Srinivasan, R., Ramanarayanan, T. ., Arnold, J. G., & Bednarz, S. . (1998). Large area hydrologic modeling and assessment. Part II: model application. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 91-101.
- Stamou, A., Polydera, A., Papadonikolaki, G., Martinez-Capel, F., Muñoz-Mas, R., Papadaki, R., Zogaris, S., Bui, M. D., Rutschmann, P., & Dimitriou, E. (2018). Determination of environmental flows in rivers using an integrated hydrological-hydrodynamic-habitat modelling approach. *Journal of Environmental Management*, 209, 273-285. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.038>
- Suárez-Almiñana, S., Andreu, J., Solera, A., & Madrigal, J. (2022). Integrating seasonal forecasts into real-time drought management: Júcar River Basin case study. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 70(December 2021), 102777. <https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2021.102777>
- Suárez-Almiñana, S., Solera, A., Madrigal, J., Andreu, J., & Paredes-Arquiola, J. (2020). Risk assessment in water resources planning under climate change at the Júcar River basin. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 24(11), 5297-5315. <https://doi.org/10.5194/hess-24-5297-2020>
- Témez, J. R. (1977). *Modelo Matemático de transformación «precipitación-escorrentía»* (Asociación de Investigación Industrial Eléctrica (ed.)). ASINEL.

- Tharme, R. (2003). A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. En *River research and applications*. (Vol. 19, Número 5-6, p. 397). <https://doi.org/10.1002/rra.736>
- Van Niekerk, L., Taljaard, S., Adams, J. B., Lamberth, S. J., Huizinga, P., Turpie, J. K., & Wooldridge, T. H. (2019). An environmental flow determination method for integrating multiple-scale ecohydrological and complex ecosystem processes in estuaries. *Science of The Total Environment*, 656, 482-494. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.276>
- Wineland, S. M., Fovargue, R., York, B., Lynch, A. J., Paukert, C. P., & Neeson, T. M. (2021). Is there enough water ? How bearish and bullish outlooks are linked to decision maker perspectives on environmental flows. *Journal of Environmental Management*, 280(October 2020), 111694. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111694>
- Yan, Z., Zhou, Z., Sang, X., & Wang, H. (2018). Water replenishment for ecological flow with an improved water resources allocation model. *Science of The Total Environment*, 643, 1152-1165. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.085>
- Yin, D., Li, X., Wang, F., Liu, Y., Croke, B. F. W., & Jakeman, A. J. (2022). Water-energy-ecosystem nexus modeling using multi-objective , non-linear programming in a regulated river : Exploring tradeoffs among environmental flows , cascaded small hydropower , and inter-basin water diversion projects. *Journal of Environmental Management*, 308(January), 114582. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114582>
- Zeiger, S. J., & Hubbart, J. A. (2021). Measuring and modeling event-based environmental flows : An assessment of HEC-RAS 2D rain-on-grid simulations. *Journal of Environmental Management*, 285(February), 112125. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112125>

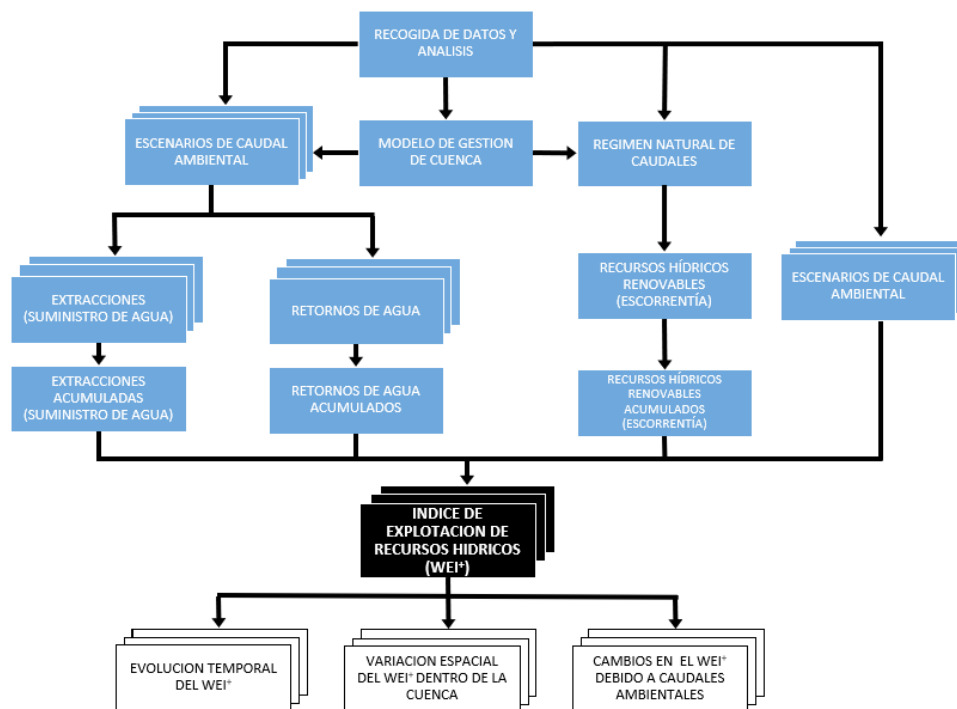
Capítulo 4. Efectos de los caudales ecológicos en la variación espacial del ín- dice de explotación del re- curso hídrico

4.1. Resumen

Este tercer artículo presenta una metodología que evalúa las variaciones espaciales y temporales del estrés hídrico en cuencas reguladas. Para ello, mediante la utilización de un modelo de simulación de la gestión, se estima el estrés hídrico de cada uno de los tramos de río que conforman el sistema de explotación objeto de estudio a través del cálculo del índice de explotación del recurso hídrico modificado (WEI^+). La metodología es aplicada al caso de estudio de la cuenca del río Órbigo, tanto para las condiciones de gestión actuales como para ocho escenarios adicionales en los que se modifican los valores de caudales ecológicos, de manera porcentual, en toda la cuenca.

Los resultados obtenidos en este artículo demuestran que la parte alta de la cuenca del Órbigo está sometida a un menor estrés hídrico con respecto a las partes media y baja. Además, se comprobó que, durante los meses de verano, los recursos hídricos disponibles en régimen natural son hasta 1.5, 1.8 y 2.4 veces inferiores al agua consumida en tramos de río de la parte alta, media y baja de la cuenca, respectivamente. También se estudia la variación del WEI^+ a lo largo de los dos principales cauces que conforman la cuenca, y se concluyó que el cauce del río Tuerto presenta un mayor estrés hídrico que el cauce del río Órbigo, por lo que éste último sería una opción más recomendable para abastecer posibles nuevas demandas y/o restricciones ambientales en el futuro. Finalmente, se analiza el comportamiento del WEI^+ al variar el valor de los caudales ecológicos, y se comprueba que la variación de los caudales ecológicos no sólo afecta a la disponibilidad de agua, sino también a los recursos hídricos consumidos debido a la variación en la disponibilidad del agua. Este efecto es más significativo a medida que los niveles de estrés hídrico son mayores.

La siguiente figura muestra la metodología propuesta. La primera parte comprende la recolección de la información necesaria del sistema de recursos hídricos objeto de estudio para la implementación del modelo de gestión, y para el cálculo del régimen de caudales naturales. A continuación, se lleva a cabo la estimación de los recursos hídricos renovables en régimen natural, y la simulación de los diferentes abastecimientos y retornos de agua de las demandas presentes en la cuenca para diferentes escenarios de caudales ecológicos en régimen alterado. Una vez obtenidos los resultados de las simulaciones, se realiza el cálculo del WEI⁺ para cada tramo de río y la variación espacio-temporal del WEI⁺ para los diferentes escenarios de caudal ecológico.



La aplicación de esta metodología al caso de estudio permite ayudar a los tomadores de decisiones a definir mejores estrategias para mitigar efectos relacionados con la escasez del agua.

A continuación, se expone la versión de autor del siguiente artículo, con el permiso de todos los coautores:

Pardo-Loaiza, J.; Bergillos, R.J; Solera, A.; Paredes-Arquiola, J; Andreu, J. The role of environmental flows in the spatial variation of the Water Exploitation Index. *Water* **2022**, 14(19), 2938, doi: [10.3390/w14192938](https://doi.org/10.3390/w14192938)

4.2. The role of environmental flows in the spatial variation of the Water Exploitation Index (versión de autor)

Jesús Pardo-Loaiza¹, Rafael J. Bergillos^{1*}, Abel Solera¹, Javier Paredes-Arquiola¹ and Joaquín Andreu¹

¹Research Institute of Water and Environmental Engineering (IIAMA), Universitat Politècnica de València (UPV), Valencia, Spain; jeparlo1@doctor.upv.es (J.P.-L.); asolera@upvnet.upv.es (A.S.); jparedea@hma.upv.es (J.P.-A.); ximoand@upvnet.upv.es (J.A.)

* Correspondence: rbermec@upv.es

Abstract

This article presents a novel methodology to assess the spatial and temporal variations of water resources exploitation within regulated river basins. The methodology, which is based on the application of a basin management model to properly assess the consumed and available water, was applied to a case study in the Iberian Peninsula to analyze the effects of environmental flows in the water resources exploitation of all rivers in the basin. It was demonstrated

that the river sections in the upper part of the Órbigo River are subjected to lower water stress levels, so that they would be more suitable alternatives to supply new possible water uses. In addition, it was found that, during the summer months, the available water resources in natural regime are more than 1.5, 1.8 and 2.4 times lower than the consumed water in the upper, lower and middle stretches of the Órbigo River, respectively. This reveals the necessity of regulating the water resource to fulfill the water demands of the basin throughout the year. Finally, it was found that increases (decreases) in environmental flows not only lead to reductions (rises) in water availability, but also can induce decreases (increases) in consumed water resources due to lower (greater) water availability. This effect is more significant as water stress levels are higher. The results of this paper highlight the importance and usefulness of basin management models to accurately estimate the spatial variability of the water exploitation index, and the effects of environmental flows on both water availability and consumed water resources. The proposed approach to reduce the spatial scale of the water exploitation index is also helpful to identify the best water sources in river basins to meet future demands and/or higher values of environmental flows.

1. Introduction

Water scarcity is a matter of concern in society, since although water is considered a renewable resource, it is also a finite resource that cannot be replaced (EU, 2007). Water scarcity, which can be defined as a condition where available water resources do not meet demand (Hussain et al., 2022), is estimated to affect around 80% of the world's population (Vörösmarty et al., 2010). In fact, water scarcity is considered a key driver of migration due to its impact on health and livelihoods, as well as the conflicts it can trigger (UNHCR, 2021).

Climate change is generating a reduction in naturally available water resources by creating alterations in the hydrological cycle (Mehrazar et al., 2020;

Paudel et al., 2020; Zobeidi et al., 2022). The reduction in water availability induced by climate change leads to a worsening of water quality (Li et al., 2020; Whitehead et al., 2009), affecting river ecosystems and compromising the future sustainability of water resources. Therefore, the impact of climate change on socioeconomic activities and the environment represents an aggravating factor of the problem of water scarcity (Liu et al., 2022; Richter et al., 2020; Tang, 2020). In addition, the projected growth of the world population (Buettner, 2022) will imply a greater demand for food in the future and, consequently, a greater use of water in agriculture (Mancosu et al., 2015).

Assessing the effects of water management decisions on nature and socioeconomic activities is essential for sustainable water resource planning (Candido et al., 2021). The use of water basin management models allows for simulating, in an integrated manner, the different sources, uses and demands of water resources. Therefore, sustainable planning strategies that address water scarcity can be optimized using such basin management models, which are helpful in supporting decision-making processes (Andreu et al., 2009; Pardo-Loaiza et al., 2022).

Environmental flows (also known as ecological flows) can be defined as the flow regime that sustain aquatic ecosystems, which, in turn, support human cultures, economies, sustainable livelihoods and human well-being (Arthington et al., 2018). The range of intra and interannual variation of the regime, as well as its characteristics of magnitude, seasonality, duration, frequency and rate of change are essential to preserve natural biodiversity and the integrity of aquatic ecosystems (Arthington et al., 2006; Bunn & Arthington, 2002; Poff et al., 1997). In regulated basins, the use of operating rules in reservoirs allows for both the maintenance of environmental flow regimes in most river sections and the supply of water for different uses and demands (Monico et al., 2022; Pardo-Loaiza et al., 2021). Ecological flow regimes are established in river sections in order to

guarantee the maintenance of a good ecological status and the biodiversity of the basin (Arthington et al., 2018). Therefore, the definition of environmental flow regimes affects the amount of water available for socioeconomic activities in the basin and river ecosystems.

In this context, it is important to have indicators that allow for evaluating the effects of environmental flows on the availability of water resources for other uses and the water stress of the basins. Given the random nature of climatic factors, a proper assessment of water scarcity is a complex task. The use of water scarcity indicators is useful to help decision makers assess the balance between supply and demand in water resources systems. During the last decades, various indicators of water scarcity have been proposed, such as the vulnerability index of water resources (Raskin et al., 1997), the water stress index (Falkenmark et al., 1989), the international water management institute (IWMI) index (Seckler et al., 1998), the criticality ratio (Alcamo et al., 2000; Perveen & James, 2010), the water poverty index (Sullivan et al., 2006; 2003) or the SDG6 index (Vanham et al., 2018), among others. Most of these indices address one or more aspects of water scarcity with a sectoral approach (Hussain et al., 2022). Other indicators related to water scarcity are the system of environmental and economic accounting for water (SEEA) (United Nations. Statistical Division, 2012), the water footprint and virtual water (Hoekstra, 2012; 2017), or the water resource exploitation index (WEI) (European Environment Agency, 2006; Kanakoudis et al., 2016; 2017a; 2017b).

The WEI is obtained as the percentage of annual average freshwater demand with respect to long-term annual average freshwater resources. It is an indicator of the pressure of the total water demand on the availability of water resources (Pedro-Monzonís et al., 2015). However, the way this indicator was initially conceived did not allow for the monthly variability to be represented. This leads to unreliable results if demands and resources are not properly assessed

(Casadei et al., 2020). These limitations were overcome with the introduction of a modified water resources exploitation index (WEI⁺), which can be used on different time scales and, thus, allows for addressing seasonal variabilities. The WEI⁺ has been evaluated in Europe from 1990 to 2017 by the European Environment Agency (2017). This index has been commonly applied at river basin scales; however, to our best knowledge, it has not been used to analyze the spatial variability of the water resource exploitation within a river basin by means of basin management models.

The main objective of this work is to investigate the effects of environmental flows on the spatial variability of the water exploitation index (WEI⁺). To this end, a novel methodology is proposed to assess the WEI⁺ in each river stretch of regulated water resources systems based on the implementation and application of basin management models. The methodology is applied to a case study in northwestern Spain (the Órbigo River basin). This manuscript is structured as follows: (i) the main characteristics of the studied river basin are described in Section 2; (ii) Section 3 details the material and methods, including data collection, natural regime estimation, implementation and application of the basin management model, and assessment of WEI⁺ for nine environmental flow scenarios; (iii) the results obtained are reported and discussed in Section 4; and (iv) the conclusions derived from these results are summarized in Section 5.

2. Study site

The Órbigo River basin is an exploitation system that belongs to the Duero River basin district. It is located in the northwestern part of Spain, on the Iberian Peninsula (Figure 1). The total area drained by the Órbigo River is about 5,000 km² and the length of the river is 162 km. The average annual precipitation in the Órbigo basin is 725 mm. This rainfall is irregular, with a significant difference between the average precipitation of the driest month (23 mm, in July) and the

rainiest month (74 mm, in November). Under natural conditions, the average flow is equal to 1,576 hm³ per year (i.e., 49.97 m³/s). The climate is temperate, and the summers are dry. The annual average temperature is 11.2°C, and the mean temperature of the hottest month is 19.9°C (in July). The potential evapotranspiration is, on average, equal to 755 mm/year.

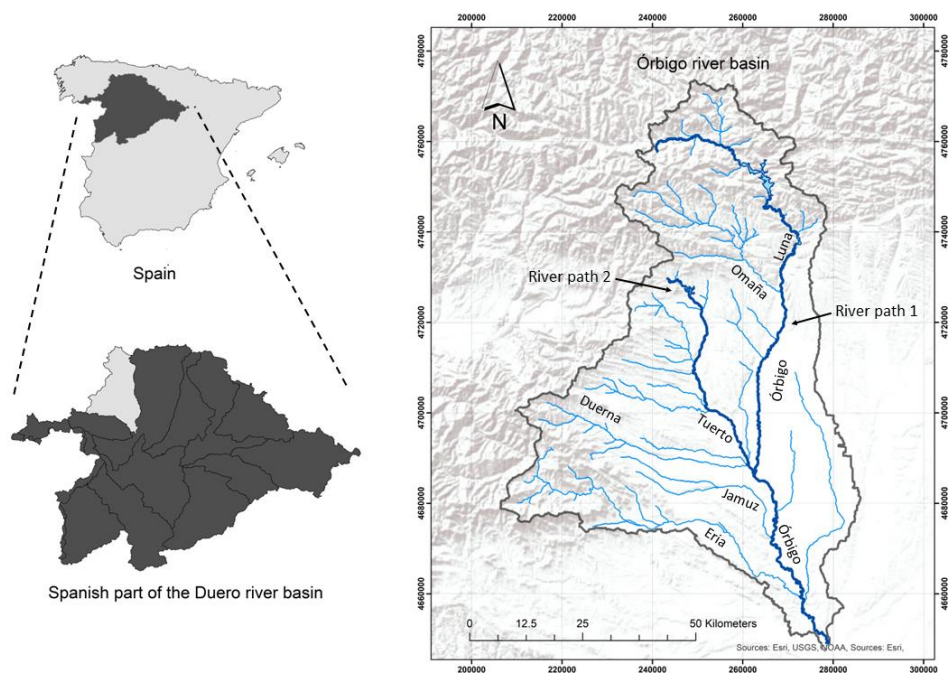


Figure 1. Location of the Spanish part of the Duero River basin, and the Órbigo River basin (northwestern Spain). The main river sections of the Órbigo River Basin and the two river paths analyzed in this work are indicated in the right panel.

The reservoirs of the Órbigo water resources system have a total regulation capacity of 373.6 hm³ (i.e., 373,600 m³). The reservoirs are essential to provide water resources in summer, and to prevent flooding events during the spring and autumn rains. Thus, the reservoirs are often filled for the irrigation season, and

are emptied at the end of the summer, which represents an intra-annual regulation cycle. Among the reservoirs of the Órbigo River basin, Villameca and Barrios de Luna, which are located in the upper part of the basin, are the two most important regulation infrastructures.

3. Methodology

The methodology proposed in this work, and applied to the case study, is mainly based on: (i) collecting and analyzing the data required to implement a basin management model of the water resources system, and to compute the natural flow regime; (ii) estimating renewable water resources in natural regime; (iii) simulating water supplies and returns for different environmental flow scenarios; (iv) calculating the WEI⁺ in each river stretch; and (v) analyzing the temporal evolution, spatial variation and changes in WEI⁺ induced by different environmental flow scenarios (Figure 2). The environmental flow values are input data for the basin management model, whereas water supplies and returns are output variables of the model. As it is detailed in Section 3.3, the basin management model is used to obtain water supplies, water returns and WEI⁺ values for the current environmental flow regimes and for eight additional environmental flow scenarios (Figure 2).

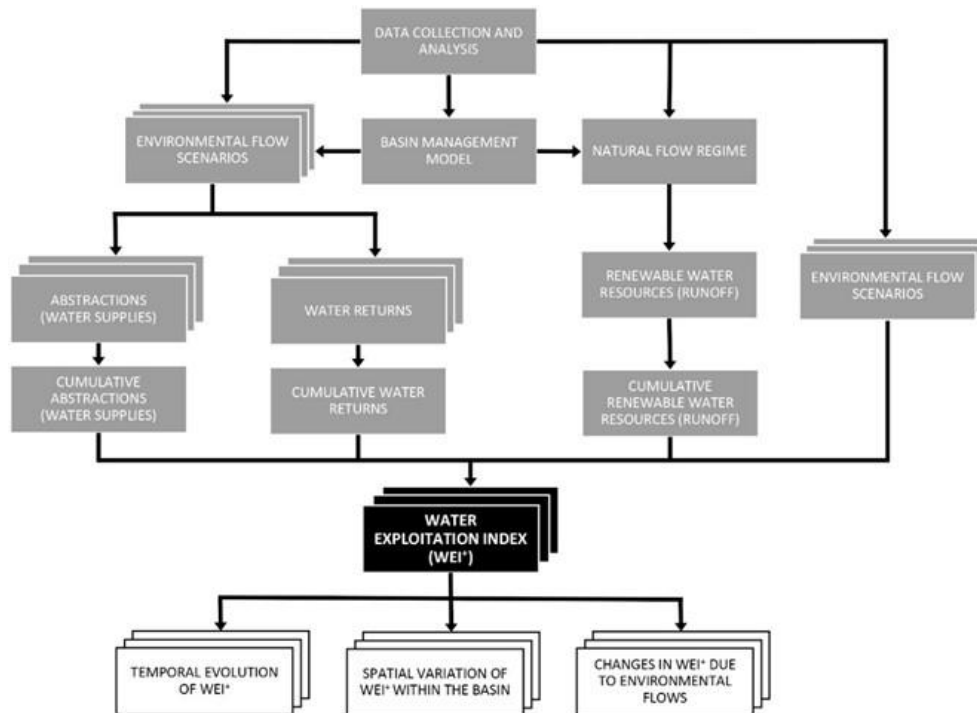


Figure 2. Flow chart of the methodology of this work.

