

Optimización del indicador de escasez en la cuenca del río Júcar

Optimization of the Scarcity State Indicator in the Jucar river basin

Palop-Donat, C. ^{a1}, Paredes-Arquiola, J. ^{a2}, Andreu, J. ^{a3}

^{a1}Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente (IIAMA), Universitat Politècnica de València (UPV), Camino de Vera s/n 46022 Valencia, España. E-mail: ^{a1}carpado@cam.upv.es, ^{a2}jparedea@hma.upv.es, ^{a3}ximoand@upvnet.upv.es

Recibido: 28/08/2019

Aceptado: 15/04/2020

Publicado: 30/04/2020

Citar como: Palop-Donat, C., Paredes-Arquiola, J., Andreu, J. (2020). Optimization of the Scarcity State Indicator in the Jucar river basin. *Ingeniería del agua*, 24(2), 129-140. <https://doi.org/10.4995/la.2020.12275>

RESUMEN

Los indicadores de estado de escasez ayudan a evitar pérdidas económicas, sociales y ambientales que causan las sequías en las cuencas mediterráneas como la cuenca del río Júcar. El presente trabajo pretende optimizar la obtención del Indicador de Estado de Escasez (IEE) para reproducir las situaciones de escasez acontecidas en un sistema de recursos hídricos (RRHH). La metodología consiste en utilizar un modelo de gestión RRHH, Aquatool-Simges, para definir los períodos de escasez y su magnitud. A continuación, se calculan las variables del IEE y se aplica un algoritmo evolutivo para optimizar su ponderación. Los resultados muestran un incremento del 13.7% y del 78.8% del peso de las variables VE07 y EA03 respectivamente. Además, se obtiene un 62% de acierto del método para predecir estados de normalidad en la cuenca. Se puede concluir que esta propuesta de optimización del IEE presenta buenos resultados, aunque muestran una anticipación a los escenarios de escasez y falsos positivos que se solventarán en futuros estudios.

Palabras clave | Indicador de Estado de Escasez; optimización; gestión de recursos hídricos; Plan Especial de Sequías.

ABSTRACT

Scarcity status indicators help to avoid economic, social and environmental losses caused by droughts in Mediterranean basins such as the Jucar River basin. The aim of this work is to optimize the Scarcity State Indicator (SSI) in order to reproduce the scarcity periods occurring in a water resource system (WRS). The methodology used consists of using an WRS model, Aquatool-Simges, to define the scarcity periods and their magnitude. Then we computed the SSI variables and applied an evolutionary algorithm to optimize their weighting. The results show an increase of 13.7% and 78.8% in the weight of variables VE07 and EA03 respectively. In addition, a 62% success rate is obtained from the method for predicting states of normality in the basin. It can be concluded that this proposal for optimization of the EEI presents good results, although they show an anticipation of the scenarios of scarcity and false positives that will be solved in future studies.

Key words | Scarcity State Indicator; optimization; water resources management; Drought Management Plan.

INTRODUCCIÓN

Los indicadores de sequía y escasez son una herramienta fundamental para identificar y clasificar los tipos de sequía. También se usan en la implementación de medidas de gestión de los recursos hídricos. La mayoría de los índices relacionados con las sequías y la escasez de agua han sido desarrollados para la identificación de la sequía meteorológica como fenómeno desencadenante de la escasez de agua. Los principales objetivos de estos índices son establecer el inicio de la sequía y evaluar su severidad en términos de intensidad, duración y extensión espacial (Mckee et al., 1993; Guttman, 1998; Quiring y Papakryiakou, 2003; Estrela y Vargas, 2012; Pedro-Monzonis et al., 2015). Sin embargo, a partir de finales de los años 80, surgió el concepto de estrés hídrico y con él, nuevos indicadores de escasez que incluían las demandas y usos del agua como parámetros a tener en cuenta (Falkenmark, 1989).