3.1. Natural flow regime

The estimation of the natural flow regime is required in this work to calculate the renewable water resources (which are used to obtain the WEI⁺), and to provide the hydrological data that are used as input by the basin management model to simulate the managed (altered) scenarios. The natural regime is commonly estimated by means of rainfall-runoff models, such as HBV (Bergström, 1995; 1976), SWAT (Arnold et al., 1998; Srinivasan et al., 1998), TOPDM (Noto, 2014), GR4J (Perrin et al., 2003), Téméz (1977) or SAC-SMA (Burnash, 1995; Burnash et al., 1973), among others.

In this work, we used the same hydrological data employed by the Duero River Basin Agency for the Hydrological Plan (CHD, 2015) as the input series to model the altered regime, as well as to compute the natural flow regime in each river stretch of the water resources system. This last task was carried out through the basin management model (detailed in Section 3.2). For this, all the elements that represent alterations of the natural regime (demands, reservoirs, intakes, etc.) were eliminated

3.2. Basin management model

The current managed situation of the basin was simulated through the SIMGES basin management program, which is a module of the AQUATOOL Decision Support System (Andreu et al., 1996) that allows for the simulation of the management of complex water resource systems by means of a conservative flow network that considers surface and underground regulation and/or storage elements, intakes, transport elements, water demands, artificial recharge and pumping devices, etc. Thus, SIMGES allows for simulating all the elements and variables of a water resources system, such as surface water bodies, groundwater bodies, natural water supplies, aquifer recharges, hydraulic infrastructures, demands, returns or environmental flows, among others.

In this paper, a model of the Órbigo water resources system was implemented for the proper application of SIMGES. The model, which is shown in Figure 3, includes 52 river stretches, 7 reservoirs, 21 runoff elements, 26 agricultural demands, 8 urban demands, 7 aquifers and 50 nodes. This model was previously calibrated for the elaboration of the Hydrological Plan of the Duero River basin district (CHD, 2015).

The operating rules of the reservoirs, the priorities between sources of water resources and the priorities between the different water uses (urban demands,

environmental flows, agricultural demands, etc.) were also defined in accordance with the Hydrological Plan of the Duero River basin district. The Spanish water planning regulations (MARM, 2008) establish that, among the different water uses, urban demands generally have priority in the supply of available water, followed by environmental flows and agricultural demands. Thus, the environmental flow regimes defined in the basin management model have a negative effect on the reliability of agricultural water demands (Monico et al., 2022).

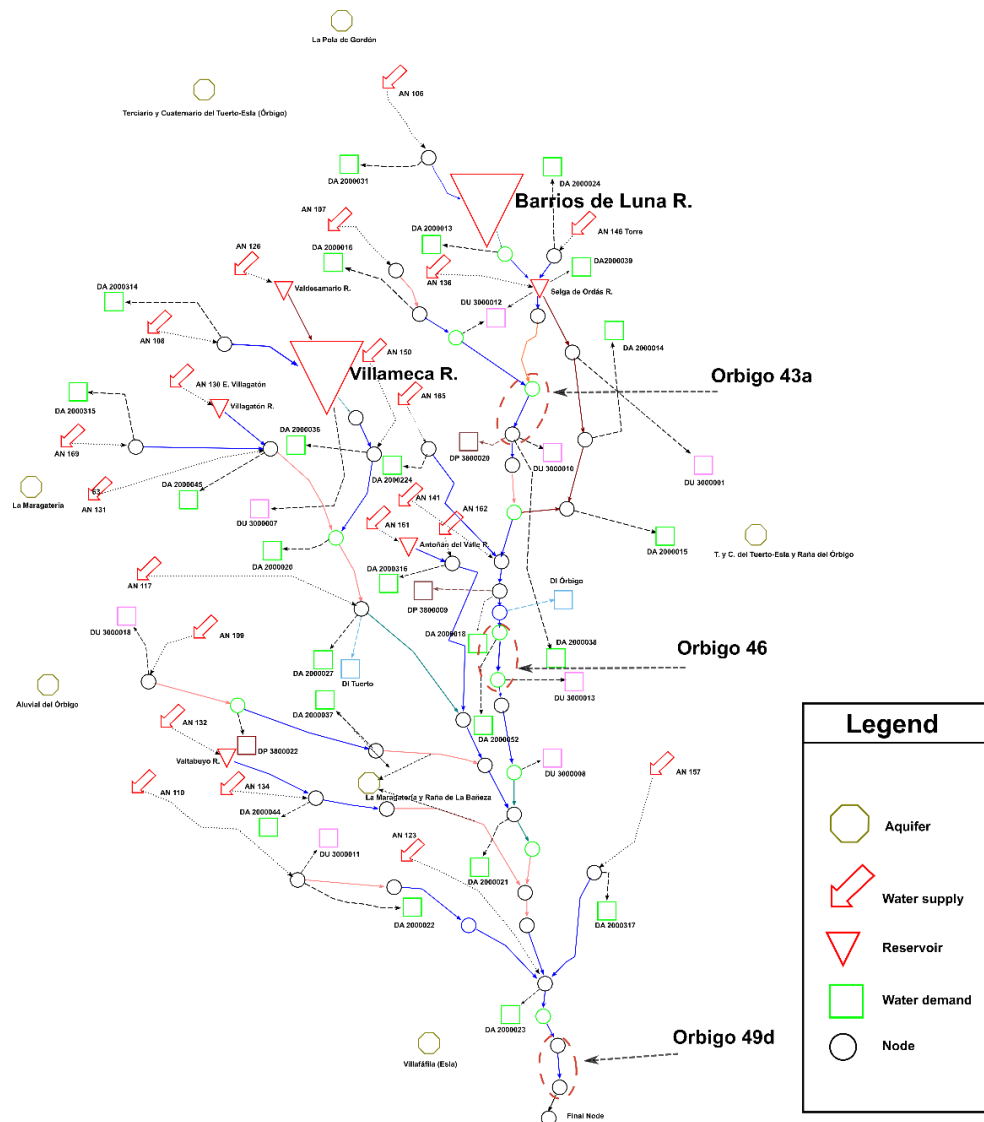


Figure 3. Topology of the Órbigo water resources system used in the basin simulation model (SIMGES). The green, pink and blue squares represent agricultural, urban and industrial demand units, respectively. Three river stretches (represented as arrows in the figure) analyzed in this work (Órbigo 43a, Órbigo 46 and Órbigo 49d) are marked in the figure.

3.3. Assessment of the water exploitation index: environmental flow scenarios

The values of the water exploitation index in each month and each river stretch were computed by means of the following equation:

$$WEI^+ = \frac{Abstractions - Returns}{Renewable\ Water\ Resources - Environmental\ Flows} \quad (1)$$

Where *Abstractions* are the supplies to water demands, *Returns* are the water returns of the demands, *Renewable Water Resources* are the resources in natural regime and *Environmental Flows* are the flows specified in each river stretch to meet environmental restrictions. The four terms of Equation (1) are expressed as volume per unit of time and must have the same units.

To compute abstractions, returns and renewable water resources in each river stretch, the results of the basin management model for these variables upstream of each stretch were accumulated. On the other hand, the environmental flow values are specified in the Hydrological Plan of the Duero River basin district (CHD, 2015) and were used not only to calculate the water exploitation index (Equation 1), but also as input data to apply the basin management model (Section 3.2). The environmental flow values of the Hydrological Plan were obtained through hydrological methods and habitat simulation methods.

The values of the water exploitation index were obtained in each river stretch of the Órbigo water resources system for the current environmental flow regimes established in the Hydrological Plan, and for eight additional environmental flow scenarios: -30%, -20%, -10%, +10%, +20%, +30%, +40% and +50% with respect to the current environmental flow values. The environmental flow values for these eight scenarios were obtained by multiplying the environmental flows of the current scenario by 0.7, 0.8, 0.9, 1.1, 1.2, 1.3, 1.4 and 1.5, respectively.

4. Results and discussion

4.1. Spatial variation of the water exploitation index

In this section, the spatial distribution of the water exploitation index within the Órbigo water resources system is analyzed. Firstly, Figure 4 shows the overall water exploitation index (i.e., the WEI⁺ based on the sum of all the monthly values of abstractions, returns, renewable water resources and environmental flows during the entire simulated period) in each river stretch. It is observed that the values of the overall WEI⁺ are generally lower than 0.2. The WEI⁺ is greater than 0.6 only in one river stretch (Valdesamario River, Figure 4). These results indicate that, on average, the water stress in the river basin during the simulated period is generally low. However, for a more exhaustive analysis of the water stress, the calculation of the yearly values of WEI⁺ is helpful since the regulation of the Órbigo water resources system is annual.



Figure 4. Plan view of the water exploitation index (WEI⁺) in each river stretch based on the entire simulated period.

Figure 5 depicts the minimum, mean and maximum values of the yearly WEI⁺ along the two river paths indicated in Figure 1. In the first river path, the mean values of the yearly WEI⁺ along the middle and lower parts of the basin are higher than in the upper basin, but the mean values along path 1 are always less than

0.25. However, in some years the WEI⁺ values are much greater, reaching maximum values above 0.47.

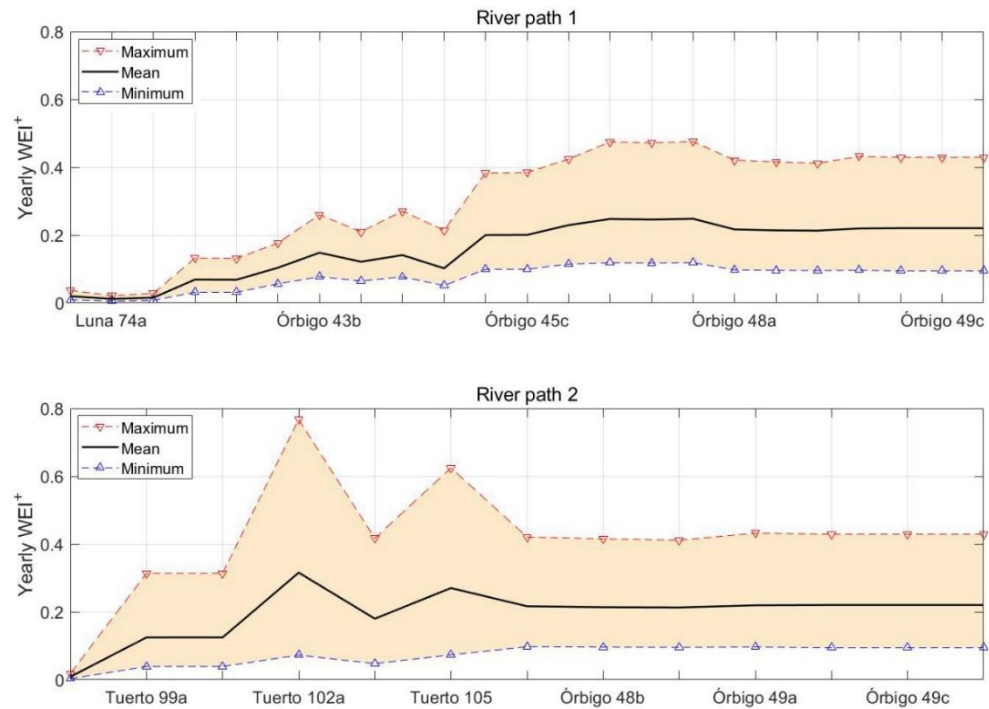


Figure 5. Variation of the yearly WEI⁺ along the two river paths indicated in Figure 1. The maximum, mean and minimum values are marked in red, black and blue, respectively.

On the other hand, the highest values of the yearly WEI⁺ along river path 2 are obtained in the upper part of the basin (Tuerto river stretch, Figure 5), which indicates that this river stretch is subjected to greater water stress than the Órbigo River. In fact, in some years, the yearly WEI⁺ values in the Tuerto River are greater than 0.6, reaching a maximum value of 0.76 in the Tuerto 102a river stretch. Thus, if new demands are projected in the Órbigo River basin, it would be more recommendable to supply these demands with water resources from the Órbigo River than from the Tuerto River. For this reason, the following section (Section 4.2) analyzes the temporal evolution of the yearly and monthly WEI⁺

in three river stretches of the Órbigo River in the upper, lower and middle parts of the basin.

4.2. Temporal evolution of the water exploitation index

Figure 6 shows the temporal evolution of the yearly WEI⁺ in three stretches of the Órbigo River in the upper, middle and lower parts of the basin, which are indicated in Figure 3. It can be observed that the yearly WEI⁺ values experience a significant variability between years. These yearly WEI⁺ values are higher in the middle and lower parts of the basin (Órbigo 46 and Órbigo 49d) than in the upper part (Órbigo 43a). Thus, along the Órbigo River, the stretches of the upper part are subjected to lower levels of water stress, so that they could be more suitable to satisfy possible new water demands (and/or greater values of environmental flows) in the future. However, the monthly evolution of the water evolution index should also be considered to ensure that the regulation capacity of the upstream reservoirs (Barrios de Luna and Selga de Ordás, Figures 3 and 4) is enough to satisfy all the water demands and environmental restrictions throughout the year.

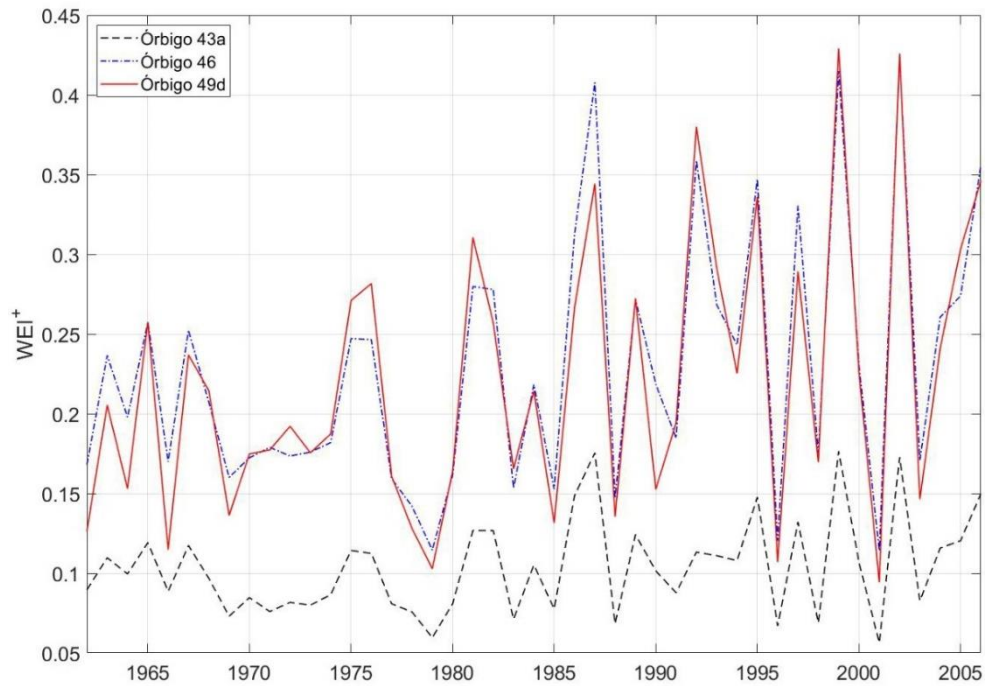


Figure 6. Evolution of the yearly WEI+ in three river stretches in the upper (Órbigo 43a), middle (Órbigo 46) and lower (Órbigo 49d) parts of the basin (Figure 3).

In Figure 7, the monthly average values of WEI+ and the WEI+ values during a year with a high level of water stress (2002, Figure 6) are depicted for the three Órbigo river stretches previously analyzed (Órbigo 43a, Órbigo 46 and Órbigo 49d). It is observed that the monthly WEI+ values are negligible between October and March, whereas in August, the average WEI+ is greater than 1.6, 1.85 and 2.45 in the upper, lower and middle stretches of the Órbigo River, respectively. These maximum monthly WEI+ values in 2002 (lower panel of Figure 6) are equal to 1.67, 3.04 and 3.37, respectively.

These WEI+ values indicate the high levels of water stress in the summer months in the upper, middle and lower parts of the river basin, as well as the importance and necessity of river regulation to satisfy the water demands and

environmental constraints during all the months. In fact, the consumed water resources (numerator of Equation 1) in August in the upper, lower and middle stretches of the Órbigo River are, on average, more than 1.6, 1.85 and 2.45 times greater than the available water resources (denominator of Equation 1) in this month, respectively. The values of available and consumed water resources are influenced by the environmental flow regimes established in the river stretches, as reported in Section 4.3.

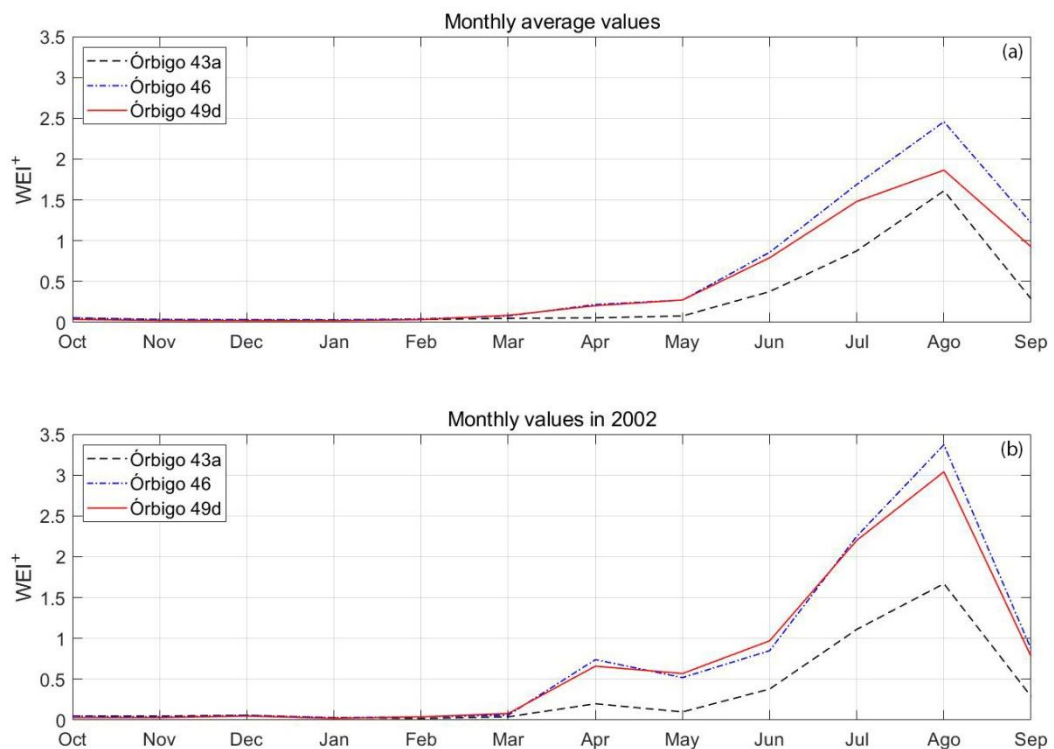


Figure 7. Monthly average values of the WEI⁺ (a) and monthly values of the WEI⁺ in 2001 (b) in three river stretches in the upper (Órbigo 43a), middle (Órbigo 46) and lower (Órbigo 49d) parts of the basin (Figure 3).

4.3. Effects of environmental flows on the water exploitation

This section deals with the implications of the environmental flows on the spatial variability of the water exploitation index. To this end, the WEI⁺ values were obtained for each river stretch for the nine ecological flow scenarios defined in Section 3.3 (i.e., from -30% to +50% with respect to current environmental flows). Figure 8 shows the overall WEI⁺ values for the nine scenarios along the two river paths indicated in Figure 1, whereas Figure 9 depicts the WEI⁺ variation along these paths with respect to the current scenario of ecological flow scenario, i.e., $(WEI_{\text{scenario},i} - WEI_{\text{current}})/WEI_{\text{current}}$.

Firstly, it is observed in Figure 8 that the spatial variability of the WEI⁺ values along both paths for all scenarios is consistent with the results of the current situation (reported in Section 4.1 and summarized in Figure 5). Regarding the variability between the WEI⁺ values for the different scenarios, as a general trend, the higher the ecological flows, the greater the WEI⁺ values. This is induced by the reduction of available water resources (denominator of Equation 1) as the ecological flows increase.

However, this trend is not proportional, as the ecological flow values also induce variations in the consumed water resources. An increase (decrease) in the environmental flows causes a reduction (rise) in available water resources that, in turn, could lead to a reduction (rise) in consumed water resources due to the lower (greater) availability of water. This effect is observed, for example, in the Q_{+30%} and Q_{+40%} scenarios in the river path 1 (upper panel of Figure 9). In this case, the increase in the environmental flows from scenario Q_{+30%} to scenario Q_{+40%} induces a lower availability of water resources, but also a lower volume of consumed water, which leads to similar WEI⁺ values, even equal in some stretches. Thus, despite the increase in ecological flows, water stress in some

river stretches in the $Q_{+40\%}$ scenario is the same as in the $Q_{+30\%}$ scenario (Figures 8 and 9).

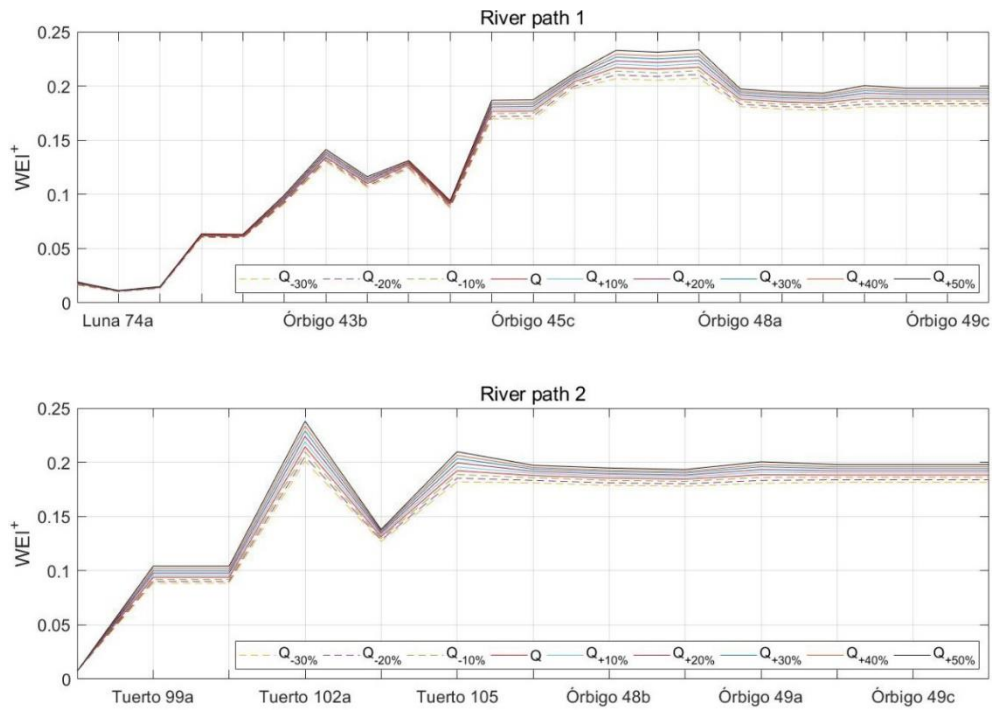


Figure 8. WEI+ values for each environmental flow scenario along the two river paths indicated in Figure 1.

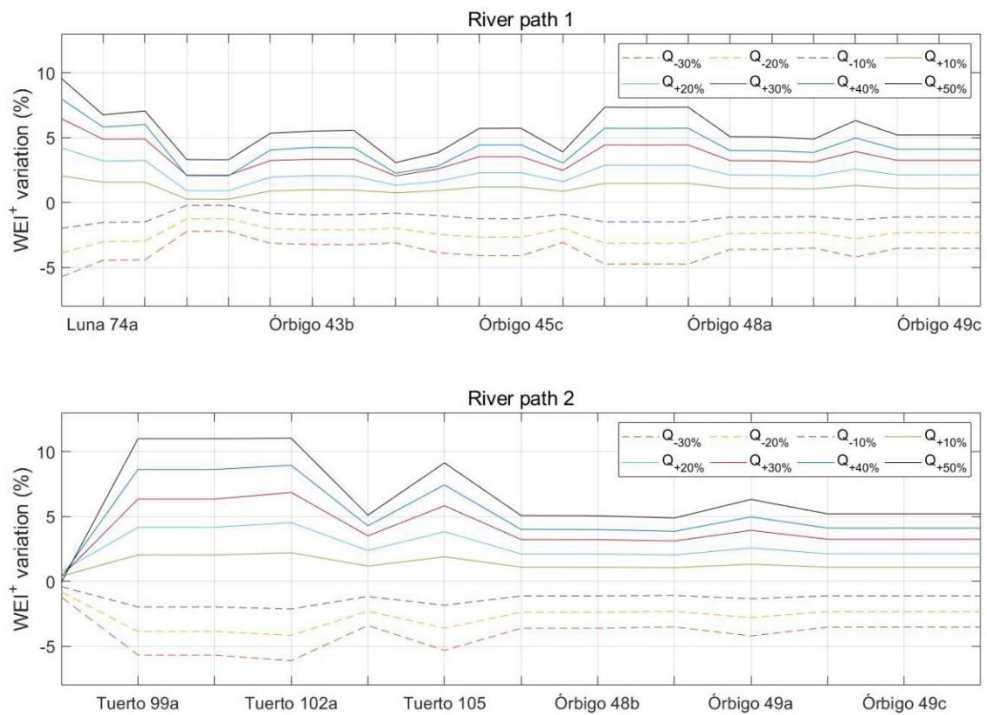


Figure 9. Variation of the WEI⁺ induced by environmental flow scenarios along the two river paths indicated in Figure 1.

For a more exhaustive analysis of the effects of environmental flows on available and consumed water resources, Figure 10 shows the overall WEI⁺ in the three river stretches indicated in Figure 3, as well as the values of available water (denominator of Equation 1) and consumed water (numerator of Equation 1) for the nine environmental flow scenarios. The percentage variations with respect to the current scenario are displayed in Figure 11. It is clearly observed that the increases in environmental flows induce a reduction in available water (middle panels), but also a reduction in water consumption (lower panels) due to the lower availability of water resources. This leads to a non-constant/proportional relationship between ecological flows and WEI⁺ values, which was previously mentioned and is clearly visible in the upper panels of Figures 10 and 11.

The effects of ecological flows on consumed water are greater as the level of water stress are higher. Among the three river stretches analyzed, Órbigo 46 and Órbigo 49d, which are located in the middle and lower parts of the basin, respectively (Figure 3), experience a higher level of water stress (Figure 6 and 7) than Órbigo 43a. As shown in the lower panels of Figures 10 and 11, the variations in consumed water between ecological flow scenarios are more notable in these river stretches with greater water stress, since in stressed river sections, the probability of not meeting water demands is higher.

The results of this section highlight the importance and necessity of using basin management models to adequately compute the water exploitation index, the spatial and temporal variability of these WEI⁺ values, as well as the effects of environmental flows not only on availability of water resources, but also on water consumption.

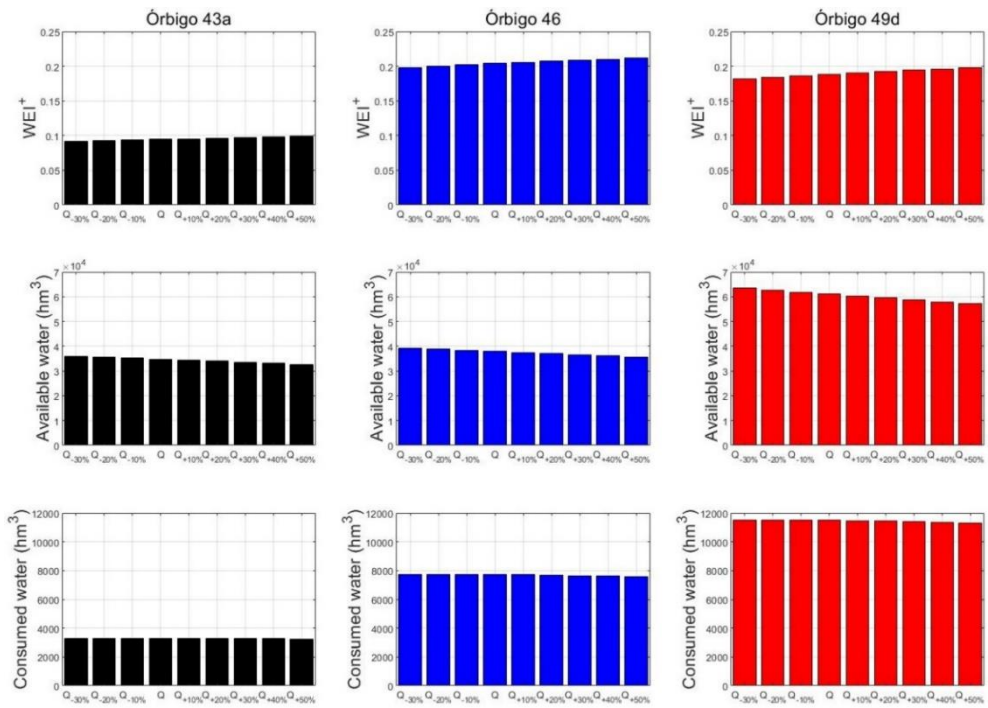


Figure 10. WEI+, available water (WEI+ denominator) and consumed water (WEI+ numerator) for each environmental flow scenario in three river stretches in the upper (Órbigo 43a), middle (Órbigo 46) and lower (Órbigo 49d) parts of the basin (Figure 3).

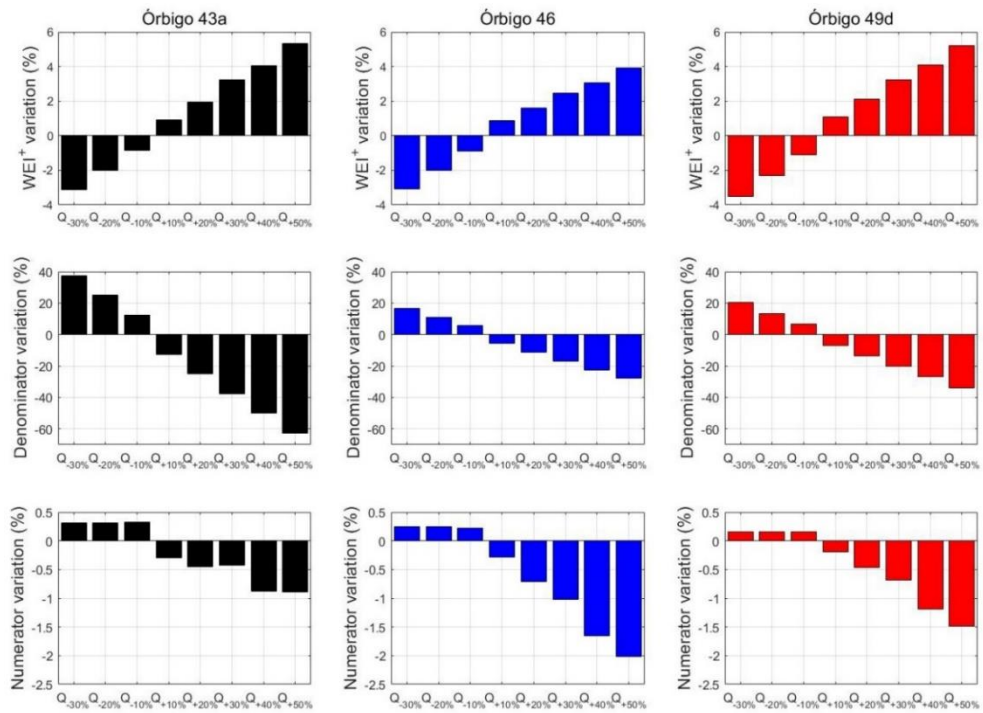


Figure 11. Variation of the WEI⁺, available water (WEI⁺ denominator) and consumed water (WEI⁺ numerator) induced by the environmental flow scenarios in three river stretches in the upper (Órbigo 43a), middle (Órbigo 46) and lower (Órbigo 49d) parts of the basin (Figure 3).

5. Conclusions

In this paper, a novel methodology is proposed to address the spatial variability of the water exploitation index within river basins. The methodology is endorsed by the implementation of a basin management model and is applicable to any regulated river basin. It was illustrated through a case study in Spain (the Órbigo River basin), where the spatio-temporal variation and the changes in the water exploitation index (WEI⁺) induced by nine environmental flow scenarios were investigated.

It was found that the Órbigo River is subjected to less water stress than the Tuerto River, so that the former would be a more suitable alternative to supply new future water demands. Within the Órbigo River, the sections of the upper part of the river have a greater availability of water to fulfill new water uses and/or environmental restrictions, since they have lower values of the WEI⁺. The assessment of the monthly evolution of the water resources exploitation in all the river stretches indicated that the monthly WEI⁺ values are negligible between October and March, while in August, the consumed water is more than 1.6, 1.85 and 2.45 times greater than renewable water resources in the upper, lower and middle stretches of the Órbigo River, respectively. This highlights the paramount importance of water regulation to satisfy all the water uses in the basin.

Finally, it was proven that the relationship between ecological flow values and water exploitation index is not as simple as might be expected based on the WEI⁺ equation, since the reduction or rise in environmental flows not only induces an increase or decrease, respectively, in available water resources, but can also lead to increases/decreases of the consumed water due to the greater/lower availability of water resources. This effect is more evident as the water stress of the river stretch is greater. These results reveal the necessity and usefulness of the methodology proposed in this work to accurately assess the intra-basin variability of the water exploitation index, which is the main novelty of this paper

Author Contributions: Conceptualization, Rafael J. Bergillos and Javier Paredes-Arquiola; Formal analysis, Rafael J. Bergillos and Javier Paredes-Arquiola; Funding acquisition, Abel Solera and Joaquín Andreu; Investigation, Jesús Pardo-Loaiza, Rafael J. Bergillos, Abel Solera, Javier Paredes-Arquiola and Joaquín Andreu; Methodology, Jesús Pardo-Loaiza, Rafael J. Bergillos and Javier Paredes-Arquiola; Project administration, Abel Solera and Joaquín An-

dreu; Software, Jesús Pardo-Loaiza and Abel Solera; Supervision, Rafael J. Bergillos, Abel Solera and Javier Paredes-Arquiola; Writing – original draft, Jesús Pardo-Loaiza and Rafael J. Bergillos; Writing – review and editing, Abel Solera, Javier Paredes-Arquiola and Joaquín Andreu. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This work was partly funded by the Spanish Research Agency (Ministry of Science and Innovation) through the project PID2019-106322RB-I00 (MCIN/AEI/10.13039/501100011033) and the research contract IJC2019-038848-I (MCIN/AEI/10.13039/501100011033).

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

- Alcamo, J., Henrichs, T., & Rosch, T. (2000). World water in 2025. En *World water series report* (Vol. 2).
- Andreu, J., Capilla, J., & Sanchís, E. (1996). AQUATOOL, a generalized decision-support system for water-resources planning and operational management. *Journal of Hydrology*, *177*(3-4), 269-291. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02963-x](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02963-x)
- Andreu, J., Pérez, M. A., Paredes, J., & Solera, A. (2009). Participatory analysis of the Jucar-Vinalopo (Spain) water conflict using a decision support system. *Proceedings of the 18th World IMACS/MODSIM Congress*, 13-17.
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R., & Williams, J. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: model development. *Journal of the American Water Resources Association*, *34*(1), 73-89. [https://doi.org/10.1016/S0899-9007\(00\)00483-4](https://doi.org/10.1016/S0899-9007(00)00483-4)
- Arthington, A H, Bhaduri, A., Bunn, S. E., Jackson, S. E., Tharme, R. E., Tickner, D., Young, B., Acreman, M., Baker, N., Capon, S., Horne, A. C., Kendy, E., McClain, M. E., Poff, N. L., Richter, B. D., & Ward, S. (2018). The Brisbane Declaration and Global Action Agenda on Environmental Flows (2018). *Frontiers in Environmental Science*, *6*(July), 1-15. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00045>
- Arthington, A H, Bunn, S. E., Poff, N. L., & Naiman, R. J. (2006). The Challenge of

- Providing Environmental Flow Rules. *Journal of Ecological Applications*, 16(4), 1311-1318. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1311:TCOPEF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1311:TCOPEF]2.0.CO;2)
- Arthington, A H, Kennen, J. G., Stein, E. D., & Webb, J. A. (2018). Recent advances in environmental flows science and water management — Innovation in the Anthropocene. *Freshwater Biology*, March, 1022-1034. <https://doi.org/10.1111/fwb.13108>
- Bergström, S. (1995). The HBV model. En *Computer models of watershed hydrology* (pp. 443-476). Water Resources Publications.
- Bergström, Sten. (1976). *Development and application of a conceptual runoff model for Scandinavian catchments*.
- Buettner, T. (2022). *Population Projections and Population Policies BT - International Handbook of Population Policies* (J. F. May & J. A. Goldstone (eds.); pp. 467-484). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-02040-7_21
- Bunn, S. E., & Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30(4), 492-507. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2737-0>
- Burnash, R. (1995). The NWS River Forecast System-catchment modeling. En *Computer models of watershed hydrology* (pp. 311-366). Water Resources Publications.
- Burnash, R. J. C., Ferral, R. L., & McGuire, R. A. (1973). *A generalized streamflow simulation system: Conceptual modeling for digital computers*. US Department of Commerce, National Weather Service, and State of California
- Candido, L. A., Autran, G., Coêlho, G. G., Alcoforado de Moraes, M., & Florêncio, L. (2021). Review of Decision Support Systems and Allocation Models for Integrated Water Resources Management Focusing on Joint Water Quantity-Quality. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 148(November). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0001496](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0001496)
- Casadei, S., Peppoloni, F., & Pierleoni, A. (2020). A new approach to calculate the water exploitation index (WEI+). *Water (Switzerland)*, 12(11), 1-16. <https://doi.org/10.3390/w12113227>
- CHD. (2015). *Plan hidrológico de la parte española de la D. H. Duero (2015-2021)*.
- EU. (2007). *Communication from the Commission to the Council and the European Parliament. Addressing the challenge of water scarcity and droughts in the European Union*. <http://eur->

lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2012:0673:FIN:EN:PDF

- European Environment Agency. (2006). *The European Environment. State and Outlook 2005, Copenhagen, 2005*. <https://doi.org/92-9167-776-0>
- European Environment Agency. (2017). *Water scarcity conditions as measured using the water exploitation index plus (WEI+), by country, 2017*. https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/development-of-the-water-exploitation#tab-chart_1
- Falkenmark, M., Lundqvist, J., & Widstrand, C. (1989). Macro-scale water scarcity requires micro-scale approaches. *Natural Resources Forum*, 13(4), 258-267. <https://doi.org/10.1111/j.1477-8947.1989.tb00348.x>
- Hoekstra, A Y. (2012). Water footprint accounting. En *Water Accounting: International Approaches to Policy and Decision-making* (pp. 58-75). <https://doi.org/10.4337/9781849807500.00011>
- Hoekstra, Arjen Y. (2017). Water Footprint Assessment: Evolvement of a New Research Field. *Water Resources Management*, 31(10), 3061-3081. <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1618-5>
- Hussain, Z., Wang, Z., Wang, J., Yang, H., Arfan, M., Hassan, D., Wang, W., Azam, M. I., & Faisal, M. (2022). A comparative Appraisal of Classical and Holistic Water Scarcity Indicators. *Water Resources Management*, 36(3), 931-950. <https://doi.org/10.1007/s11269-022-03061-z>
- Kanakoudis, V., Papadopoulou, A., Tsitsifli, S., Curk, B. C., Karleusa, B., Matic, B., Altran, E., & Banovec, P. (2017a). Policy recommendation for drinking water supply cross-border networking in the Adriatic region. *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA*, 66(7), 489-508. <https://doi.org/10.2166/aqua.2017.079>
- Kanakoudis, V., Tsitsifli, S., Papadopoulou, A., Cencur Curk, B., & Karleusa, B. (2017b). Water resources vulnerability assessment in the Adriatic Sea region: the case of Corfu Island. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(25), 20173-20186. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9732-8>
- Kanakoudis, V., Tsitsifli, S., Papadopoulou, A., Curk, B. C., & Karleusa, B. (2016). Estimating the Water Resources Vulnerability Index in the Adriatic Sea Region. *Procedia Engineering*, 162, 476-485. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.11.091>
- Li, X., Li, Y., & Li, G. (2020). A scientometric review of the research on the impacts of climate change on water quality during 1998–2018. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(13), 14322-14341. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08176-7>

- Liu, X., Liu, W., Tang, Q., Liu, B., Wada, Y., & Yang, H. (2022). Global agricultural water scarcity assessment incorporating blue and green water availability under future climate change. *Earth's Future*, 10(4), e2021EF002567. <https://doi.org/10.1029/2021EF002567>
- Mancosu, N., Snyder, R. L., Kyriakakis, G., & Spano, D. (2015). Water Scarcity and Future Challenges for Food Production. *Water*, 7(3), 975-992. <https://doi.org/10.3390/w7030975>
- MARM. (2008). Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica. BOE núm. 229, 22 de septiembre de 2008.
- Mehrazar, A., Reza, A., Bavani, M., Massah Bavani, A. R., Gohari, A., Mashal, M., & Rahimikhoob, H. (2020). Adaptation of Water Resources System to Water Scarcity and Climate Change in the Suburb Area of Megacities. *Water Resources Management*, 34(12), 3855-3877. <https://doi.org/10.1007/s11269-020-02648-8>
- Monico, V., Solera, A., Bergillos, R. J., Paredes-arquiola, J., & Andreu, J. (2022). *Science of the Total Environment Effects of environmental flows on hydrological alteration and reliability of water demands*. 810. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151630>
- Noto, L. V. (2014). Exploiting the topographic information in a PDM-based conceptual hydrological model. *Journal of Hydrologic Engineering*, 19(6), 1173-1185. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000908](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000908)
- Pardo-Loaiza, J., Bergillos, R. J., Solera, A., Paredes-Arquiola, J., & Andreu, J. (2022). Habitat alteration assessment for the management of environmental flows in regulated basins. *Journal of Environmental Management*, 319, 115653. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115653>
- Pardo-loaiza, J., Solera, A., Bergillos, R. J., Paredes-arquiola, J., & Andreu, J. (2021). Improving indicators of hydrological alteration in regulated and complex water resources systems: A case study in the duero river basin. *Water (Switzerland)*, 13(19). <https://doi.org/10.3390/w13192676>
- Paudel, B., Zhang, Y., Yan, J., Rai, R., Li, L., Wu, X., Chapagain, P. S., & Khanal, N. R. (2020). Farmers' understanding of climate change in Nepal Himalayas: important determinants and implications for developing adaptation strategies. *Climatic Change*, 158(3), 485-502. <https://doi.org/10.1007/s10584-019-02607-2>
- Pedro-Monzonís, M., Solera, A., Ferrer, J., Estrela, T., & Paredes-Arquiola, J. (2015). A review of water scarcity and drought indexes in water resources

- planning and management. *Journal of Hydrology*, 527, 482-493. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.05.003>
- Perrin, C., Michel, C., & Andréassian, V. (2003). Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. *Journal of Hydrology*, 279(1-4), 275-289. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(03\)00225-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00225-7)
- Perveen, S., & James, L. A. (2010). Multiscale Effects on Spatial Variability Metrics in Global Water Resources Data. *Water Resources Management*, 24(9), 1903-1924. <https://doi.org/10.1007/s11269-009-9530-2>
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E., & Stromberg, J. C. (1997). The Natural Flow Regime. *BioScience*, 47(11), 769-784. <https://doi.org/10.2307/1313099>
- Raskin, P., Gleick, P., Kirshen, P., Pontius, G., & Strzepek, K. (1997). *Water futures: assessment of long-range patterns and problems. Comprehensive assessment of the freshwater resources of the world*. SEI.
- Richter, B. D., Bartak, D., Caldwell, P., Davis, K. F., Debaere, P., Hoekstra, A. Y., Li, T., Marston, L., McManamay, R., Mekonnen, M. M., Ruddell, B. L., Rushforth, R. R., & Troy, T. J. (2020). Water scarcity and fish imperilment driven by beef production. *Nature Sustainability*, 3(4), 319-328. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0483-z>
- Seckler, D., Amarasinghe, U., Molden, D., de Silva, R., & Barker, R. (1998). *World water demand and supply, 1990 to 2025: Scenarios and issues. Research Report 19*.
- Srinivasan, R., Ramanarayanan, T. ., Arnold, J. G., & Bednarz, S. . (1998). Large area hydrologic modeling and assessment. Part II: model application. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 91-101.
- Sullivan, C. A., Meigh, J. R., & Giacomello, A. M. (2003). The Water Poverty Index: Development and application at the community scale. *Natural Resources Forum*, 27(3), 189-199. <https://doi.org/10.1111/1477-8947.00054>
- Sullivan, C., Meigh, J., & Lawrence, P. (2006). Application of the Water Poverty Index at Different Scales: A Cautionary Tale. *Water International*, 31(3), 412-426. <https://doi.org/10.1080/02508060608691942>
- Tang, Q. (2020). Global change hydrology: Terrestrial water cycle and global change. *Science China Earth Sciences*, 63(3), 459-462. <https://doi.org/10.1007/s11430-019-9559-9>
- Témez, J. R. (1977). *Modelo Matemático de transformación «precipitación-escorrentía»* (Asociación de Investigación Industrial Eléctrica (ed.)). ASINEL.