La sequía se puede definir de dos maneras: conceptual y operacionalmente. Por un lado, las definiciones conceptuales tratan la sequía como peligro natural que resulta de una falta de precipitación mayor a la esperada o normal, que a su vez se puede traducir en cantidades insuficientes de agua para satisfacer las necesidades de los ecosistemas y/o actividades humanas (Estrela y Vargas 2012). Por otro lado, la sequía operacional o escasez, está asociada a una situación de déficit de suministro de agua respecto a la posibilidad de atención a las demandas tanto sociales como ambientales de un sistema (CHJ, 2015; Sánchez-Quispe, 2000). Las causas de este tipo de sequía incluyen: la falta de recursos hídricos, el exceso de demanda o un diseño y gestión inadecuados del sistema de explotación del agua y sus normas de funcionamiento. Esta escasez es característica de sistemas de explotación sometidos a un fuerte aprovechamiento que, por tanto, resultan especialmente vulnerables a la sequía, como es el caso de las regiones semiáridas de la Península Ibérica.

Las proyecciones de cambio climático indican una reducción en los aportes de agua a las cuencas hidrográficas de la Península Ibérica, además, se conoce que durante los últimos cuarenta años el fenómeno de la sequía en la Unión Europea (UE) ha aumentado de forma exponencial en frecuencia e intensidad (CHJ, 2018; European Commission EC, 2012; MAAM, 2014). Varios estudios con diferentes aproximaciones a nivel de cuenca hidrográfica determinan el efecto del cambio climático en los recursos hídricos (CEDEX, 2017). La principal conclusión de estas publicaciones es que habrá menos escorrentía superficial y recarga de los acuíferos, debido al incremento de las temperaturas y cambios en las precipitaciones (IPCC, 2007; IPCC, 2014).

Dada la importancia del concepto de sequía operacional o escasez, existen actualmente en la literatura muchos índices desarrollados para evaluarla e incluso predecirla. La Tabla 1 enumera los indicadores de escasez encontrados en la literatura. Por un lado, el indicador de estrés hídrico de Falkenmark (1989) clasifica los países según los recursos hídricos renovables per cápita por año. Este indicador es conceptualmente sencillo y los datos para su cálculo generalmente están disponibles, sin embargo, es a escala de país y esto podría dificultar la interpretación de sus resultados (Liu et al., 2017). La proporción crítica es otro indicador ampliamente utilizado para evaluar la escasez de agua (Alcamo et al., 2008) y la modelización espacial de la mejora de la escasez de agua de este ratio (Alcamo et al., 2003). El Instituto Internacional para la Gestión del Agua desarrolló un índice de escasez de agua físico y económico, pero no ha sido aplicado debido a su complejidad y a su compleja interpretación. El Índice de Pobreza del Agua propone una relación entre la extensión física de la disponibilidad de agua, su facilidad de abstracción y el nivel de bienestar de la comunidad. Este indicador ha sido aplicado a nivel comunitario y su ventaja es que es fácilmente entendible.

La gestión de la sequía en España es un tema de interés para muchos científicos debido a su singularidad y complejidad. Ortega-Gómez et al. (2018), hacen una propuesta para un sistema de indicadores de sequía en la cuenca hidrográfica del Júcar y comparan el comportamiento de una serie de indicadores con respecto a las sequías en la cuenca. Estrela y Vargas (2012) revisan el estado de la política de gestión de la sequía en España hasta el primer Plan Especial de Sequías (PES) en 2007. En Estrela y Sancho (2016) se realiza una revisión de los PES hasta 2016. Pérez-Blanco y Gómez (2014) desarrollan una metodología estocástica para estimar la disponibilidad esperada de agua en la agricultura que resulta de las medidas de gestión publicadas en los PES de 2007. Zaniolo et al. (2018), contribuyen con un marco para el diseño automático de índices de sequía para una cuenca hidrográfica. Elaboran un índice que representa un sustituto de las condiciones de sequía de una cuenca, combinando toda la información relevante disponible sobre el agua que circula en el sistema de recursos hídricos (RRHH) mediante un algoritmo de extracción de características. Tras la última revisión de los PES en 2018, hemos realizado una revisión de la nueva aproximación al cálculo del IEE en la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ). Como ya se cita en Rijsberman (2006), muchos autores comparten que la escala de la cuenca fluvial se adopta como la escala más apropiada para comprender los procesos clave entre la disponibilidad de agua de los sistemas de RRHH y los usos humanos. Así pues, en el presente trabajo se ha estudiado la escasez a nivel de cuenca hidrográfica.