- UNHCR. (2021). *United Nations High Commissioner for Refugees Global Report 2020*.
- United Nations. Statistical Division, & L. G. on E. A. S. on W. A. (2012). *System of environmental-economic accounting for water* (Vol. 100). United Nations Publications.
- Vanham, D., Hoekstra, A. Y., Wada, Y., Bouraoui, F., de Roo, A., Mekonnen, M. M., van de Bund, W. J., Batelaan, O., Pavelic, P., Bastiaanssen, W. G. M., Kummu, M., Rockström, J., Liu, J., Bisselink, B., Ronco, P., Pistocchi, A., & Bidoglio, G. (2018). Physical water scarcity metrics for monitoring progress towards SDG target 6.4: An evaluation of indicator 6.4.2 "Level of water stress". *Science of The Total Environment*, *613-614*, 218-232. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.056>
- Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S. E., Sullivan, C. A., Liermann, C. R., & Davies, P. M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, *467(7315)*, 555-561. <https://doi.org/10.1038/nature09440>
- Whitehead, P. G., Wilby, R. L., Battarbee, R. W., Kernan, M., & Wade, A. J. (2009). A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrological Sciences Journal*, *54(1)*, 101-123. <https://doi.org/10.1623/hysj.54.1.101>
- Zobeidi, T., Yaghoubi, J., & Yazdanpanah, M. (2022). Farmers' incremental adaptation to water scarcity: An application of the model of private proactive adaptation to climate change (MPPACC). *Agricultural Water Management*, *264*(May 2021), 107528. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agwat.2022.107528>

Capítulo 5. Discusión de resultados

5.1. Alteración hidrológica

A partir de la metodología propuesta y aplicada en el capítulo 2 de esta tesis doctoral, es posible obtener indicadores de alteración hidrológica globales de cada tramo del sistema de explotación del Órbigo, excluyendo canales artificiales. De acuerdo con esto, se han contabilizado un total de 41 tramos de río que fueron analizados dentro del sistema Órbigo. Para cada uno de estos segmentos, fueron determinados sus correspondientes indicadores globales de alteración hidrológica (IGAH) para los regímenes de caudales ecológicos definidos en el plan hidrológico (CHD, 2015). Los resultados se muestran en la Figura 1.

De acuerdo con la distribución espacial de los tramos, se observa que el río Órbigo presenta valores del IGAH en el rango de 0.6 a 0.8, que se puede considerar como un valor bueno. Por otra parte, el río Tuerto presenta tramos con el mismo rango, pero estos valores mejoran en la confluencia con el río Órbigo a un rango de 0.8 a 1.0. En contraste, se presenta una mayor alteración hidrológica en los tramos de río aguas abajo de cuatro de los siete embalses existentes en el sistema, donde se presentan valores de 0.4 a 0.6. Finalmente, el tramo de río con la mayor alteración hidrológica corresponde al río Luna, aguas abajo del embalse Barrios de Luna, con un valor de 0.282, la cual está provocada por la importante regulación en el embalse.

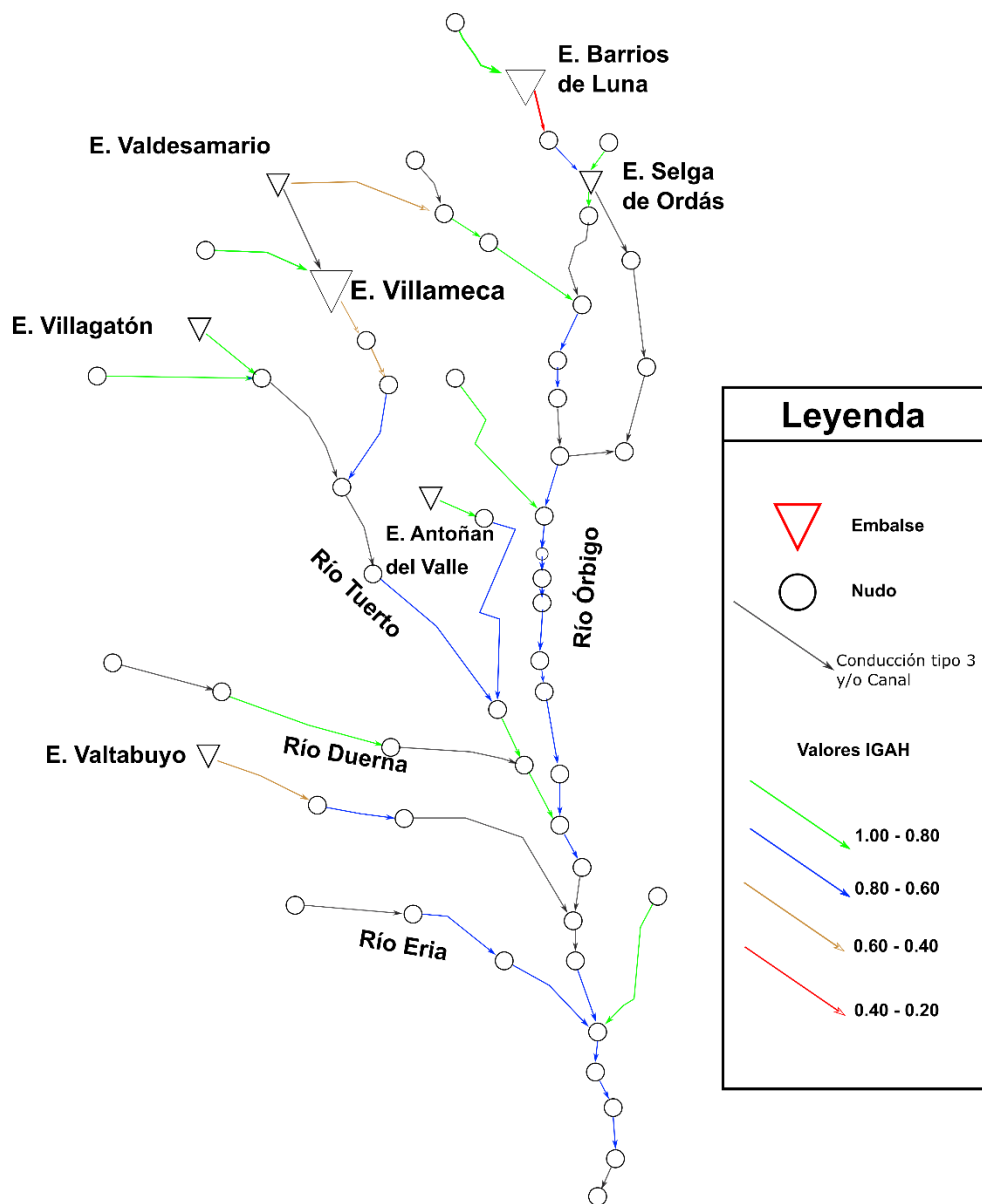


Figura 1. Esquema de la cuenca del Órbigo donde se indica el índice Global de Alteración hidrológica (IGAH) en los tramos de río analizados para el escenario actual de caudales ecológico de acuerdo al Plan Hidrológico (CHD, 2015).

La siguiente tabla muestra la variación del IGAH en los tramos de la cuenca para diferentes escenarios de caudales ecológicos. Se observa que, en las condiciones de caudal ecológico más desfavorable (- 30%), el 44% de los tramos de río presentan un menor valor de IGAH, mientras que un 32% mantiene el mismo valor de IGAH.

Por contra, el incremento en el valor del caudal ecológico puede llegar mejorar ligeramente el valor del IGAH en al menos un 54% de los tramos estudiados (+ 20%), y hasta 76% en la condición más restrictiva impuesta por los caudales mínimos. Por otro lado, el IGAH disminuye en un 15% de los tramos en ambos escenarios, correspondiendo a tramos de río cercanos a embalses y tramos del cauce principal (río Órbigo) en la zona media de la cuenca.

Tabla 1. Evolución del Indicador Global de Alteración Hidrológica (IGAH) de cada tramo de río analizado en el esquema de simulación desarrollado en SIMGES

TRAMO	Q -30%	Q -20%	Q -10%	Q (actual)	Q +10%	Q +20%	Q +30%	Q +40%	Q +50%
R. ARROYO DE LAS MUELAS 100	0.901	0.901	0.901	0.901	0.901	0.901	0.899	0.906	0.907
R. ARROYO DE LOS REGUERALES 253	0.920	0.920	0.920	0.920	0.920	0.920	0.920	0.920	0.920
R. BARBADIEL 109	0.820	0.820	0.820	0.820	0.820	0.820	0.822	0.825	0.826
R. DUERNA 148_A	0.999	0.999	0.999	0.999	0.999	0.999	1.000	0.999	0.999
R. ERIA 172_B	0.761	0.761	0.761	0.761	0.761	0.761	0.761	0.762	0.762
R. ERIA 173	0.761	0.761	0.761	0.761	0.761	0.761	0.761	0.762	0.762
R. HUERGAS 177_A	0.785	0.785	0.796	0.798	0.791	0.790	0.760	0.741	0.711
R. HUERGAS 177_B	0.766	0.766	0.764	0.764	0.769	0.774	0.771	0.786	0.799
R. JAMUZ 188	0.702	0.702	0.702	0.702	0.702	0.702	0.702	0.702	0.702
R. LUNA 23	0.926	0.926	0.926	0.926	0.926	0.926	0.929	0.929	0.929
R. LUNA 42_A	0.614	0.615	0.607	0.608	0.604	0.603	0.600	0.602	0.602
R. LUNA 74_A	0.269	0.274	0.278	0.282	0.286	0.285	0.289	0.291	0.294
R. LUNA 74_B	0.606	0.606	0.608	0.606	0.605	0.608	0.609	0.611	0.610
R. OMAÑA 64_B	0.860	0.861	0.861	0.861	0.861	0.861	0.861	0.861	0.862
R. OMAÑA 65	0.860	0.860	0.860	0.860	0.860	0.860	0.860	0.861	0.861
R. ÓRBIGO 43_A	0.756	0.754	0.762	0.759	0.762	0.771	0.771	0.774	0.769
R. ÓRBIGO 43_B	0.739	0.736	0.745	0.741	0.737	0.747	0.745	0.746	0.743

R. ÓRBIGO 44_B	0.731	0.721	0.726	0.726	0.723	0.732	0.730	0.734	0.734
R. ÓRBIGO 45_A	0.751	0.750	0.757	0.763	0.778	0.784	0.783	0.785	0.791
R. ÓRBIGO 45_B	0.661	0.662	0.678	0.682	0.690	0.705	0.709	0.708	0.718
R. ÓRBIGO 45_C	0.661	0.663	0.679	0.683	0.692	0.707	0.710	0.709	0.719
R. ÓRBIGO 46	0.611	0.612	0.613	0.615	0.615	0.617	0.624	0.627	0.632
R. ÓRBIGO 47_A	0.638	0.638	0.637	0.637	0.634	0.625	0.627	0.628	0.631
R. ÓRBIGO 47_B	0.611	0.612	0.612	0.615	0.615	0.617	0.623	0.626	0.631
R. ÓRBIGO 47_C	0.610	0.611	0.611	0.613	0.614	0.615	0.618	0.622	0.628
R. ÓRBIGO 48_A	0.745	0.732	0.716	0.703	0.692	0.691	0.690	0.691	0.693
R. ÓRBIGO 49_A	0.797	0.797	0.797	0.797	0.797	0.796	0.800	0.804	0.813
R. ÓRBIGO 49_B	0.777	0.774	0.773	0.774	0.777	0.779	0.777	0.777	0.779
R. ÓRBIGO 49_C	0.698	0.710	0.725	0.742	0.761	0.781	0.762	0.756	0.755
R. ÓRBIGO 49_D	0.698	0.710	0.725	0.742	0.761	0.781	0.762	0.756	0.755
R. PORQUERA 100_A	0.883	0.883	0.881	0.879	0.863	0.834	0.784	0.782	0.762
R. TORRE 82	0.885	0.885	0.884	0.884	0.884	0.884	0.885	0.887	0.890
R. TUERTO 102_A	0.701	0.712	0.727	0.732	0.741	0.754	0.766	0.775	0.779
R. TUERTO 105	0.732	0.737	0.744	0.748	0.759	0.763	0.762	0.772	0.776
R. TUERTO 47_A	0.804	0.815	0.828	0.828	0.841	0.840	0.840	0.849	0.849
R. TUERTO 47_B	0.823	0.829	0.833	0.842	0.857	0.851	0.844	0.855	0.852
R. TUERTO 99_A	0.432	0.434	0.434	0.436	0.437	0.439	0.437	0.437	0.442
R. TUERTO 99_B	0.596	0.597	0.592	0.586	0.588	0.591	0.590	0.587	0.594
R. VALDESAMARIO 63	0.502	0.507	0.515	0.522	0.530	0.539	0.551	0.570	0.583
R. VALLE 96	0.978	0.978	0.978	0.978	0.978	0.978	0.978	0.976	0.977
R. VALTABUYO 187	0.478	0.478	0.478	0.478	0.478	0.478	0.478	0.478	0.478

Finalmente, todos estos valores del IGAH por tramos pueden ser promediados de manera ponderada en función del caudal circulante por cada uno de ellos, para así obtener un valor que corresponda a todo el sistema de explotación Órbigo. En las condiciones de regulación actuales, el valor del IGAH de la cuenca es de 0.73, que puede considerarse como un valor aceptable. En la Figura 2 se puede observar la evolución de este indicador ante variaciones del caudal ecológico en el sistema encontrándose que varía ligeramente.

A priori, considerando únicamente la alteración hidrológica, la opción más recomendable podría ser un incremento del 20% de los valores de los caudales ecológicos con respecto a los actuales. Si bien, es necesario considerar también los efectos de estas variaciones en los caudales ecológicos sobre la alteración del hábitat, las garantías de las demandas y el estrés hídrico de la cuenca, tal y como se muestra en los siguientes apartados.

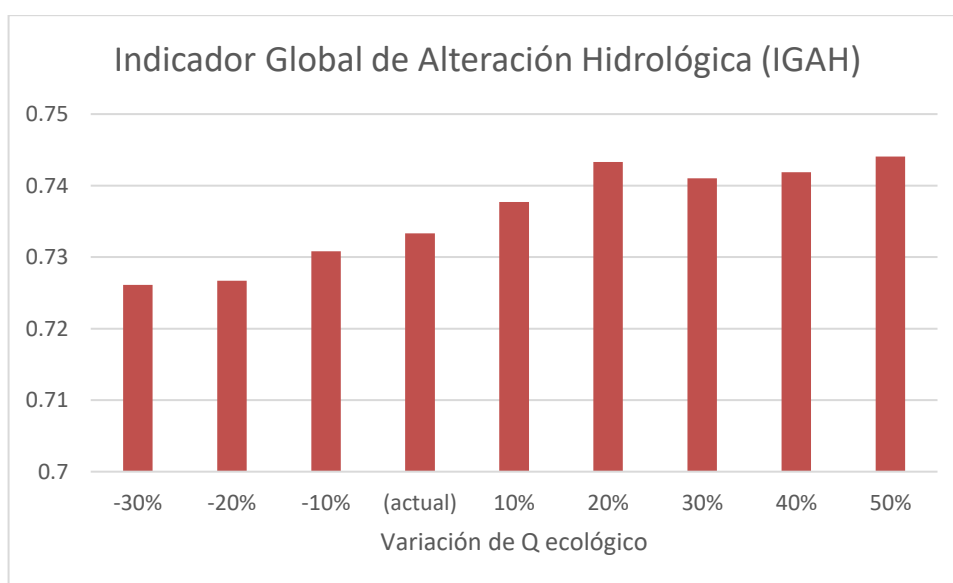


Figura 2. Evolución del Indicador Global de Alteración Hidrológica (IGAH) de la cuenca del Órbigo para los diferentes escenarios de caudales ecológicos analizados.

5.2. Alteración del hábitat

La alteración del hábitat en la cuenca del Órbigo fue determinada en base a la información de los tramos que contaban con información de hábitat potencial útil de especies representativas de la zona, resultando en dos tramos de río de este sistema. De la información analizada se obtuvieron indicadores de cinco especies en total, de las cuales tres están presentes en los dos tramos evalua-

dos (barbo, trucha y boga). La Figura 3 muestra los valores del índice de alteración del hábitat (IHabA) de cada una de las especies presentes en ambos tramos estudiados en la cuenca del Órbigo. Se observa que todas las especies adoptan valores aceptables, destacando el Bordallo en el tramo correspondiente al río Tuerto.

La variación del IHabA frente a variaciones de los caudales ecológicos para cada una de las especies presentes, mostrada en la Tabla 2, indica que no se presenta una variación importante en los valores de IHabA, siendo el Bordallo en el tramo del río Tuerto el que disminuye un poco más a diferencia de las otras especies, lo que indica que en este caso esta especie cede en favor del barbo y la trucha.

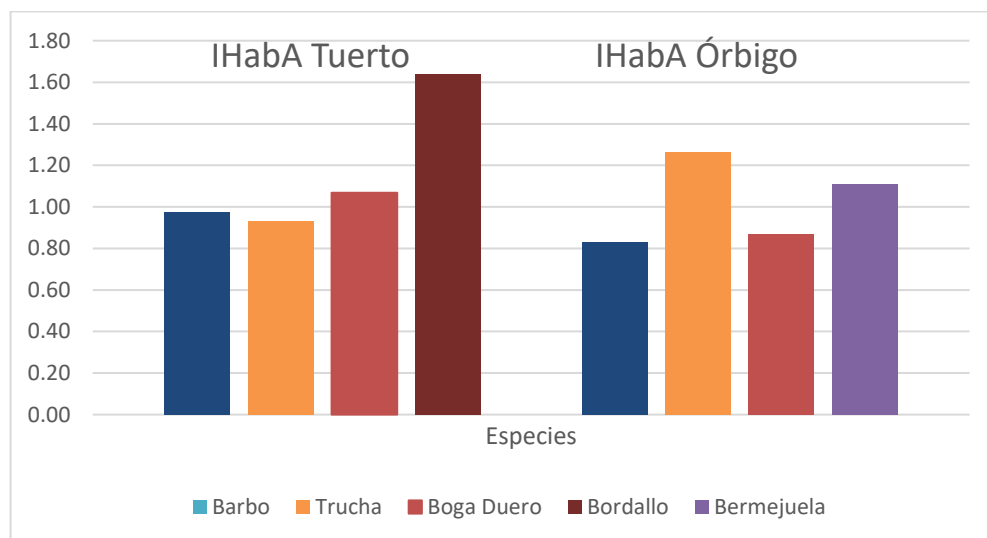


Figura 3. Indicadores de Alteración de Hábitat (IHabA) por tramo y por especie en el escenario actual de caudales ecológicos de la cuenca del Órbigo.

Tabla 2. Evolución del índice de Alteración del Hábitat (IHabA) por tramo y por especie en la cuenca del Órbigo

Escenario caudales ecológicos	Tuerto				Órbigo			
	Barbo	Trucha	Boga Duero	Bordallo	Barbo	Trucha	Boga Duero	Bermejuela
Q -30%	0.94	0.90	1.07	1.73	0.82	1.25	0.86	1.12
Q -20%	0.95	0.91	1.07	1.70	0.83	1.26	0.86	1.12
Q -10%	0.96	0.92	1.07	1.67	0.83	1.26	0.86	1.11
Q (actual)	0.98	0.93	1.07	1.64	0.83	1.26	0.87	1.11
Q +10%	0.99	0.94	1.07	1.61	0.83	1.26	0.87	1.11
Q +20%	1.00	0.95	1.06	1.57	0.83	1.26	0.88	1.10
Q +30%	1.01	0.96	1.06	1.53	0.82	1.26	0.88	1.09
Q +40%	1.02	0.97	1.05	1.48	0.82	1.25	0.89	1.09
Q +50%	1.03	0.98	1.05	1.44	0.82	1.23	0.90	1.08

Para integrar en un solo indicador la alteración del hábitat de los tramos analizados dentro de la cuenca del Órbigo, se agregaron los índices de cada especie. En este caso cada especie tiene el mismo peso para este cálculo por lo que la obtención de este indicador por tramo corresponde al promedio del valor para cada especie. Finalmente, para determinar un indicador global de la alteración del hábitat en el sistema de explotación Órbigo, se determinó el promedio de los dos tramos estudiados en función del caudal medio circulante de cada uno de ellos. En este caso el tramo correspondiente al río Órbigo tiene mayor peso que el del Tuerto, ya que su caudal circulante es mayor.

Tabla 3. Evolución del Indicador de Alteración del Hábitat (IHabA) por tramo y del Indicador Global de Alteración del Hábitat (IGHabA) de la cuenca del Órbigo

Escenario caudales ecológicos	Tuerto		Órbigo		IGHabA (sistema)
	Q medio (Hm ³)	IHabA (Tramo)	Q medio (Hm ³)	IHabA (Tramo)	
Q -30%	208.52	1.040	843.11	1.010	1.040
Q -20%	208.51	1.043	843.36	1.014	1.043
Q -10%	208.49	1.044	843.71	1.016	1.044
Q (actual)	208.48	1.045	844.10	1.018	1.045
Q +10%	208.46	1.044	844.53	1.018	1.044
Q +20%	208.43	1.043	845.05	1.017	1.043
Q +30%	208.45	1.040	845.64	1.015	1.040
Q +40%	208.62	1.035	846.40	1.011	1.035
Q +50%	208.81	1.030	847.48	1.006	1.030

Al analizar la evolución del indicador global del sistema frente a la variación en los valores de los caudales mínimos se observa una pequeña variación a la baja, lo que indica que los incrementos de los caudales ecológicos en el sistema de explotación Órbigo no producen mejoras en la habitabilidad de las especies con respecto a los regímenes de caudales ecológicos actuales.

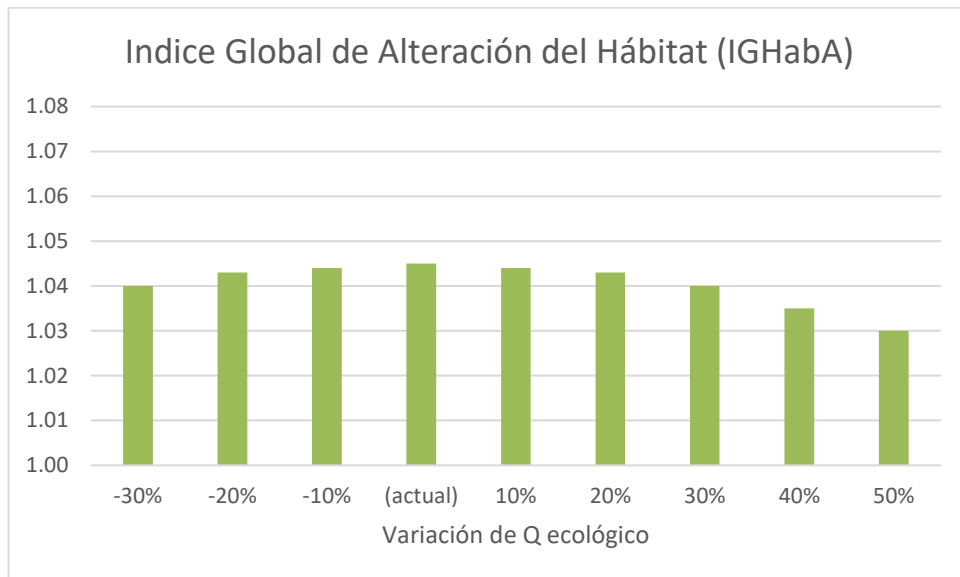


Figura 4. Evolución del Indicador Global de Alteración del Hábitat (IGHabA) de la cuenca del Órbigo para los diferentes escenarios de caudales ecológicos analizados.

5.3. Suministro a las demandas

De manera paralela a la determinación y evolución de los distintos indicadores de alteración, también es preciso evaluar el comportamiento de las demandas presentes en el sistema, con la finalidad de intentar garantizar el suministro de éstas y/o minimizar sus déficits. Para ello, se determinó el porcentaje de déficit en el suministro de cada una de las demandas presentes en el sistema para cada Unidad de Demanda Agraria (UDA) y Urbana (UDU), y para cada escenario de regímenes de caudales ecológicos.

Para el caso de las demandas urbanas, el incremento en los caudales ecológicos no afecta a estos suministros, debido a que las reglas de operación para la gestión de los recursos hídricos anteponen el uso urbano sobre el agrícola,

por lo que no hay déficits en las unidades de demanda urbana para ninguno de los nueve escenarios de caudales ecológicos analizados en la discusión.

Por su parte, los porcentajes de déficit correspondientes a las UDAs se muestran en la Tabla 4. Se observa que, al requerirse una mayor cantidad de agua para el cumplimiento de los regímenes de caudales ecológicos en el sistema, la cantidad de agua disponible para satisfacer las demandas agrarias disminuye, y por consiguiente el déficit aumenta en cada incremento de caudal ecológico, siendo más notable en el escenario de mayor incremento (+50%) del caudal ecológico.

Tabla 4. Evolución del porcentaje de déficit de las Unidades de Demanda Agraria (UDA) en la cuenca del Órbigo ante diferentes escenarios de incremento del caudal ecológico.

UDA	Q -30%	Q -20%	Q -10%	Q (actual)	Q +10%	Q +20%	Q +30%	Q +40%	Q +50%
DA 2000013 RP Río Luna entre E de Luna y Selga de Or- dás	0.00%	0.17%	0.17%	0.51%	0.51%	0.51%	0.43%	1.02%	1.80%
DA 2000014 ZR Velilla	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.11%	0.29%	0.41%	0.40%	0.54%
DA 2000015 ZR Páramo y Páramo me- dio	0.00%	0.00%	0.00%	0.05%	0.18%	0.31%	0.42%	0.50%	0.59%
DA 2000016 RP Ríos Omañas y Valdesama- rio	1.69%	1.69%	1.69%	1.77%	1.69%	1.76%	1.75%	1.71%	1.74%
DA 2000017 ZR Carrizo	0.00%	0.02%	0.08%	0.28%	0.26%	0.29%	0.38%	0.53%	0.88%
DA 2000018 ZR Castañón	0.00%	0.02%	0.14%	0.24%	0.32%	0.41%	0.54%	0.78%	1.14%

DA 2000020 ZR San Justo y San Román	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.34%	0.96%	1.53%
DA 2000021 RP Órbigo- Jamuz	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.10%	0.26%	0.64%	1.09%
DA 2000022 RP Río Eria	22.34%	22.34%	22.34%	22.34%	22.34%	22.34%	22.34%	22.34%	22.34%
DA 2000023 ZR Manga- neses	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
DA 2000024 RP Río Torre	0.00%	0.15%	0.22%	0.46%	0.46%	0.46%	0.52%	1.21%	1.79%
DA 2000027 RP Ríos Tuerto Bajo y Turienzo	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.12%	0.71%	1.40%
DA 2000031 RP Cabecera Río Luna	0.00%	0.02%	0.03%	0.05%	0.05%	0.05%	1.56%	1.56%	1.57%
DA 2000036 RP Río Tuerto Alto	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.17%	0.83%	1.64%
DA 2000037 RP Río Duerna	49.45%	49.45%	49.45%	49.45%	49.45%	49.45%	49.45%	49.45%	49.48%
DA 2000038 RP Presa Ce- rrajera	0.00%	0.02%	0.13%	0.26%	0.32%	0.39%	0.57%	0.67%	1.12%
DA 2000039 RP Río Luna	0.00%	0.16%	0.23%	0.48%	0.48%	0.48%	0.61%	1.19%	1.75%
DA 2000044 RP Valta- buyo y Ja- muz	24.73%	24.73%	24.73%	24.73%	24.73%	24.73%	24.73%	24.73%	24.73%
DA 2000045 RP Villaga- tón	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.35%	1.00%	1.87%
DA 2000052 RP Órbigo Medio	0.00%	0.01%	0.11%	0.20%	0.25%	0.32%	0.46%	0.71%	1.15%
DA 2000224 RP Arroyo Barbadiel	3.76%	3.77%	3.84%	3.94%	3.96%	4.06%	4.11%	4.40%	4.84%

DA 2000314 RP Aguas arriba de Vi- llameca	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.07%	0.47%	2.03%	3.41%
DA 2000315 RP Arroyo de Muelas	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.37%	1.09%	1.99%
DA 2000316 RP Antoñán del Valle	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.08%	0.40%	0.96%
DA 2000317 RP Arroyo de los Re- guerales	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
DA 2000332 RP Aledaños del Canal de Carrizo	0.00%	0.02%	0.12%	0.23%	0.29%	0.35%	0.41%	0.76%	1.10%

Finalmente, los valores de los déficits correspondientes a cada unidad de demanda agraria pueden ser promediados para obtener un valor único de porcentaje de déficit representativo de todas las UDAs del sistema. Los resultados se muestran en la Figura 5. En las condiciones actuales el déficit para las UDAs del sistema Órbigo es del 4.04%. Conforme se incrementan los caudales ecológicos, el porcentaje del déficit global en las UDAs se incrementa ligeramente, y sube de manera notable al aumentar a partir de incrementos en el caudal ecológico del 40%.

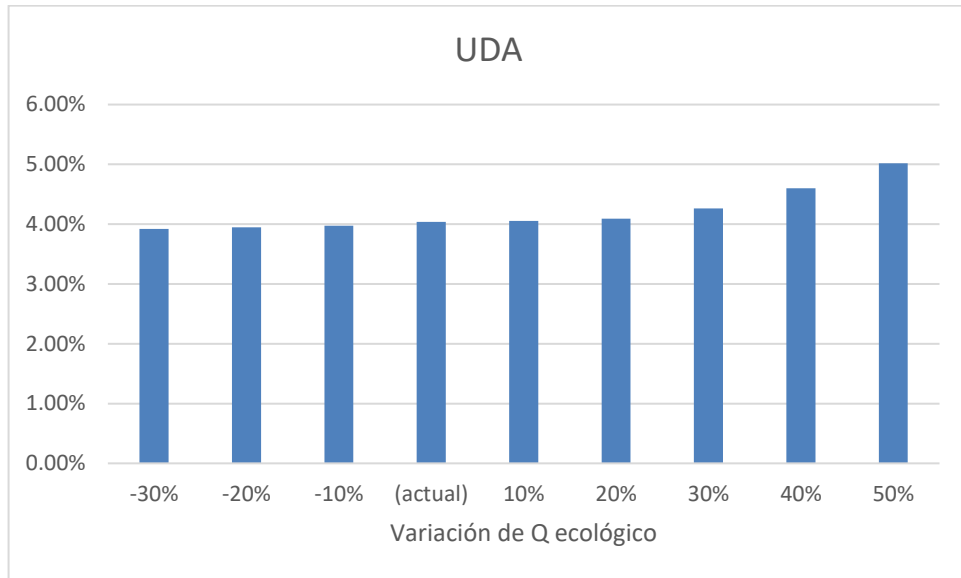


Figura 5. Evolución del porcentaje de déficit global de las UDA en la cuenca del Órbigo en diferentes escenarios de caudal ecológico.

5.4. Explotación del recurso hídrico

El índice de explotación del recurso hídrico modificado (*Water Exploitation Index – WEI+*) determina el grado de estrés de los distintos tramos de río que conforman el sistema de explotación en función del agua disponible y el recurso que es consumido. A partir de la metodología propuesta y aplicada en el capítulo 4, es posible obtener el WEI+ para cada tramo analizado de la cuenca del Órbigo. Los tramos analizados dentro del esquema desarrollado en SIMGES excluyen los canales. Para cada tramo fue determinado el WEI+ en condiciones de caudal mínimo definido por el plan hidrológico (CHD, 2015), el cual se distribuye según se muestra en la figura 6.

De acuerdo con la distribución espacial de los tramos, se observa que el río Órbigo presenta valores de WEI+ en el rango de 0 a 0.69. La mayor parte de los

tramos de río presentan valores menores a 0.2, lo que indica un estrés hídrico bajo; mientras que segmentos de río correspondientes sobre todo al río Órbigo en confluencia con el río Tuerto y segmentos de este último presentan valores mayores a 0.2 y menores de 0.4. El mayor grado de estrés hídrico para el escenario de caudales ecológicos actual se presenta en la parte alta de la cuenca, en un tramo que corresponde al río Valdesamario.

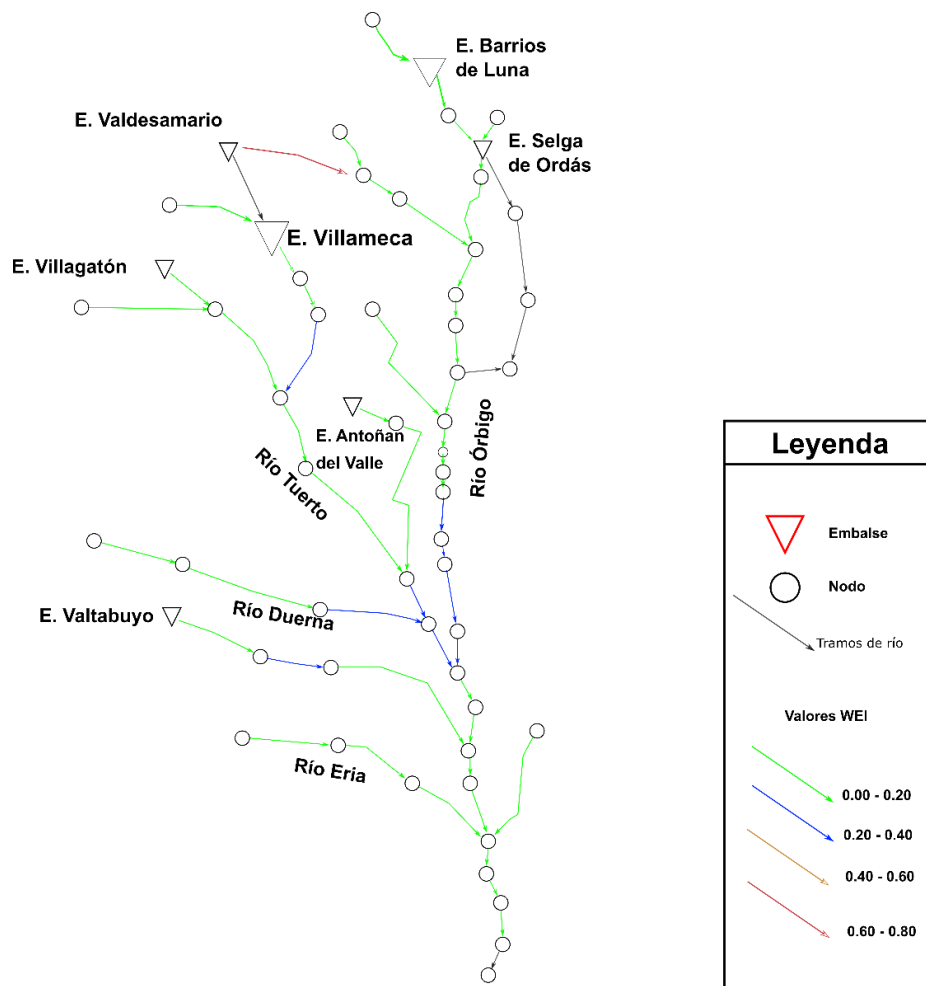


Figura 6. Esquema del sistema de recursos hídricos del Órbigo donde se indica el WEI⁺ en los tramos de río analizados para el escenario actual de caudales ecológicos.

En la Tabla 5 se muestra la variación del WEI⁺ en los diferentes tramos analizados para diferentes escenarios de caudales ecológicos. Se observa que, al incrementar el valor del caudal mínimo, la mayoría de los tramos de río del sistema incrementa ligeramente el valor de WEI⁺, lo que indica una variación al alza en el grado de estrés hídrico en la cuenca. En la figura 7 se pueden observar los cambios que sufren todos los tramos en su WEI⁺ de la condición menos

restrictiva de caudal ecológico (-30%) a la condición más restringida (+50% de caudal ecológico), donde se detecta que el cauce del río Tuerto se ve especialmente presionado al aumentar el WEI+ en uno de sus tramos a un valor de 0.92 aguas arriba de la confluencia con el río Duerna en el escenario de caudales ecológicos más restrictivo.

Tabla 5. Evolución del WEI+ por cada tramo analizado en el esquema de simulación desarrollado en SIMGES.

Tramo	Q -30%	Q -20%	Q -10%	Q (actual)	Q +10%	Q +20%	Q +30%	Q +40%	Q +50%
r. Arroyo de las Muelas 100	0.032	0.033	0.033	0.033	0.034	0.034	0.035	0.035	0.035
r. Arroyo de los Reguerales 253	0.028	0.028	0.028	0.028	0.028	0.029	0.029	0.029	0.029
r. Barbadiel 109	0.072	0.072	0.073	0.073	0.073	0.073	0.074	0.074	0.074
r. Duerna 146	0.006	0.006	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.008
r. Duerna 148_a	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	0.002	0.002
r. Duerna 148_b	0.276	0.282	0.288	0.295	0.301	0.309	0.316	0.324	0.332
r. Eria 172_a	0.150	0.152	0.155	0.157	0.160	0.162	0.165	0.168	0.171
r. Eria 172_b	0.150	0.152	0.154	0.157	0.159	0.162	0.165	0.167	0.170
r. Eria 173	0.140	0.141	0.141	0.142	0.143	0.143	0.144	0.145	0.146
r. Huergas 177_a	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
r. Huergas 177_b	0.083	0.083	0.084	0.084	0.085	0.085	0.085	0.086	0.086
r. Jamuz 188	0.329	0.331	0.332	0.333	0.334	0.336	0.337	0.339	0.340
r. Jamuz 189	0.157	0.157	0.158	0.159	0.159	0.160	0.161	0.162	0.162
r. Luna 23	0.017	0.017	0.017	0.018	0.018	0.018	0.019	0.019	0.019
r. Luna 42_a	0.060	0.061	0.062	0.062	0.062	0.062	0.063	0.063	0.064
r. Luna 42_b	0.060	0.060	0.061	0.061	0.061	0.062	0.062	0.062	0.063
r. Luna 74_a	0.010	0.010	0.010	0.011	0.011	0.011	0.011	0.011	0.011
r. Luna 74_b	0.013	0.014	0.014	0.014	0.014	0.014	0.015	0.015	0.015
r. Omaña 64_a	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
r. Omaña 64_b	0.066	0.067	0.068	0.069	0.070	0.071	0.072	0.073	0.075
r. Omaña 65	0.062	0.062	0.063	0.063	0.063	0.064	0.064	0.064	0.065
r. Órbigo 43_a	0.092	0.093	0.094	0.094	0.095	0.096	0.098	0.098	0.100
r. Órbigo 43_b	0.130	0.131	0.133	0.134	0.135	0.137	0.139	0.140	0.141
r. Órbigo 44_a	0.107	0.108	0.109	0.110	0.111	0.113	0.114	0.115	0.116
r. Órbigo 44_b	0.123	0.125	0.126	0.127	0.128	0.129	0.130	0.130	0.131

r. Órbigo 45_a	0.087	0.089	0.090	0.091	0.092	0.092	0.093	0.093	0.094
r. Órbigo 45_b	0.169	0.172	0.174	0.177	0.179	0.181	0.183	0.184	0.187
r. Órbigo 45_c	0.170	0.172	0.175	0.177	0.179	0.181	0.183	0.185	0.187
r. Órbigo 46	0.198	0.200	0.202	0.204	0.206	0.207	0.209	0.210	0.212
r. Órbigo 47_a	0.207	0.210	0.214	0.217	0.220	0.223	0.227	0.229	0.233
r. Órbigo 47_b	0.205	0.209	0.212	0.215	0.219	0.222	0.225	0.228	0.231
r. Órbigo 47_c	0.207	0.211	0.214	0.217	0.221	0.224	0.227	0.230	0.233
r. Órbigo 48_a	0.181	0.183	0.186	0.188	0.190	0.192	0.194	0.195	0.197
r. Órbigo 48_b	0.179	0.181	0.183	0.185	0.187	0.189	0.191	0.193	0.195
r. Órbigo 48_c	0.178	0.180	0.182	0.184	0.186	0.188	0.190	0.192	0.193
r. Órbigo 49_a	0.181	0.183	0.186	0.189	0.191	0.193	0.196	0.198	0.200
r. Órbigo 49_b	0.182	0.184	0.186	0.188	0.190	0.192	0.194	0.196	0.198
r. Órbigo 49_c	0.182	0.184	0.186	0.188	0.190	0.192	0.194	0.196	0.198
r. Órbigo 49_d	0.182	0.184	0.186	0.188	0.190	0.192	0.194	0.196	0.198
r. Porquera 100_a	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
r. Porquera 100_b	0.066	0.066	0.066	0.067	0.067	0.067	0.067	0.067	0.067
r. Torre 82	0.040	0.040	0.040	0.040	0.041	0.041	0.041	0.041	0.041
r. Tuerto 102_a	0.201	0.205	0.210	0.214	0.219	0.224	0.229	0.233	0.238
r. Tuerto 102_b	0.127	0.128	0.130	0.131	0.133	0.134	0.136	0.137	0.138
r. Tuerto 105	0.182	0.185	0.189	0.192	0.196	0.200	0.203	0.206	0.210
r. Tuerto 47_a	0.220	0.243	0.272	0.308	0.356	0.421	0.515	0.659	0.921
r. Tuerto 47_b	0.195	0.207	0.221	0.237	0.256	0.277	0.303	0.333	0.369
r. Tuerto 99_a	0.089	0.090	0.092	0.094	0.096	0.098	0.100	0.102	0.104
r. Tuerto 99_b	0.089	0.090	0.092	0.094	0.096	0.098	0.100	0.102	0.104
r. Valdesamario 63	0.658	0.667	0.677	0.687	0.697	0.707	0.718	0.729	0.741
r. Valle 96	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007
r. Valtabuyo 187	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000