Tabla 1 | Tabla resumen de indicadores de escasez estudiados en la literatura (modificado y actualizado de Liu et al., 2017).

| Nombre del Indicador | Medida | Referencias |
|---|---|---|
| Indicador de Falkenmark (estrés hídrico) | Disponibilidad de agua per cápita | Falkenmark et al. (1989); Ohlsson y Appelgren (1998); Falkenmark et al. (2009) |
| Ratio crítica (water stress) | Ratio entre la disponibilidad de agua y su uso | Falkenmark (1997); Raskin et al. (1997); Alcamo et al. (2000); Vörösmarty et al. (2000); Oki y Kanai (2006) |
| Indicador IWMI (escasez de agua física y económica) | Proporción del suministro de agua que está disponible, teniendo en cuenta la infraestructura hídrica. | Seckler et al. (1998) |
| Índice de pobreza de agua | Promedio ponderado de cinco componentes (disponibilidad de agua, acceso, capacidad, uso y medio ambiente) | Sullivan (2002); Sullivan et al. (2003) |
| Escasez de agua Verde-azul | Necesidad versus disponibilidad de recursos hídricos verde-azules | Rockström et al. (2009); Gerten et al. (2011) |
| Evaluación del agua basada en la huella hídrica | La relación entre la huella hídrica y la disponibilidad de agua | Hoekstra et al. (2011) |
| Ratio de captación acumulado respecto a la demanda | Ratio de captación acumulado respecto a la demanda | Hanasaki et al. (2008) |
| Análisis del Ciclo de vida (LCA) basado en el indicador de estrés hídrico | La relación entre la huella hídrica y la disponibilidad de agua | Frischknecht et al. (2009); Pfister et al. (2009) |
| Indicador de cantidad-calidad caudal ecológico requerido (QQE) | Incorporación de la cantidad, calidad del agua y el caudal ecológico | Zeng et al. (2013); Liu et al. (2016) |

Respecto a las políticas del agua en la Unión Europea (UE) se aplican a diferentes niveles: (i) a nivel de la UE, donde las políticas apoyan la estrategia general de la UE hacia el desarrollo sostenible y la protección del medio ambiente, (ii) a nivel nacional, donde estas políticas se adaptan a los objetivos de desarrollo locales y nacionales, y (iii) a nivel de cuenca hidrográfica/regional (confederación), donde se toman las decisiones y acciones reales (Kampragou et al., 2011). Para abordar las situaciones de sequía y escasez, en la UE se han establecido varias políticas desde la Directiva Marco del Agua (DMA) (EU, 2000) y se han publicado diversos documentos relacionados con las políticas de gestión de la sequía (Tabla 2). La Comunicación “Escasez de agua y sequía” (EC, 2007) y “Plan para salvaguardar los recursos hídricos de Europa” (EC, 2012) reflejan las tendencias crecientes de la sequía en múltiples regiones de Europa durante las últimas décadas. La Comunicación sobre “Escasez de agua y sequía” enumera posibles medidas para hacer frente a la escasez de agua y la sequía y recomienda la elaboración de los Planes Especiales de Sequía (PES) pasando de un enfoque de gestión del riesgo/emergencia a un enfoque de gestión planificada de la sequía (Estrela y Vargas, 2012). Dicha comunicación también apoya el establecimiento de una estrategia europea contra la sequía, estudia la posibilidad de utilizar fondos europeos en caso de sequías prolongadas y propone la creación de un Observatorio Europeo de la Sequía (OES).

En España se han registrado varios grandes eventos de sequía desde el año 1980. Las sequías de 1982 al 86 y de 1991 al 96, de 1997 al 2001, del 2004 al 08 y desde 2015 hasta 2018 en algunas confederaciones (CHJ, 2018). La sequía de 1991 fue muy intensa y a partir de ahí se tuvo que adoptar un cambio de mentalidad. Anteriormente, los eventos de sequía se consideraban de emergencia y ocasionales, y los recursos se gestionaban con medidas extraordinarias. La Ley del Plan Hidrológico Nacional ordena que en 2001 que se establezca un sistema global de indicadores hidrológicos, con el fin de prever las situaciones de sequía y publicación de los PES por parte de las confederaciones hidrográficas (CH). En 2005, se redactó la Guía de Elaboración de los PES y se implementó el Observatorio de Sequías en España. Los primeros PES realizados por las CH en España fueron aprobados en 2007 (MAM/698/2007). La aprobación de la primera revisión de los PES se publicó en diciembre de 2018 (TEC/1399/2018). Todas CH españolas han redactado un PES con características comunes e indicadores comparables entre sí. En la última revisión de los PES se incluyen dos tipos de indicadores: el indicador de estado de sequía prolongada (IES) y el indicador de estado de escasez (IEE). Por un lado, el IES es un indicador adimensional que varía de 0 a 1 y utiliza datos de precipitación; señala las situaciones de sequía en cada cuenca hidrográfica territorial. Por otro lado, el IEE es también adimensional y varía de 0 a 1; sin embargo, integra

diferentes variables (precipitación, piezometría, volúmenes de embalse y estaciones de aforo). El IEE pretende optimizar y mejorar la toma de decisiones y la aplicación de las medidas de restricción derivadas de los escenarios de escasez (CHJ, 2015; Ortega-Gómez et al., 2018). Se han clasificado cuatro estados de escasez dependiendo del valor del IEE: normalidad, prealerta, alerta y emergencia. La metodología general utilizada para el cálculo del IEE, se basa en un proceso compuesto por 6 pasos, de los cuales cada confederación los ha calculado con alguna modificación, pero normalizando un valor final para poder establecer un indicador común a nivel nacional con valores de 0 a 1.

El objetivo general de este trabajo es optimizar la obtención del Indicador de Estado de Escasez (IEE) para reproducir y poder predecir las situaciones de escasez acontecidas en el sistema de recursos hídricos del río Júcar. El objetivo específico es comparar los resultados de déficits del sistema de RRHH del Júcar con los nuevos valores del IEE propuesto en el estudio.

Tabla 2 | Políticas europeas para la gestión de las sequías desde la Directiva Marco del Agua (Actualizado de Fuente: Estrela y Sancho, (2018)).

| Documentos relacionados con políticas | Año | Relación con gestión de sequías | Nivel |
|---|-------------------|--|--------|
| Directiva Marco del Agua 2000/60/EC (Parlamento Europeo y Consejo de la Unión Europea, 2000). | 2000 | La protección de las masas de agua contribuirá a mitigar los efectos de las sequías. | UE |
| Ley del Plan Hidrológico Nacional. | 2001 | Bases para una gestión planificada de la sequía. Se reglamenta que las autoridades de cuenca fluvial deben desarrollar planes de gestión de la sequía. | España |
| Gestión de la sequía. Guía de elaboración del Plan. | 2005 | Directrices generales para el desarrollo de Planes de Gestión de la Sequía por Organismos de cuenca. | España |
| Diferentes Real-Decreto-Ley, Reales Decretos y Órdenes Ministeriales durante la sequía 2004- 2008 e implementación del Observatorio de Sequías en la página web del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, incluyendo el Sistema Nacional de Indicadores de Sequías. | 2004– 2008 | Estas normas facultan a los organismos de cuenca para reasignar los recursos hídricos existentes, modificar el régimen económico de la Ley de Aguas y establecer obras de emergencia para mitigar los efectos negativos de las sequías, entre otros. | España |
| Comunicación sobre "Afrontar el desafío de la escasez de agua y la sequía en la Unión Europea" (Comisión Europea, 2007a). | 2007 | El ahorro de agua debe convertirse en la prioridad y que antes que aumentar el suministro se debe explorar la mejora de la eficiencia del agua. Enfoque participativo de las políticas. Enumera medidas para hacer frente a la escasez de agua y la sequía y recomienda el desarrollo de planes de gestión de la sequía. | UE |
| Informe del Plan de gestión de la sequía, incluidos los indicadores agrícolas, de sequía y cambio climático, Informe técnico 2008 (Comisión Europea, 2007b). | 2007 | Directrices generales y no vinculantes para el desarrollo de planes de gestión de la sequía elaborados conjuntamente por la CE y algunos países líderes de la UE (España, Francia e Italia). | UE |
| Los Planes Especiales de Sequía elaborados por los Organismos de cuenca fueron aprobados por la Orden Ministerial MAM/698/2007. | 2007 | El objetivo de estos planes es minimizar los impactos ambientales, económicos y sociales de las sequías utilizando un sistema de indicadores de sequía y establecer el programa de medidas correspondiente. | España |
| Informes de seguimiento de la Comisión Europea (Comisión Europea, 2008), (Comisión Europea, 2010) y (Comisión Europea, 2011). | 2008, 2010 y 2011 | Informes sobre los progresos realizados por los Estados miembros en relación con el desafío de la escasez de agua y la sequía en la UE. | UE |
| El OES desarrollado por el Centro Común de Investigación de la Comisión Europea. | 2011 | El OES mejora el conocimiento de las sequías utilizando sistemas de alerta eficientes que son una parte esencial de la gestión de riesgos. | UE |
| Plan para salvaguardar los recursos hídricos de Europa (Comisión Europea, 2012b). | 2012 | Describe las acciones para una mejor aplicación de la legislación de los objetivos de la política hídrica en otras políticas. | UE |
| Desarrollo de indicadores de escasez de agua y sequía que los Estados miembros utilizarán habitualmente. | 2013–2016 | Ayudarán a completar las importantes lagunas de conocimiento en lo que respecta a la escasez de agua y la sequía en la UE. | UE |
| Reales Decretos durante la sequía 2015-2016 en el sureste de España. | 2015– 2016 | Permite a los Organismos de cuenca a reasignar los recursos y establecer obras para mitigación de sequías. | España |
| Aprobación de los Planes Hidrológicos de cuenca por el Real Decreto 1/2016.1/2016. | 2016 | Revisión y Actualización de Planes de Gestión de Sequías en 2017. | España |
| Orden TEC/1399/2018, de 28 de noviembre, por la que se aprueba la revisión de los planes especiales de sequía. | 2018 | Se establece una distinción entre los indicadores de sequía y los indicadores de escasez. | España |