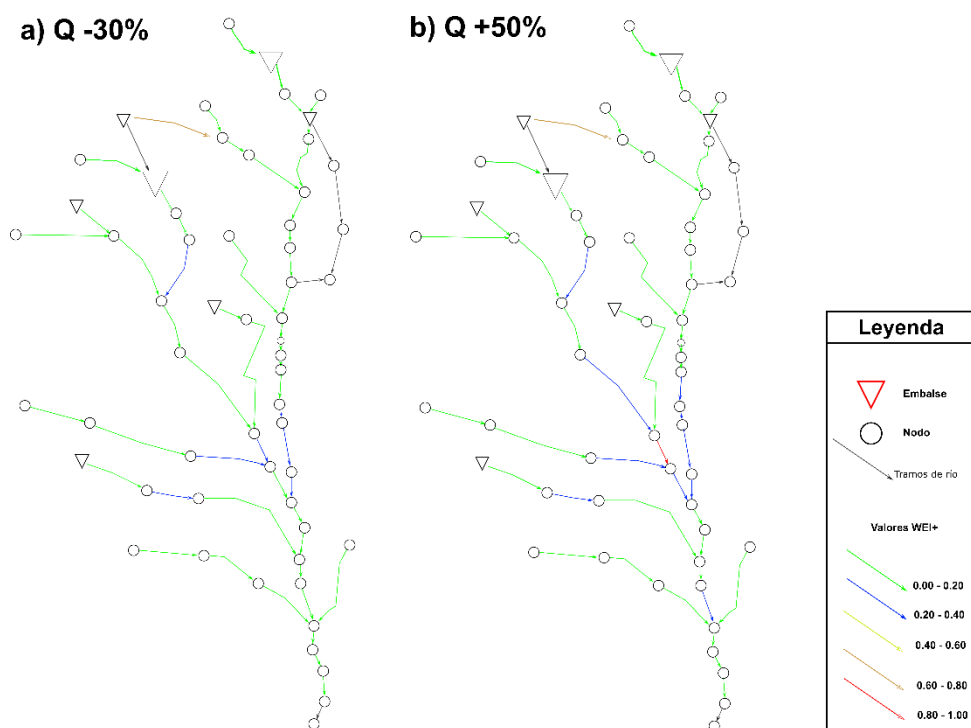


Figura 7. Esquema del sistema de recursos hídricos del Órbigo donde se indica el WEI⁺ en los tramos de río analizados para los escenarios de caudal ecológico de -30% (a) y +50% (b) con respecto al escenario de caudal ecológico actual.

Al igual que con los demás indicadores, se puede llevar a cabo la integración de un indicador global mediante un promedio ponderado de todos los tramos del sistema considerando el caudal medio circulante. De esta forma, el valor global del WEI⁺ corresponde a 0.159 para los regímenes de caudales ecológicos actuales, lo que indica un estrés hídrico aceptable en el sistema de explotación Órbigo en su conjunto. Al incrementar el valor del caudal ecológico, el valor del WEI⁺ también aumenta, lo que indica que la restricción del caudal mínimo tiene como consecuencia un mayor estrés hídrico, aunque visto de manera global, este incremento podría considerarse asumible (Figura 8).

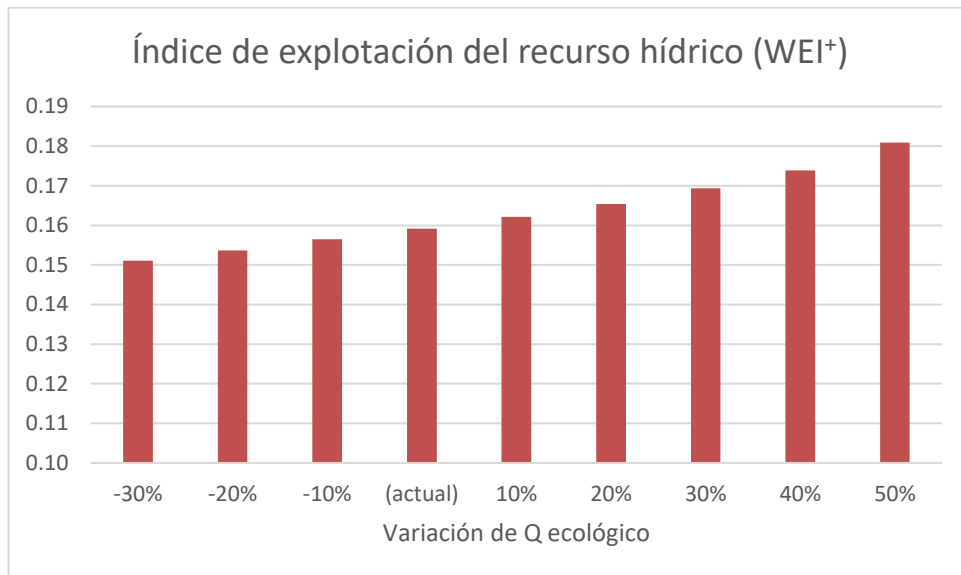


Figura 8. Evolución del índice de explotación del recurso hídrico global (WEI+) de la cuenca del Órbigo con respecto a la variación del caudal mínimo dentro del modelo de simulación.

5.5. Análisis conjunto de los efectos de los caudales ecológicos

Una vez que se ha recabado la información de los distintos indicadores y condensado en valores globales que representen a la zona de estudio, es necesario agrupar estos datos con la finalidad de ofrecer a los usuarios y tomadores de decisión herramientas adecuadas con las que sea fácil mostrar el comportamiento de la cuenca al establecer diferentes condiciones de caudal ecológico en el sistema.

Para llevar a cabo este análisis conjunto es necesario normalizar la información de los diferentes indicadores obtenidos, de manera que sean fácilmente interpretables y comparables. En el caso del IGAH, por su propia definición ya se encuentra normalizado entre 0 y 1, de modo que el indicador global normalizado se corresponde con el indicador global.

En la integración del IGAB en el análisis conjunto, sus valores se han normalizado entre 0 y el valor máximo de los indicadores de alteración de hábitat obtenidos, al que se le asignó el valor 1, correspondiéndose con el valor asociado al escenario actual de caudales ecológicos actual.

El valor del déficit de la demanda agrícola normalizada se obtiene al hacer la consideración de que un 0% de déficit corresponde a un valor normalizado de 1 (indicando la situación ideal) y el máximo déficit obtenido se corresponde al valor normalizado 0 (indicando la peor situación). Los valores de déficit obtenidos tras realizar la normalización se encuentran cercanos a 1 al tener porcentajes que no superan el 6% (Tabla 6).

Finalmente, en el caso de los valores globales del WEI⁺, los resultados que representan la mejor condición son inversos a los valores del WEI⁺, es decir, la mejor situación (nulo estrés hídrico) se corresponde con el menor valor del WEI⁺. Por ello, el valor normalizado del WEI⁺ se obtuvo como el valor absoluto de la resta del valor del WEI⁺ menos 1.

Los resultados de todos los indicadores normalizados se muestran en la Tabla 6. Se observa que el IGAB es el único indicador que se ve beneficiado por un incremento en los caudales ecológicos en la cuenca. El IGAB presenta su valor máximo en las condiciones actuales de caudal ecológico y al incrementarse los caudales ecológicos, el IGAB normalizado disminuye. El déficit también sufre una disminución, pero de igual manera en los valores globales esta variación es mínima, sin embargo, la tendencia de esta disminución es marcada a partir del incremento del 30% del caudal mínimo. Finalmente, en el caso de los valores del (WEI⁺), el menor estrés hídrico se tiene en el escenario de menores valores de caudal ecológico.

Al examinar los valores de los indicadores en las condiciones actuales de caudal ecológico, se puede deducir que los valores pueden considerarse como

adecuados, ya que se encuentran por arriba de 0.7, siendo el IGAH el más bajo con un valor de 0.733. No obstante, el propósito de este análisis es poder conseguir una alternativa que mejore estos valores en conjunto.

Tabla 6. Indicadores globales normalizados en la cuenca del Río Órbigo ante diferentes variaciones de caudal ecológico.

Escenario caudales ecológicos	Indicador			
	IGAHH	IGAHHab	Def _{DA}	WEI ⁺
Q -30%	0.72610	0.9957	0.96078	0.84892
Q -20%	0.72671	0.9980	0.96055	0.84631
Q -10%	0.73080	0.9995	0.96027	0.84353
Q (actual)	0.73331	1.0000	0.95962	0.84080
Q +10%	0.73770	0.9994	0.95945	0.83784
Q +20%	0.74330	0.9979	0.95908	0.83461
Q +30%	0.74103	0.9950	0.95737	0.83063
Q +40%	0.74186	0.9905	0.95399	0.82616
Q +50%	0.74407	0.9856	0.94984	0.81911

La Figura 9 muestra de manera grafica la evolución de estos indicadores, donde se observa que los indicadores más sensibles a la variación del régimen de caudales ecológicos son el IGAH y el WEI⁺. El incremento en el caudal ecológico favorece en la disminución de la alteración hidrológica, pero a su vez compromete el suministro de las demandas agrícolas e incrementa el grado de estrés hídrico en la cuenca, mientras que el indicador de hábitat indica que las especies presentes sufrirían un reacomodo en sus condiciones a consecuencia del cambio en los caudales ecológicos.

De los escenarios alternativos donde el régimen de caudales ecológico es incrementado con respecto al actual, se puede concluir que el escenario de cau-

dal aumentado en un 20% presenta las mejores condiciones para su implementación, ya que produce la menor alteración hidrológica, con un valor de IGAH de 0.7433, mientras que los valores de déficit de las UDA y IGAHab se mantienen con valores similares a los obtenidos en el escenario actual. Finalmente, a pesar de que el estrés hídrico se incrementa, en este escenario se considera como un valor aceptable, además de que en el análisis por tramos no presenta valores de WEI+ elevados.

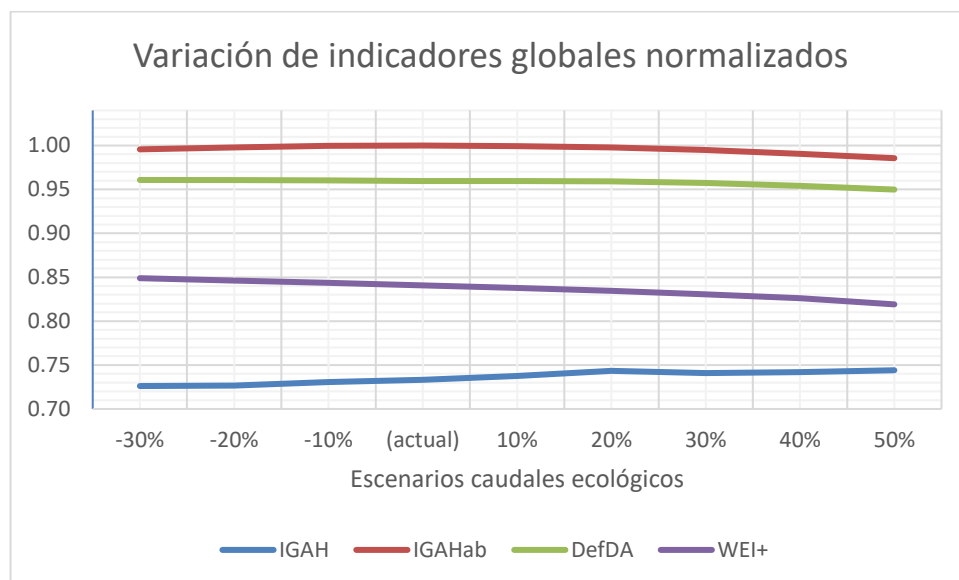


Figura 9. Variación del indicador global de alteración hidrológica (IGA), el indicador global de alteración del hábitat (IGAHab), el déficit de la demanda agrícola (DefDA) y el índice global de explotación del recurso hídrico (WEI+) normalizados de la cuenca del Río Órbigo, ante diferentes escenarios de caudal ecológico.

Capítulo 6. Conclusiones

6.1. Conclusiones

El principal objetivo de esta tesis consiste en mejorar y facilitar el proceso de toma de decisiones mediante el uso de indicadores que relacionan aspectos fundamentales de las cuencas hidrológicas con la implementación de caudales ecológicos, con la finalidad de establecer las condiciones adecuadas para llevar a cabo una planificación integrada y sostenible de los sistemas de recursos hídricos.

Para cumplir este objetivo, se desarrollaron diversas metodologías que permiten la integración del cálculo y análisis de estos indicadores con un modelo de simulación de la gestión con el fin de obtener parámetros globales representativos de todo el sistema de recursos hídricos. Dichas metodologías fueron analizadas en la cuenca del Duero, y de manera particular en el sistema de explotación Órbigo, ya que se trata de un sistema altamente regulado y considerable variabilidad hidrológica. Estas metodologías y los resultados de su aplicación al caso de estudio se encuentran detallados en tres artículos científicos.

El primer artículo presenta una metodología que integra y mejora los indicadores de alteración hidrológica para el análisis de múltiples escenarios de gestión de caudales ecológicos en la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Duero. En la zona de estudio, los resultados obtenidos para las diferentes simulaciones analizadas revelan que existe cierta mejoría en los valores de algunos indicadores conforme se incrementan los caudales ecológicos. Sin embargo, todos los indicadores y sistemas de explotación no reaccionan de la misma manera a estas variaciones mínimas de caudal, lo que sugiere que en algunos casos es necesario proponer otras medidas. La metodología, que es extensible a otros sistemas de recursos hídricos regulados, permite la simula-

ción de múltiples alternativas de planificación y gestión para encontrar una estrategia óptima que ayude a preservar o mejorar los ecosistemas de cuencas hidrográficas sin afectar las demandas de los usuarios de agua.

El segundo trabajo presenta una metodología para la evaluación de la alteración del hábitat en cuencas reguladas. La metodología comprende la modelización de asignación de agua y la modelización de simulación de hábitat para proporcionar un indicador de alteración del hábitat para las especies presentes en la cuenca. Este indicador, que fue aplicado en la cuenca del río Órbigo, se basa en la relación entre las series temporales del hábitat en condiciones reguladas y naturales. Dichas series y el indicador de alteración del hábitat fueron, en primer lugar, evaluadas considerando los caudales ecológicos actuales. De dicho análisis quedó comprobado que las condiciones de habitabilidad en las actuales condiciones reguladas para la mitad de las especies presentes en los tramos fluviales analizados son más adecuadas que las que tendrían en condiciones naturales, indicando que la presencia de caudales ecológicos provoca efectos positivos para estas especies, especialmente en meses estivales. A continuación, se realizaron nuevas simulaciones variando los valores de los caudales ecológicos de -30% a +50% en rangos de 10%. Los resultados obtenidos permiten concluir que el aumento de los valores de caudal ecológico provoca mejoras en la idoneidad del hábitat de algunas especies y reduce la alteración del hábitat para todas las especies de la cuenca del río Órbigo. También se cuantificaron los suministros a las demandas de agua, y se pudo establecer en qué porcentajes podría aumentarse el caudal ecológico sin afectar a las garantías de las demandas de agua.

El tercer artículo presenta una metodología para estimar el estrés hídrico en cuencas reguladas, por medio del cálculo del índice de explotación del recurso hídrico (*Water Exploitation Index* – WEI⁺) a través de modelos de simulación de la gestión, lo que permite evaluar la escasez del agua en diferentes escalas

espaciales y temporales. La metodología es aplicada en la cuenca del río Órbigo, analizando tanto el estrés hídrico de la cuenca en su conjunto, como la variabilidad a lo largo de los dos principales cauces que conforman este sistema de explotación (río Tuerto y río Órbigo), así como en tramos concretos del cauce principal en la parte alta, media y baja de la cuenca. En los cálculos realizados, se determina el WEI⁺ a partir del recurso hídrico disponible, las extracciones utilizadas para el abastecimiento de las demandas, los retornos de agua y las restricciones definidas por los regímenes de caudales ecológicos actuales en cada uno de los tramos de río que pertenecen al sistema de explotación. De los valores obtenidos de WEI⁺, se concluye que la parte alta de la cuenca del Órbigo presenta el menor estrés hídrico. De igual forma se ha observado que el cauce del río Órbigo está sometido a un menor estrés hídrico que el río Tuerto, por lo que el primero tendría una mejor viabilidad para abastecer nuevas demandas de agua y/o restricciones ambientales futuras. La evaluación específica de cauces del río Órbigo, establece que los tramos de la parte alta del río tienen una mayor disponibilidad de agua para cumplir con nuevos usos del agua y/o restricciones ambientales, ya que presentan valores más bajos del WEI⁺. También se calculó la evolución mensual de los valores mensuales del WEI⁺, donde se obtuvo que el recurso hídrico consumido en el periodo estival es entre 1.5 (parte alta de la cuenca) y 2.5 (parte alta de la cuenca) veces mayor a los recursos naturales durante dicho periodo, poniendo de manifiesto la importancia de la regulación fluvial en la cuenca estudiada para poder satisfacer las demandas durante todo el año. Por último, se analizó la influencia de los caudales ecológicos en el WEI⁺, y se demostró que la reducción o el aumento de los caudales ambientales no sólo puede provocar aumentos o disminuciones, respectivamente, de los recursos hídricos disponibles, sino que también puede provocar variaciones en el agua consumida debido a la mayor o menor disponibilidad de los recursos hídricos, siendo este efecto más significativo cuanto mayor es el estrés hídrico.

Las metodologías mostradas en cada uno de los artículos científicos permitieron llevar a cabo un análisis conjunto de la información concerniente al sistema de recursos hídricos de la cuenca del río Órbigo, donde se integraron indicadores globales referentes a la alteración hidrológica, alteración de hábitat, explotación del recurso hídrico y déficit de las demandas. En dicho análisis se ha observado que en las condiciones actuales de gestión los indicadores en su conjunto presentan valores aceptables que permiten la correcta explotación del sistema desde los puntos de vista ambiental y socioeconómico. Sin embargo, al analizar los resultados para diferentes alternativas de regímenes de caudales ecológicos, se concluye que sería posible incrementar en un 20% los caudales ecológicos actuales, lo cual mejoraría (disminuiría) la alteración hidrológica, sin que se presenten variaciones significativas en los indicadores relacionados con el déficit de las demandas y el estrés hídrico.

Por último, es importante destacar que los indicadores propuestos y analizados en esta tesis doctoral sirven como herramientas de apoyo a la toma de decisiones en la definición de regímenes de caudales ecológicos en los ciclos de planificación hidrológica, permitiendo evaluar, de manera integrada y conjunta, sus efectos sobre el medioambiente, las actividades socioeconómicas y la sostenibilidad de los recursos hídricos disponibles.

6.2. Aportaciones originales de la tesis

Las principales aportaciones de esta tesis doctoral son las siguientes:

- El desarrollo de una metodología para la aplicación de los indicadores de alteración hidrológica a los análisis de la gestión para planificación hidrológica y la definición de un único indicador de alteración hidrológica a escala de cuenca. Esta metodología ha sido ensayada en la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Duero.

- La propuesta de una metodología para obtener un indicador de alteración del hábitat potencial útil inducida por actuaciones de gestión, y su aplicación y agregación a escala de cuenca en conjunto con los indicadores de alteración hidrológica. Este indicador fue evaluado para las especies presentes en el sistema de explotación Órbigo de la Demarcación Hidrográfica del Duero.
- El planteamiento de una metodología para reducir la escala espacial en la obtención del índice de explotación del recurso hídrico modificado (WEI⁺). Esta metodología fue ensayada para el análisis de valores incrementales de caudales mínimos definidos en los tramos de río del sistema de explotación Órbigo de la Demarcación Hidrográfica del Duero.
- El desarrollo metodológico para el análisis conjunto de los efectos de los regímenes de caudales ecológicos sobre la alteración hidrológica, la alteración del hábitat, la explotación del recurso hídrico y las garantías de las demandas, como procedimiento de análisis multiobjetivo en el proceso de toma de decisiones para la planificación hidrológica. Esta metodología también fue ensayada para el caso piloto del sistema de explotación Órbigo de la Demarcación Hidrográfica del Duero.

6.3. Líneas de investigación futuras

Como continuación de la investigación llevada a cabo en esta tesis doctoral, se proponen algunas líneas de investigación futuras. En primer lugar, se puede integrar a los indicadores evaluados otro parámetro que relacione el efecto de los regímenes de caudales ecológicos sobre la calidad del agua de la zona a

estudiar. Dicho indicador podría enfocarse en parámetros como la concentración de nitrógeno y fósforo, demanda bioquímica de oxígeno, etc.

Una vez se haya definido el indicador de las afecciones a la calidad del agua, se podría llevar a cabo una integración de todos los indicadores mediante la definición de una función objetivo que permita realizar la evaluación conjunta de los efectos de las variaciones de caudales ecológicos sobre los indicadores de alteración hidrológica, de alteración de hábitat, de estrés hídrico, de garantías a la demanda y de calidad de agua. Además, sería conveniente considerar los efectos del cambio climático en los diferentes indicadores, ya que esta variable implica cambios significativos en las aportaciones y, por ende, en el recurso hídrico disponible, que pueden hacer que no sea factible mantener las condiciones actuales de planificación y gestión de los sistemas de recursos hídricos.

Por último, partiendo de la información que pudiera obtenerse de las series de cambio climático y sus correspondientes indicadores de alteración, se puede llevar a cabo el análisis y la comparación de distintas medidas de mitigación de las consecuencias del cambio climático que pudieran ser implementadas en el sistema. Dichas medidas de mitigación podrían comprender, entre otras, mejoras en la prácticas agrarias, reducción de pérdidas en las redes de abastecimiento y saneamiento, modernización de regadíos, construcción de nuevas plantas desalinizadoras, incremento de la reutilización de las aguas procedentes del suministro urbano para el posterior abastecimiento a la demanda agrícola, etc. Dicha evaluación pudiera ser llevada a cabo mediante un análisis multicriterio que tenga en cuenta no sólo la eficacia de las medidas de mitigación, sino también criterios de índole económica, social, técnica y/o medioambiental.

Capítulo 7. Referencias

- Acreman, M. C., & Dunbar, M. J. (2004). Defining environmental river flow requirements – a review. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(5), 861-876. <https://doi.org/10.5194/hess-8-861-2004>
- Agirre, A., & de Bikuña, B. G. (2000). Conceptos básicos para la aplicación del caudal ecológico en los ríos ibéricos. *Segundo Congreso Ibérico sobre Planificación y Gestión de Aguas “Una cita europea con la nueva cultura del agua: la directiva marco. Perspectivas en Portugal y España”*(Oporto, 9 al 12 de noviembre de 2000).
- Al-Jawad, J. Y., Alsaffar, H. M., Bertram, D., & Kalin, R. M. (2019). Optimum socio-environmental flows approach for reservoir operation strategy using many-objectives evolutionary optimization algorithm. *Science of The Total Environment*, 651, 1877-1891. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.063>
- Alcamo, J., Henrichs, T., & Rosch, T. (2000). World water in 2025. En *World water series report* (Vol. 2).
- Álvarez, J., Sánchez, A., & Quintas, L. (2004). SIMPA, a GRASS based tool for hydrological studies. *Proceedings of the FOSS/GRASS Users Conference*, 2(September), 14.
- Andreu, J., Capilla, J., & Ferrer-Polo, J. (2007). *Modelo SIMGES para simulación de cuencas. Manual de usuario, v 3.0* (Editorial Universitat Politècnica de València (ed.)).
- Andreu, J., Capilla, J., & Sanchís, E. (1996). AQUATOOL, a generalized decision-support system for water-resources planning and operational management. *Journal of Hydrology*, 177(3-4), 269-291. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02963-x](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02963-x)
- Andreu, J., Pérez, M. A., Paredes, J., & Solera, A. (2009). Participatory analysis of the Jucar-Vinalopo (Spain) water conflict using a decision support system. *Proceedings of the 18th World IMACS/MODSIM Congress*, 13-17.
- Andreu, J., Solera, A., Capilla, J., & Ferrer-Polo, J. (2007). *Modelo SIMGES para simulación de cuencas. Manual de usuario, v 3.0*. Editorial Universitat Politècnica de València.
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R., & Williams, J. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: model development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 73-89. [https://doi.org/10.1016/S0899-9007\(00\)00483-4](https://doi.org/10.1016/S0899-9007(00)00483-4)
- Arthington, A H, Bhaduri, A., Bunn, S. E., Jackson, S. E., Tharme, R. E., Tickner, D., Young, B., Acreman, M., Baker, N., Capon, S., Horne, A. C., Kendy, E., McClain, M. E., Poff, N. L., Richter, B. D., & Ward, S. (2018). The Brisbane

- Declaration and Global Action Agenda on Environmental Flows (2018). *Frontiers in Environmental Science*, 6(July), 1-15. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00045>
- Arthington, A H, Tharme, R., Brizga, S. O., Pusey, B. J., & Kennard, M. J. (2004). Environmental flow assessment with emphasis on holistic methodologies. *Proceedings of the second international symposium on the management of large rivers for fisheries*, 2, 37-65.
- Arthington, A H., Bunn, S. E., Poff, N. L., & Naiman, R. J. (2006). The Challenge of Providing Environmental Flow Rules. *Journal of Ecological Applications*, 16(4), 1311-1318. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1311:TCOPEF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1311:TCOPEF]2.0.CO;2)
- Arthington, A H., Naiman, R. J., McClain, M. E., & Nilsson, C. (2010). Preserving the biodiversity and ecological services of rivers: New challenges and research opportunities. *Freshwater Biology*, 55(1), 1-16. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02340.x>
- Arthington, A H, Kennen, J. G., Stein, E. D., & Webb, J. A. (2018). Recent advances in environmental flows science and water management — Innovation in the Anthropocene. *Freshwater Biology*, March, 1022-1034. <https://doi.org/10.1111/fwb.13108>
- Arthington, A H, & Zalucki, J. M. (1998). *Comparative evaluation of environmental flow assessment techniques: review of methods*.
- Balairón-Pérez, L. (2002). *Gestión de recursos hídricos, Ediciones UPB*. Barcelona. Cited on.
- Barranco, L. M., Dimas, M., Jiménez, A., & Estrada, F. (2018). Nueva evaluación del impacto futuro del cambio climático en los recursos hídricos en España. *Revista Digital del CEDEX*, 191, 34-55.
- Benjankar, R., Tonina, D., McKean, J. A., Sohrabi, M. M., Chen, Q., & Vidergar, D. (2018). Dam operations may improve aquatic habitat and offset negative effects of climate change. *Journal of Environmental Management*, 213, 126-134. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.02.066>
- Bergström, S. (1995). The HBV model. En *Computer models of watershed hydrology* (pp. 443-476). Water Resources Publications.
- Bergström, Sten. (1976). *Development and application of a conceptual runoff model for Scandinavian catchments*.
- BOE. (1942). *Ley de 20 de febrero de 1942 por la que se regula el fomento y conservación de la pesca fluvial*. [https://www.boe.es/eli/es/l/1942/02/20/\(1\)](https://www.boe.es/eli/es/l/1942/02/20/(1))

- BOE. (1986). *Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, que desarrolla los títulos preliminar I, IV, V, VI y VII de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas.* <https://www.boe.es/eli/es/rd/1986/04/11/849/con>
- BOE. (1988). *Real Decreto 927/1988, de 29 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica, en desarrollo de los títulos II y III de la Ley de Aguas.* <https://www.boe.es/eli/es/rd/1988/07/29/927>
- BOE. (1999). *Ley 46/1999, de 13 de diciembre, de modificación de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas.* <https://www.boe.es/eli/es/l/1999/12/13/46>
- BOE. (2001a). *Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional.* <https://www.boe.es/eli/es/l/2001/07/05/10/con>
- BOE. (2001b). *Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas.* <https://www.boe.es/eli/es/rdlg/2001/07/20/1/con>
- BOE. (2008). *Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica.* <https://www.boe.es/eli/es/o/2008/09/10/arm2656>
- Boulange, J., Hanasaki, N., Yamazaki, D., & Pokhrel, Y. (2021). Role of dams in reducing global flood exposure under climate change. *Nature Communications*, 12(1), 417. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-20704-0>
- Bovee, K D, Lamb, B. L., Bartholow, J. M., Stalnaker, C. B., Taylor, J., & Henriksen, J. (1998). Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. En *USGS/BRD-Information and Technology Report*.
- Bovee, K D. (1978). The incremental method of assessing habitat potential for coolwater species, with management implications. *American Fisheries Society Special Publication*, 11, 340-343.
- Bovee, K D. (1982). A guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. IFIP No. 12. En *FWS/OBS*. http://pubs.er.usgs.gov/publication/fwsobs82_26
- Bovee, K D. (1985). Evaluation of the effects of hydropeaking on aquatic macroinvertebrates using PHABSIM. *Proceedings of the Symposium on Small Hydro-power and Fisheries*, 236.
- Bovee, K D, & Cochnauer, T. (1977). Development and evaluation of weighted criteria, probability-of-use curves for instream flow assessments: fisheries. IFIP No. 3. En *FWS/OBS*. http://pubs.er.usgs.gov/publication/fwsobs77_63

- Buettner, T. (2022). *Population Projections and Population Policies BT - International Handbook of Population Policies* (J. F. May & J. A. Goldstone (eds.); pp. 467-484). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-02040-7_21
- Bunn, S. E., & Arthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30(4), 492-507. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2737-0>
- Burnash, R. (1995). The NWS River Forecast System-catchment modeling. En *Computer models of watershed hydrology* (pp. 311-366). Water Resources Publications.
- Burnash, R. J. C., Ferral, R. L., & McGuire, R. A. (1973). *A generalized streamflow simulation system: Conceptual modeling for digital computers*. US Department of Commerce, National Weather Service, and State of California
- Candido, L. A., Autran, G., Coêlho, G. G., Alcoforado de Moraes, M., & Florêncio, L. (2021). Review of Decision Support Systems and Allocation Models for Integrated Water Resources Management Focusing on Joint Water Quantity-Quality. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 148(November). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0001496](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0001496)
- Casadei, S., Peppoloni, F., & Pierleoni, A. (2020). A new approach to calculate the water exploitation index (WEI+). *Water (Switzerland)*, 12(11), 1-16. <https://doi.org/10.3390/w12113227>
- CHD. (2015). *Plan hidrológico de la parte española de la D. H. Duero (2015-2021)*.
- Cheslak, E. F., & Jacobson, A. S. (1990). Integrating the instream flow incremental methodology with a population response model. *Rivers*, 1(4), 264-288.
- Damelin, E., Shamir, U., & Arad, N. (1972). Engineering and economic evaluation of the reliability of water supply. *Water Resources Research*, 8(4), 861-877.
- De Jalón, D. G. (2003). The spanish experience in determining minimum flow regimes in regulated streams. *Canadian Water Resources Journal*, 28(2), 185-198. <https://doi.org/10.4296/cwrj2802185>
- de Miguel, Á., Kallache, M., & García-Calvo, E. (2015). The water footprint of agriculture in Duero river basin. *Sustainability (Switzerland)*, 7(6), 6759-6780. <https://doi.org/10.3390/su7066759>
- De Villiers, M., King, J., & Tharme, R. (2008). *Environmental flow assessments for rivers: manual for the building block methodology (updated edition)*. Water Research Commission.

- Delft Hydraulics. (2006). River Basin Planning and Management Simulation Program. *IEMSs Third Biennial Meeting: «Summit on Environmental Modelling and Software»*. International Environmental Modelling and Software Society.
- Dyson, M., Bergkamp, G., & Scanlon, J. (2003). Flow: the essentials of environmental flows. *IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK*, 20-87.
- Elliott, C. R. N., Dunbar, M. J., Gowing, I., & Acreman, M. C. (1999). A habitat assessment approach to the management of groundwater dominated rivers. *Hydrological Processes*, 13, 459-475.
- Elliott, C. R. N., Johnson, I. W., Sekulin, A. E., Dunbar, M. J., & Acreman, M. C. (Mike). (1996). *Guide to the use of the Physical Habitat Simulation System*.
- Espinoza, T., Burke, C. L., Carpenter-bundhoo, L., Marshall, S. M., Mcdougall, A. J., Roberts, T., Campbell, H. A., & Kennard, M. J. (2021). Quantifying movement of multiple threatened species to inform adaptive management of environmental flows. *Journal of Environmental Management*, 295(June), 113067. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113067>
- Estrada, F. (1993). *La garantía en los sistemas de explotación de recursos hidráulicos. Tesis Doctoral*. Universidad Politécnica de Madrid.
- Estrela, T., & Quintas, L. (1996). A distributed hydrological model for water resources assessment in large basins. *1st International Conference on Rivertech*, 861-868.
- EU. (2007). *Communication from the Commission to the Council and the European Parliament. Addressing the challenge of water scarcity and droughts in the European Union*. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2012:0673:FIN:EN:PDF>
- European Environment Agency. (2006). *The European Environment. State and Outlook 2005, Copenhagen, 2005*. <https://doi.org/92-9167-776-0>
- European Environment Agency. (2013). *Results and lessons from implementing the Water Assets Accounts in the EEA area (Número 7)*. https://www.eea.europa.eu/ds_resolveuid/45d03882cb9b45ba9623bdb71921a00c
- European Environment Agency. (2017). *Water scarcity conditions as measured using the water exploitation index plus (WEI+), by country, 2017*. https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/development-of-the-water-exploitation#tab-chart_1
- Falkenmark, M., Lundqvist, J., & Widstrand, C. (1989). Macro-scale water scarcity requires micro-scale approaches. *Natural Resources Forum*, 13(4), 258-267. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1477-8947.1989.tb00348.x>

- Gaines, S. D., & Denny, M. W. (1993). The largest, smallest, highest, lowest, longest, and shortest: extremes in ecology. *Ecology*, *74*(6), 1677-1692.
- Garrote, L., Granados, A., & Iglesias, A. (2016). Science of the Total Environment Strategies to reduce water stress in Euro-Mediterranean river basins ☆. *Science of the Total Environment*, *The*, *543*, 997-1009. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.106>
- Greenhill, R., Prizzon, A., & Rogerson, A. (2016). *The Age of Choice: Developing Countries in the New Aid Landscape BT - The Fragmentation of Aid: Concepts, Measurements and Implications for Development Cooperation* (S. Klingebiel, T. Mahn, & M. Negre (eds.); pp. 137-151). Palgrave Macmillan UK. https://doi.org/10.1057/978-1-137-55357-7_10
- Grill, G., Lehner, B., Lumsdon, A. E., Macdonald, G. K., & Zar, C. (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). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/1/015001>
- Guan, X., Zhang, Y., Meng, Y., Liu, Y., & Yan, D. (2021). Study on the theories and methods of ecological flow guarantee rate index under different time scales. *Science of The Total Environment*, *771*, 145378. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145378>
- Gustard, A. (1984). The characterisation of flow regimes for assessing the impact of water resource management on river ecology. *Regulated rivers. Universitetsforlaget As, Oslo, Norway*, 53-60.
- Haro-Monteagudo, D., Solera, A., & Andreu, J. (2017). Drought early warning based on optimal risk forecasts in regulated river systems: Application to the Jucar River Basin (Spain). *Journal of Hydrology*, *544*, 36-45. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.11.022>
- Haro, D., Solera, A., Paredes, J., & Andreu, J. (2014). Methodology for drought risk assessment in within-year regulated reservoir systems. Application to the Orbigo River system (Spain). *Water Resources Management*, *28*(11), 3801-3814. <https://doi.org/10.1007/s11269-014-0710-3>
- Harrison, P. M. (2016). *Review Burbot and large hydropower in North America : benefits , threats and research needs for mitigation*. 335-349. <https://doi.org/10.1111/fme.12178>
- Hassing, J., Ipsen, N., Clausen, T. J., Larsen, H., & Lindgaard-Jørgensen, P. (2009). *Integrated Water Resources Management in Action The United Nations World Water Development Report 3 Water in a Changing World*.

- Hayes, D. S., Brändle, J. M., Seliger, C., Zeiringer, B., Ferreira, T., & Schmutz, S. (2018). Advancing towards functional environmental flows for temperate flood-plain rivers. *Science of The Total Environment*, 633, 1089-1104. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.221>
- Hearne, J., Johnson, I., & Armitage, P. (1994). Determination of ecologically acceptable flows in rivers with seasonal changes in the density of macrophyte. *Regulated Rivers: Research & Management*, 9(3), 177-184.
- Hernández, J. M. D., & Payne, T. R. (2005). Actualización del Modelo RHABSIM 3.0 para estimación de caudales ecológicos. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, 3, 12-17.
- Hoekstra, A Y. (2012). Water footprint accounting. En *Water Accounting: International Approaches to Policy and Decision-making* (pp. 58-75). <https://doi.org/10.4337/9781849807500.00011>
- Hoekstra, A Y. (2017). Water Footprint Assessment: Evolvement of a New Research Field. *Water Resources Management*, 31(10), 3061-3081. <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1618-5>
- Hughes, J. M. R., & James, B. (1989). A hydrological regionalization of streams in Victoria, Australia, with implications for stream ecology. *Marine and Freshwater Research*, 40(3), 303-326.
- Humborg, C., Ittekkot, V., Cociasu, A., & Bodungen, B. v. (1997). Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature*, 386(6623), 385-388.
- Hung, H.-J., Lo, W.-C., Chen, C.-N., & Tsai, C.-H. (2022). Fish' habitat area and habitat transition in a river under ordinary and flood flow. *Ecological Engineering*, 179, 106606. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106606>
- Hussain, Z., Wang, Z., Wang, J., Yang, H., Arfan, M., Hassan, D., Wang, W., Azam, M. I., & Faisal, M. (2022). A comparative Appraisal of Classical and Holistic Water Scarcity Indicators. *Water Resources Management*, 36(3), 931-950. <https://doi.org/10.1007/s11269-022-03061-z>
- INFRAECO. (2009). *Estudio de Caudales Ecológicos en Masas de Agua Superficiales en la demarcación del Duero. Fase 1: Evaluación del Hábitat Acuático en masas estratégicas. Rhyhabsim.*
- Jowett, I. G. (1989). *RHYHABSIM: river hydraulic and habitat simulation. A computer manual.*
- Kanakoudis, V., Papadopoulou, A., Tsitsifli, S., Curk, B. C., Karleusa, B., Matic, B., Altran, E., & Banovec, P. (2017a). Policy recommendation for drinking water

- supply cross-border networking in the Adriatic region. *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA*, 66(7), 489-508. <https://doi.org/10.2166/aqua.2017.079>
- Kanakoudis, V., Tsitsifli, S., Papadopoulou, A., Cencur Curk, B., & Karleusa, B. (2017b). Water resources vulnerability assessment in the Adriatic Sea region: the case of Corfu Island. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(25), 20173-20186. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9732-8>
- Kanakoudis, V., Tsitsifli, S., Papadopoulou, A., Curk, B. C., & Karleusa, B. (2016). Estimating the Water Resources Vulnerability Index in the Adriatic Sea Region. *Procedia Engineering*, 162, 476-485. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.11.091>
- Kannan, N., Anandhi, A., & Jeong, J. (2018). Estimation of Stream Health Using Flow-Based Indices. *Hydrology*, 5(1), 20. <https://doi.org/10.3390/hydrology5010020>
- Karr, J. R. (1999). Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*, 41, 221-234.
- King, J., & Louw, D. (1998). Instream flow assessments for regulated rivers in South Africa using the Building Block Methodology. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 1(2), 109-124.
- King, Jackie, Brown, C., & Sabet, H. (2003). A scenario-based holistic approach to environmental flow assessment for rivers. *River Research and Applications*, 19(5-6), 619-639. <https://doi.org/10.1002/rra.709>
- Labadie, J. (2006). *MODSIM: Decision support system for integrated river basin management*.
- Leopold, L. B. (1994). *A View of the River*. Harvard University Press.
- Lerma, N., Paredes-Arquiola, J., Andreu, J., Solera, A., & Sechi, G. M. (2015). Assessment of evolutionary algorithms for optimal operating rules design in real Water Resource Systems. *Environmental Modelling and Software*, 69, 425-436. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.09.024>
- Li, X., Li, Y., & Li, G. (2020). A scientometric review of the research on the impacts of climate change on water quality during 1998–2018. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(13), 14322-14341. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08176-7>
- Liu, X., Liu, W., Tang, Q., Liu, B., Wada, Y., & Yang, H. (2022). Global agricultural water scarcity assessment incorporating blue and green water availability under future climate change. *Earth's Future*, 10(4), e2021EF002567.