MÉTODOS

La metodología utilizada para llevar a cabo la obtención y optimización del IEE se representa gráficamente en la Figura 1. En primer lugar, se calcula el IEE. En segundo lugar, el modelo de gestión de los recursos hídricos desarrollado en el Sistema de Soporte a la Decisión Aquatool en su módulo de Simulación de la Gestión (Simges), que simula los datos sobre los periodos de escasez en la cuenca propuesto por Andreu et al.(1996). A continuación, se hace uso de un algoritmo evolutivo para optimizar las ponderaciones de las variables a través de la minimización de una función objetivo (FO). Por último, se comparan los datos observados con los simulados por el modelo de gestión.

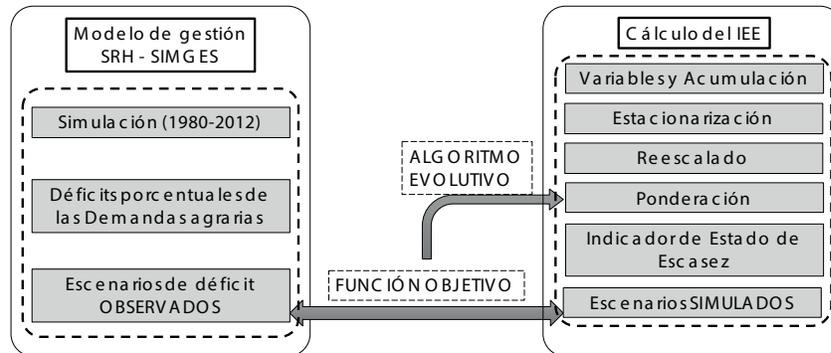


Figura 1 | Representación esquemática de la metodología empleada en este trabajo.

En lo referente al cálculo del IEE, este consiste en un proceso de 6 pasos. (1) En primer lugar, la selección de variables representativas del estado de escasez de la cuenca mediante un procedimiento *ad hoc* propuesto por la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ). Estas variables son localizables en el mapa de la Figura 2, y son diez: un pluviómetro, tres piezómetros, dos volúmenes de embalses, y cuatro estaciones de aforo. (2) Las variables mensuales se acumulan en diferentes periodos temporales tal y como se muestra en la Tabla 3. (3) En tercer lugar, las variables se hacen estacionales con el objetivo de filtrar la componente estacional y evitar que el cálculo del indicador en un mes concreto esté condicionado por si ese mes es habitualmente lluvioso o seco. (4) A continuación, se procede al reescalado de los datos, mediante este proceso se transforman las variables estacionarizadas a valores entre 0 y 1; con el objetivo de evitar que los valores extremos tomen una excesiva relevancia. Se ha optado por utilizar percentiles como valores, máximo y mínimo, correspondientes a los valores de 1 y 0 del indicador, respectivamente. (5) En quinto lugar, se procede al ponderado de las variables y obtención del valor del indicador como la suma ponderada de las mismas. (6) Finalmente, se categorizan los resultados en escenarios según los criterios de entradas y salidas, los cuales determinan que, para pasar de un estado de escasez a uno más grave, han de pasar al menos dos meses con valores inferiores al umbral del escenario más crítico. En el caso de pasar de normalidad a prealerta son tres meses. Para salir de un escenario a otro más leve, también se

Tabla 3 | Variables utilizadas y su acumulación temporal (Fuente: Elaboración propia y CHJ 2018).

| Código | Indicador/Variable 200 | Acumulación temporal | Fuente |
|--------|---|----------------------------|----------|
| EA03 | Estación foronómica 08032 Cuenca | | CEDEX |
| EA04 | Estación foronómica 08090 Pajaroncillo | 3 meses | CEDEX |
| EA05 | Estación foronómica 08138 Balazote | | CEDEX |
| EA06 | Estaciones foronómicas 08144 y 08036 (Albacete) | 3 meses (resta) | CEDEX |
| VE06 | Volumen en Forata | Principio mes | CEDEX |
| VE07 | Volumen Alarcón, Contreras y Tous | | CEDEX |
| PL03 | Pluviómetros Embalse de Tous | 12 meses | Spain 02 |
| PZ11 | Piezómetro 08.24.005 Utiel | | CHJ |
| PZ12 | Piezómetro 08.29.053 Cenizate | Valor Representativo 1 mes | CHJ |
| PZ13 | Piezómetro 08.28.007 Montesa | | CHJ |

requiere el paso entre niveles intermedios, aunque se necesitan 1, 2, 3 o 4 meses consecutivos según el caso. Cabe comentar que las condiciones se establecen con respecto al valor del indicador entre 0 y 1 y no con respecto al escenario del mes anterior (CHJ, 2018). Así pues, a partir del valor entre 0 y 1 ya ponderado, se pasa a establecer los estados o escenarios de escasez. Los escenarios y umbrales son: normalidad (>0.5), prealerta (<0.5 y ≥ 0.3), alerta (<0.3 y ≥ 0.15) y emergencia (<0.15), y se han numerado del 1 al 4 para transformar las variables léxicas a numéricas. Se ha realizado un análisis de sensibilidad de las variables que influyen en el cálculo del indicador como son la acumulación temporal de las variables, la no estacionarización de los datos y la eliminación de algunas variables.



Figura 2 | Localización de las estaciones de toma de datos de las variables del Indicador de Estado de Escasez (IEE) Fuente: (CHJ, 2018).

La interfaz gráfica del modelo Aquatool-Simges del sistema Júcar utilizado en este estudio para la obtención de los escenarios de déficit se muestra en la Figura 3. El modelo utilizado simula la serie temporal de aportaciones y demandas desde octubre de 1980 hasta diciembre 2009. El modelo se caracteriza por tener 24 demandas, de las cuales 5 son urbanas con $107.4 \text{ hm}^3/\text{año}$ y 17 demandas agrarias de $1041.7 \text{ hm}^3/\text{año}$. La demanda de la Central Nuclear de Cofrentes también se tiene en cuenta con $20 \text{ hm}^3/\text{anuales}$. El modelo tiene en cuenta 12 embalses con una capacidad máxima de almacenamiento total de 1806.3 hm^3 . Las aportaciones totales al modelo son $1324.3 \text{ hm}^3/\text{año}$ (CHJ, 2015). En cuanto a los tramos de río con caudal ecológico se han tenido en cuenta 12. La masa de agua subterránea más importante en la cuenca es la de la Mancha Oriental con una superficie de 7279.78 km^2 (CHJ, 2015) que se simula en el modelo como un acuífero pluricelular. Los resultados obtenidos del modelo son series de déficit mensuales. Se calculan los valores del déficit porcentual de las demandas agrarias del modelo Simges y se categorizan del 1 al 4 considerándose estado de normalidad (1) un déficit del 0 al 5%, 2, prealerta (2) del 5 al 10%, alerta (3) del 10 al 15% y emergencia (4) más de 15%. La selección de estos umbrales se estableció con base a los criterios de garantía de la Instrucción de Planificación Hidrológica (BOE, 2008) y analizando la sensibilidad con respecto a los resultados del indicador.