<https://doi.org/10.1029/2021EF002567>

- Lu, W., Lei, H., Yang, D., Tang, L., & Miao, Q. (2018). Quantifying the impacts of small dam construction on hydrological alterations in the Jiulong River basin of Southeast China. *Journal of Hydrology*, 567(October), 382-392. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.10.034>
- Lu, X., Wang, X., Ban, X., & Singh, V. P. (2022). Considering ecological flow in multi-objective operation of cascade reservoir systems under climate variability with different hydrological periods. *Journal of Environmental Management*, 309(October 2021), 114690. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114690>
- Lytle, D. A., & Poff, N. L. R. (2004). Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology and Evolution*, 19(2), 94-100. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.10.002>
- Maddock, I. (1999). The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology*, 41(2), 373-391. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00437.x>
- Maddock, I., Thoms, M., Jonson, K., Dyer, F., & Lintermans, M. (2004). Identifying the influence of channel morphology on physical habitat availability for native fish: application to the two-spined blackfish (*Gadopsis bispinosus*) in the Cotter River, Australia. *Marine and Freshwater Research*, 55(2), 173-184. <https://doi.org/10.1071/MF03114>
- Mancosu, N., Snyder, R. L., Kyriakakis, G., & Spano, D. (2015). Water Scarcity and Future Challenges for Food Production. *Water*, 7(3), 975-992. <https://doi.org/10.3390/w7030975>
- MARM. (2008). Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica. BOE núm. 229, 22 de septiembre de 2008.
- Martínez Santa-María, C., & Fernández Yuste, J. (2010). IAHRIS 2.2 Índices de alteración hidrológica en ríos. *Manual de referencia metodológica*.
- Mehrazar, A., Reza, A., Bavani, M., Massah Bavani, A. R., Gohari, A., Mashal, M., & Rahimikhoob, H. (2020). Adaptation of Water Resources System to Water Scarcity and Climate Change in the Suburb Area of Megacities. *Water Resources Management*, 34(12), 3855-3877. <https://doi.org/10.1007/s11269-020-02648-8>
- Mezger, G., González del Tánago, M., & De Stefano, L. (2020). Environmental flows and the mitigation of hydrological alteration downstream from dams: The Spanish case. *Journal of Hydrology*, September, 0-2. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125732>

- Milano, M., Ruelland, D., Dezetter, A., Fabre, J., Ardoin-Bardin, S., & Servat, E. (2013). Modeling the current and future capacity of water resources to meet water demands in the Ebro basin. *Journal of Hydrology*, 500, 114-126. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.07.010>
- Milhous, R. T., Bartholow, J. M., Updike, M. A., & Moos, A. R. (1990). *Reference manual for generation and analysis of Habitat Time Series: version II*. <http://pubs.er.usgs.gov/publication/70124310>
- Milhous, R. T., Wegner, D. L., & Waddle, T. (1984). *User's guide to the physical habitat simulation system (PHABSIM)* (Número 11). Department of the Interior, US Fish and Wildlife Service.
- MMA. (2000). *Libro blanco del agua en España*. Ministerio de Medio Ambiente Publicaciones.
- Momblanch, A., Paredes, J., Solera, A., & Andreu, J. (2014). *Módulo CAUDECO de estimación de series temporales de hábitat. Manual de Usuario*. Grupo de Ingeniería de Recursos Hídricos.
- Momblanch, Andrea, Paredes-Arquiola, J., & Andreu, J. (2017). Improved modelling of the freshwater provisioning ecosystem service in water scarce river basins. *Environmental Modelling and Software*, 94, 87-99. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.03.033>
- Momblanch, Andrea, Paredes-Arquiola, J., Munné, A., Manzano, A., Arnau, J., & Andreu, J. (2015). Managing water quality under drought conditions in the Llobregat River Basin. *Science of The Total Environment*, 503-504, 300-318. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.069>
- Monico, V., Solera, A., Bergillos, R. J., Paredes-arquiola, J., & Andreu, J. (2022). *Science of the Total Environment Effects of environmental flows on hydrological alteration and reliability of water demands*. 810. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151630>
- Muleta, M. K., & Nicklow, J. W. (2005). Sensitivity and uncertainty analysis coupled with automatic calibration for a distributed watershed model. *Journal of Hydrology*, 306(1-4), 127-145. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.09.005>
- Naiman, R. J., BUNN, S. E., NILSSON, C., PETTS, G. E., PINAY, G., & THOMPSON, L. C. (2002). Legitimizing Fluvial Ecosystems as Users of Water: An Overview. *Environmental Management*, 30(4), 455-467. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2734-3>
- Nascimento do Vasco, A., de Oliveira Aguiar Netto, A., & Gonzaga da Silva, M. (2019). The influence of dams on ecohydrological conditions in the São Francisco River Basin, Brazil. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 2018.

<https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.03.004>

- Nehring, R. B., & Anderson, R. M. (1993). Determination of population-limiting critical salmonid habitats in Colorado streams using the Physical Habitat Simulation System. *Rivers*, 4(1), 1-19.
- 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. <https://doi.org/10.1126/science.1107887>
- Noto, L. V. (2014). Exploiting the topographic information in a PDM-based conceptual hydrological model. *Journal of Hydrologic Engineering*, 19(6), 1173-1185. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000908](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000908)
- Ortín León, A. (2017). *Estudio de alteración hidrológica en cuencas con elevado estrés hídrico : el caso de la cuenca del río Júcar* [Universitat Politècnica de València]. <http://hdl.handle.net/10251/87538>
- Pallottino, S., Sechi, G. M., & Zuddas, P. (1991). *A DSS for Water Resources Management under Uncertainty*. 96-101.
- Pardo-Loaiza, J., Bergillos, R. J., Solera, A., Paredes-Arquiola, J., & Andreu, J. (2022). Habitat alteration assessment for the management of environmental flows in regulated basins. *Journal of Environmental Management*, 319, 115653. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115653>
- Pardo-loaiza, J., Solera, A., Bergillos, R. J., Paredes-arquiola, J., & Andreu, J. (2021). Improving indicators of hydrological alteration in regulated and complex water resources systems: A case study in the duero river basin. *Water (Switzerland)*, 13(19). <https://doi.org/10.3390/w13192676>
- Paredes-Arquiola, J., Martínez-Capel, F., Solera, A., & Aguilera, V. (2013). IMPLEMENTING ENVIRONMENTAL FLOWS IN COMPLEX WATER RESOURCES SYSTEMS – CASE STUDY: THE DUERO RIVER BASIN, SPAIN. *River Research and Applications*, 29(4), 451-468. <https://doi.org/10.1002/rra.1617>
- Paredes, J, Solera, A., Martínez-Capel, F., Mombanch, A., & Andreu, J. (2014). Integrating water management , habitat modelling and water quality at the basin scale and environmental flow assessment : case study of the Tormes River , Spain. *Hydrological Sciences Journal – Journal des Sciences Hydrologiques*, 59(3-4), 878-889. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.821573>
- Paredes, Javier, Andreu, J., & Solera, A. (2010). A decision support system for water quality issues in the Manzanares River (Madrid, Spain). *Science of the Total Environment*, 408(12), 2576-2589. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.02.037>

- Paudel, B., Zhang, Y., Yan, J., Rai, R., Li, L., Wu, X., Chapagain, P. S., & Khanal, N. R. (2020). Farmers' understanding of climate change in Nepal Himalayas: important determinants and implications for developing adaptation strategies. *Climatic Change*, *158*(3), 485-502. <https://doi.org/10.1007/s10584-019-02607-2>
- Payne, T. R. (2003). The concept of weighted usable area as relative suitability index. *IFIM Users Workshop 15 June 2003 Fort Collins CO*, 1-14.
- Pedro-Monzonís, M., Ferrer, J., Solera, A., Estrela, T., & Paredes-Arquiola, J. (2015). Key issues for determining the exploitable water resources in a Mediterranean river basin. *Science of the Total Environment*, *503-504*, 319-328. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.042>
- Pedro-Monzonís, M., Jiménez-Fernández, P., Solera, A., & Jiménez-Gavilán, P. (2016). The use of AQUATOOL DSS applied to the System of Environmental-Economic Accounting for Water (SEEAW). *Journal of Hydrology*, *533*, 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.11.034>
- Pedro-Monzonís, M., Solera, A., Ferrer, J., Andreu, J., & Estrela, T. (2016). Water accounting for stressed river basins based on water resources management models. *Science of the Total Environment*, *565*, 181-190. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.161>
- Pedro-Monzonís, M., Solera, A., Ferrer, J., Estrela, T., & Paredes-Arquiola, J. (2015). A review of water scarcity and drought indexes in water resources planning and management. *Journal of Hydrology*, *527*, 482-493. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.05.003>
- Perrin, C., Michel, C., & Andréassian, V. (2003). Improvement of a parsimonious model for streamflow simulation. *Journal of Hydrology*, *279*(1-4), 275-289. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(03\)00225-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00225-7)
- Perveen, S., & James, L. A. (2010). Multiscale Effects on Spatial Variability Metrics in Global Water Resources Data. *Water Resources Management*, *24*(9), 1903-1924. <https://doi.org/10.1007/s11269-009-9530-2>
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E., & Stromberg, J. C. (1997). The Natural Flow Regime. *BioScience*, *47*(11), 769-784. <https://doi.org/10.2307/1313099>
- Poff, N. L. R. (2018). Beyond the natural flow regime? Broadening the hydro-ecological foundation to meet environmental flows challenges in a non-stationary world. *Freshwater Biology*, *63*(8), 1011-1021. <https://doi.org/10.1111/fwb.13038>
- Poff, N. L. R., & Matthews, J. H. (2013). Environmental flows in the Anthropocene:

- Past progress and future prospects. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(6), 667-675. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.11.006>
- Poff, N. L., & Ward, J. V. (1989). Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 46(10), 1805-1818.
- Pouget, L., Escaler, I., Guiu, R., Mc Ennis, S., & Versini, P.-A. (2012). Global Change adaptation in water resources management: the Water Change project. *The Science of the total environment*, 440, 186-193. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.036>
- Pulido-Velazquez, D., Garrote, L., Andreu, J., Martin-Carrasco, F. J., & Iglesias, A. (2011). A methodology to diagnose the effect of climate change and to identify adaptive strategies to reduce its impacts in conjunctive-use systems at basin scale. *Journal of Hydrology*, 405(1-2), 110-122. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.05.014>
- Pumo, D., Francipane, A., Cannarozzo, M., Antinoro, C., & Noto, L. V. (2018). Monthly Hydrological Indicators to Assess Possible Alterations on Rivers' Flow Regime. *Water Resources Management*, 32(11), 3687-3706. <https://doi.org/10.1007/s11269-018-2013-6>
- Pyron, M., & Neumann, K. (2008). HYDROLOGIC ALTERATIONS IN THE WABASH RIVER WATERSHED, USA. *River Research and Applications*, 24(April), 1175-1184. <https://doi.org/10.1002/rra.1155>
- Quadroni, S., Crosa, G., Gentili, G., & Espa, P. (2017). Science of the Total Environment Response of stream benthic macroinvertebrates to current water management in Alpine catchments massively developed for hydropower. *Science of the Total Environment*, 609, 484-496. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.099>
- Raskin, P., Gleick, P., Kirshen, P., Pontius, G., & Strzepek, K. (1997). *Water futures: assessment of long-range patterns and problems. Comprehensive assessment of the freshwater resources of the world*. SEI.
- Reiser, D. W., Wesche, T. A., & Estes, C. (1989). Status of Instream Flow Legislation and Practices in North America. *Fisheries*, 14(2), 22-29. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1989\)014<0022:SOIFLA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1989)014<0022:SOIFLA>2.0.CO;2)
- Richter, B., Baumgartner, J., Wigington, R., & Braun, D. (1997). How much water does a river need? *Freshwater Biology*, 37(1), 231-249. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00153.x>
- Richter, B. D., Bartak, D., Caldwell, P., Davis, K. F., Debaere, P., Hoekstra, A. Y., Li, T., Marston, L., McManamay, R., Mekonnen, M. M., Ruddell, B. L., Rushforth,

- R. R., & Troy, T. J. (2020). Water scarcity and fish imperilment driven by beef production. *Nature Sustainability*, 3(4), 319-328. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0483-z>
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Powell, J., & Braun, D. P. (1997). How much water does a river need? *Conservation Biology*, 10(4), 1163-1174.
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Braun, D. P., & Powell, J. (2002). A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network. *Regulated Rivers: Research & Management*, 14(4), 329-340. [https://doi.org/10.1002/\(sici\)1099-1646\(199807/08\)14:4<329::aid-rrr505>3.3.co;2-5](https://doi.org/10.1002/(sici)1099-1646(199807/08)14:4<329::aid-rrr505>3.3.co;2-5)
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Powell, J., & Braun, D. P. (1996). A Method for Assessing Hydrologic Alteration within Ecosystems. *Conservation Biology*, 10(4), 1163-1174. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10041163.x>
- Rodríguez-Gallego, L., Chreties, C., Crisci, M., Fernández, M., Colombo, N., Lanzilotta, B., Saravia, M., Neme, C., Sabaj, V., & Conde, D. (2011). Fortalecimiento del concepto de Caudales Ambientales como Herramienta para la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos. *Informe Final, Acuerdo PNUMA y Vida Silvestre Uruguay, Uruguay*.
- Ruiz-Ortiz, V., García-López, S., Solera, A., & Paredes, J. (2019). Contribution of decision support systems to water management improvement in basins with high evaporation in Mediterranean climates. *Hydrology Research*, 1-17. <https://doi.org/10.2166/nh.2019.014>
- Sechi, G. M., & Sulis, A. (2009). Water system management through a mixed optimization-simulation approach. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 135(3), 160-170. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(2009\)135:3\(160\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(2009)135:3(160))
- Seckler, D., Amarasinghe, U., Molden, D., de Silva, R., & Barker, R. (1998). *World water demand and supply, 1990 to 2025: Scenarios and issues. Research Report 19*.
- SEI. (2005). *WEAP: Water Evaluation and Planning System, User Guide*. <http://www.weap21.org/WebHelp/index.html>
- Sisto, N. P. (2009). Environmental flows for rivers and economic compensation for irrigators. *Journal of Environmental Management*, 90(2), 1236-1240. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.06.005>
- Solera, A., Paredes-Arquiola, J., & Andreu, J. (2010). Componentes de un sistema de recursos hidráulicos. En *Modelos de uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas* (pp. 87-110). Instituto Geológico y Minero de España.

- Spence, R., & Hickley, P. (2000). The use of PHABSIM in the management of water resources and fisheries in England and Wales. *Ecological Engineering*, 16(1), 153-158. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00099-9](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00099-9)
- Srinivasan, R., Ramanarayanan, T. ., Arnold, J. G., & Bednarz, S. . (1998). Large area hydrologic modeling and assessment. Part II: model application. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 91-101.
- Stalnaker, C. B., & Arnette, J. L. (1976). *Methodologies for the determination of stream resource flow requirements: an assessment*. Utah State University.
- Stalnaker, C. B., Lamb, B. L., Henriksen, J., Bovee, K. D., & Bartholow, J. M. (1994). *The instream flow incremental methodology: a primer for IFIM*. National Biological Service.
- Stamou, A., Polydera, A., Papadonikolaki, G., Martinez-Capel, F., Muñoz-Mas, R., Papadaki, R., Zogaris, S., Bui, M. D., Rutschmann, P., & Dimitriou, E. (2018). Determination of environmental flows in rivers using an integrated hydrological-hydrodynamic-habitat modelling approach. *Journal of Environmental Management*, 209, 273-285. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.038>
- Stefano, L. De, Mezger, G., & Gonz, M. (2021). *Environmental flows and the mitigation of hydrological alteration downstream from dams : The Spanish case ´lez del T a*. 598(May 2020), 0-2. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125732>
- Suárez-Almiñana, S., Andreu, J., Solera, A., & Madrigal, J. (2022). Integrating seasonal forecasts into real-time drought management: Júcar River Basin case study. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 70(December 2021), 102777. <https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2021.102777>
- Suárez-Almiñana, S., Solera, A., Madrigal, J., Andreu, J., & Paredes-Arquiola, J. (2020). Risk assessment in water resources planning under climate change at the Júcar River basin. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 24(11), 5297-5315. <https://doi.org/10.5194/hess-24-5297-2020>
- Sulis, A., & Sechi, G. M. (2013). Comparison of generic simulation models for water resource systems. *Environmental Modelling and Software*, 40, 214-225. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.09.012>
- Sullivan, C. A., Meigh, J. R., & Giacomello, A. M. (2003). The Water Poverty Index: Development and application at the community scale. *Natural Resources Forum*, 27(3), 189-199. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1477-8947.00054>
- Sullivan, C., Meigh, J., & Lawrence, P. (2006). Application of the Water Poverty Index at Different Scales: A Cautionary Tale. *Water International*, 31(3), 412-426. <https://doi.org/10.1080/02508060608691942>

- Swales, S., & Harris, J. H. (1995). The expert panel assessment method (EPAM): a new tool for determining environmental flows in regulated rivers. En *The ecological basis for river management* (pp. 125-134). Wiley, Chichester, UK.
- Tang, Q. (2020). Global change hydrology: Terrestrial water cycle and global change. *Science China Earth Sciences*, 63(3), 459-462. <https://doi.org/10.1007/s11430-019-9559-9>
- Témez, J. R. (1977). *Modelo Matemático de transformación «precipitación-escorrentia»* (Asociación de Investigación Industrial Eléctrica (ed.)). ASINEL.
- Tennant, D. L. (1976). Instream Flow Regimens for Fish, Wildlife, Recreation and Related Environmental Resources. *Fisheries*, 1(4), 6-10. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1976\)001<0006:IFRFFW>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1976)001<0006:IFRFFW>2.0.CO;2)
- Tharme, R. (2003). A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. En *River research and applications*. (Vol. 19, Número 5-6, p. 397). <https://doi.org/10.1002/rra.736>
- Tharme, R. E. (2003). A global perspective on environmental flow assessment: Emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications*, 19(5-6), 397-441. <https://doi.org/10.1002/rra.736>
- UNHCR. (2021). *United Nations High Commissioner for Refugees Global Report 2020*.
- United Nations. Statistical Division, & L. G. on E. A. S. on W. A. (2012). *System of environmental-economic accounting for water* (Vol. 100). United Nations Publications.
- Van Dijk, A. I. J. M., Brakenridge, G. R., Kettner, A. J., Beck, H. E., De Groeve, T., & Schellekens, J. (2016). River gauging at global scale using optical and passive microwave remote sensing. *Journal of the American Water Resources Association*, 52, 6404-6418. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1969.tb04897.x>
- Van Loon, A. F., & Van Lanen, H. A. J. (2013). Making the distinction between water scarcity and drought using an observation-modeling framework. *Water Resources Research*, 49(3), 1483-1502. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20147>
- Van Niekerk, L., Taljaard, S., Adams, J. B., Lamberth, S. J., Huizinga, P., Turpie, J. K., & Wooldridge, T. H. (2019). An environmental flow determination method for integrating multiple-scale ecohydrological and complex ecosystem processes in estuaries. *Science of The Total Environment*, 656, 482-494. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.276>

- Vanham, D., Hoekstra, A. Y., Wada, Y., Bouraoui, F., de Roo, A., Mekonnen, M. M., van de Bund, W. J., Batelaan, O., Pavelic, P., Bastiaanssen, W. G. M., Kummu, M., Rockström, J., Liu, J., Bisselink, B., Ronco, P., Pistocchi, A., & Bidoglio, G. (2018). Physical water scarcity metrics for monitoring progress towards SDG target 6.4: An evaluation of indicator 6.4.2 "Level of water stress". *Science of The Total Environment*, 613-614, 218-232. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.056>
- Vicente, D. J., Rodríguez-Sinobas, L., Garrote, L., & Sánchez, R. (2016). Application of the system of environmental economic accounting for water SEEAW to the Spanish part of the Duero basin: Lessons learned. *Science of the Total Environment*, 563-564, 611-622. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.078>
- Vörösmarty, C J, McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S. E., Sullivan, C. A., Liermann, C. R., & Davies, P. M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467(7315), 555-561. <https://doi.org/10.1038/nature09440>
- Vörösmarty, Charles J, Douglas, E. M., Green, P. A., & Revenga, C. (2005). Geospatial Indicators of Emerging Water Stress: An Application to Africa. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 34(3), 230-236. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-34.3.230>
- Whitehead, P. G., Wilby, R. L., Battarbee, R. W., Kernan, M., & Wade, A. J. (2009). A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrological Sciences Journal*, 54(1), 101-123. <https://doi.org/10.1623/hysj.54.1.101>
- Wills, T. C., Baker, E. A., Nuhfer, A. J., & Zorn, T. G. (2006). RESPONSE OF THE BENTHIC MACROINVERTEBRATE COMMUNITY IN A NORTHERN MICHIGAN STREAM TO REDUCED SUMMER STREAMFLOWS. *River Research and Applications*, 836(April 2005), 819-836. <https://doi.org/10.1002/rra.938>
- Wineland, S. M., Fovargue, R., York, B., Lynch, A. J., Paukert, C. P., & Neeson, T. M. (2021). Is there enough water ? How bearish and bullish outlooks are linked to decision maker perspectives on environmental flows. *Journal of Environmental Management*, 280(October 2020), 111694. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111694>
- Yan, Z., Zhou, Z., Sang, X., & Wang, H. (2018). Water replenishment for ecological flow with an improved water resources allocation model. *Science of The Total Environment*, 643, 1152-1165. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.085>
- Yang, Z., Yan, Y., & Liu, Q. (2012). Assessment of the flow regime alterations in the Lower Yellow River, China. *Ecological Informatics*, 10, 56-64. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2011.10.002>

- Yin, D., Li, X., Wang, F., Liu, Y., Croke, B. F. W., & Jakeman, A. J. (2022). Water-energy-ecosystem nexus modeling using multi-objective , non-linear programming in a regulated river : Exploring tradeoffs among environmental flows , cascaded small hydropower , and inter-basin water diversion projects. *Journal of Environmental Management*, 308(January), 114582. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114582>
- Yuste, J. A. F., & Santa-María, C. M. (2011). Aplicación del software IAHRIS (Índices de Alteración Hidrológica en Ríos) a un tramo regulado: río Cabriel aguas abajo del embalse de Contreras. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 32, 43-53.
- Zarfl, C., Lumsdon, A. E., Berlekamp, J., Tydecks, L., & Tockner, K. (2015). A global boom in hydropower dam construction. *Aquatic Sciences*, 77(1), 161-170. <https://doi.org/10.1007/s00027-014-0377-0>
- Zeiger, S. J., & Hubbart, J. A. (2021). Measuring and modeling event-based environmental flows : An assessment of HEC-RAS 2D rain-on-grid simulations. *Journal of Environmental Management*, 285(February), 112125. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112125>
- Zobeidi, T., Yaghoubi, J., & Yazdanpanah, M. (2022). Farmers' incremental adaptation to water scarcity: An application of the model of private proactive adaptation to climate change (MPPACC). *Agricultural Water Management*, 264(May 2021), 107528. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2022.107528>