Respecto a la optimización de los pesos para el cálculo del IEE se lleva a cabo mediante la comparación de los valores simulados y los observados. Se compara el número de veces que coinciden ambos resultados para obtener finalmente los pesos óptimos. Los pesos se optimizan en función de minimizar la FO (Ecuación 1). Mediante el uso de un algoritmo evolutivo se cambian los valores de las ponderaciones de las variables para minimizar la diferencia entre los valores calculados y los obtenidos en el modelo. Se han realizado estudios de la FO hasta encontrar la óptima. Para dar prioridad a los valores observados frente a los simulados se ha considerado la multiplicación por un coeficiente, que es el valor observado al cuadrado.

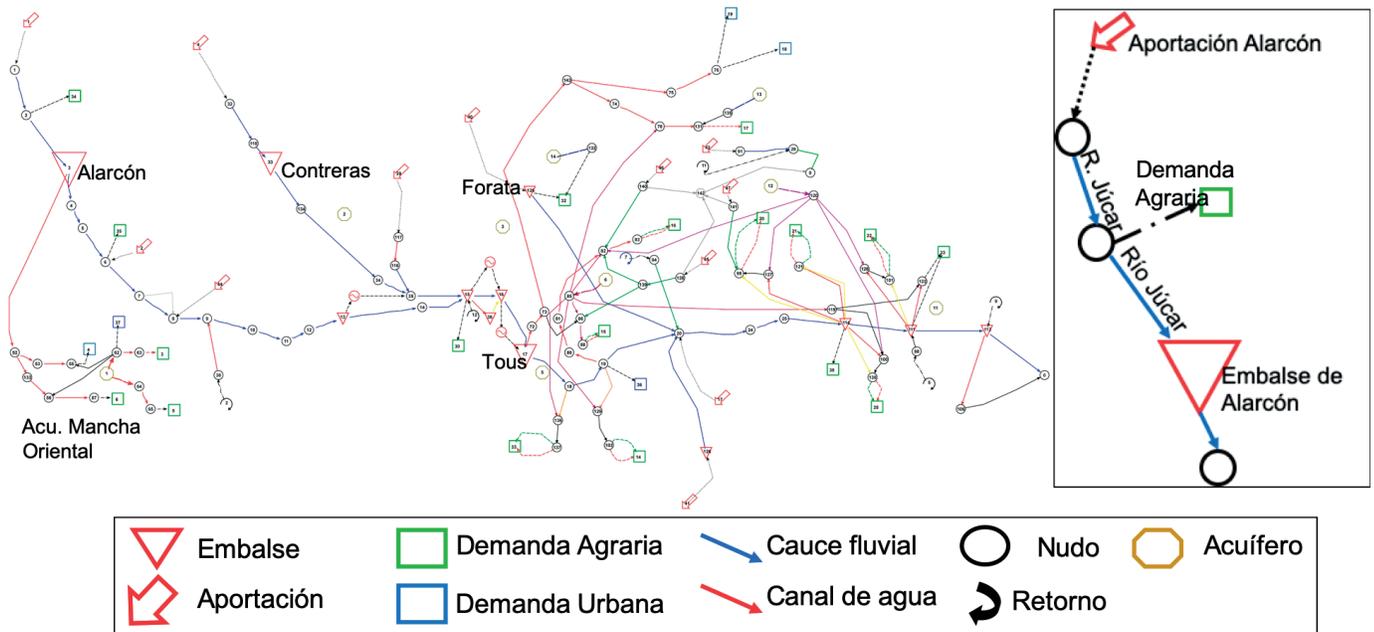


Figura 3 | Modelo Aquatool-Simges del sistema de recursos hídricos de la cuenca del río Júcar.

$$FO = \sum (|D_s - X_s| * D_s^2) \quad (1)$$

Donde: FO es la función objetivo; D_s : valor observado; X_s : valor simulado

ÁREA DE ESTUDIO

La cuenca hidrográfica del Júcar se localiza al este de la Península Ibérica, y comprende las provincias de, Cuenca, Albacete y Valencia (Figura 4). El área de estudio abarca la propia cuenca del río Júcar y todas las demandas que se atienden desde ella. Tiene una superficie aproximada de 22261 km². Esta zona tiene un clima típicamente mediterráneo, caracterizado por veranos cálidos e inviernos suaves, con una precipitación media de 434.65 mm/año. Las temperaturas medias anuales se sitúan en torno a los 14 y 16.5 °C, los máximos se alcanzan durante la época seca en los meses de julio y agosto. Además, durante los meses de octubre y noviembre puede ocurrir el fenómeno llamado “gota fría”, un frente frío con precipitaciones intensas y de corto plazo (CHJ, 2015).

La hidrología está marcada por las características del clima mediterráneo, como son la semiaridez y la baja tasa de precipitaciones mencionadas anteriormente, que en combinación con lluvias torrenciales puntuales provocan inundaciones y estiajes, lo que se traduce en una alta estacionalidad y sequías plurianuales recurrentes.

Se trata de una zona altamente regulada, los principales embalses de la cuenca son los de Alarcón, Contreras y Tous, que, junto con el acuífero de la Mancha Oriental, abastecen usos muy diversos, dominados por la demanda urbana y agrícola, estimada en 203.37 hm³/año y 1397.67 hm³/año (CHJ, 2015), respectivamente. La superficie regada es de 210638 ha, lo que representa el 54% de toda la comarca, destacando que las necesidades de riego no coinciden con la época de lluvias. En consecuencia, se trata de un sistema ajustado con una relación entre la demanda de agua y los recursos hídricos, tal y como muestra el indicador de estrés hídrico con un valor de aproximadamente el 84%.

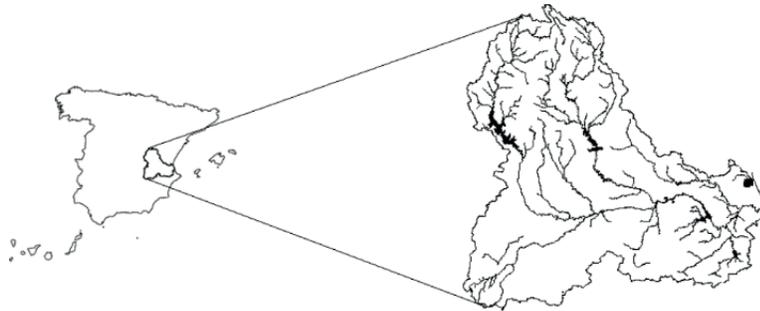


Figura 4 | Localización de la cuenca hidrográfica del Júcar (Fuente: Lerma et al. (2013)).

RESULTADOS Y DICUSIÓN

En primer lugar, en este estudio se ha optimizado el peso de las variables utilizadas para el cálculo del IEE mediante una FO. Los resultados de las ponderaciones optimizadas se muestran en la Tabla 4 en comparación con las propuestas por la última actualización del PES. Respecto a los resultados, cabe comentar, que en la nueva ponderación se produce un incremento del 13.7% del peso de la variable VE07, que representa el volumen de los principales embalses de la cuenca. Por otra parte, la estación de aforo EA03 incrementa su peso un 78.8%. Estos resultados permiten conocer la importancia que tienen estas variables en la cuenca a la hora de gestionar los periodos de escasez.

Tabla 4 | Comparación de resultados de los pesos actuales y optimizados.

| RESULTADOS | EA03 | EA04 | EA05 | EA06 | VE06 | VE07 | PL03 | PZ11 | PZ12 | PZ13 |
|----------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Pesos Actuales | 0.230 | 0.200 | 0.030 | 0.030 | 0.030 | 0.360 | 0.030 | 0.030 | 0.030 | 0.030 |
| Optimización | 0.411 | 0.010 | 0.106 | 0.016 | 0.011 | 0.409 | 0.011 | 0.007 | 0.011 | 0.007 |

En segundo lugar, a partir de las nuevas ponderaciones obtenidas, se procede a la comparación de las similitudes del nuevo IEE (simulado) con respecto a los escenarios de déficit en el modelo de simulación Aquatool-Simges (observado). Los resultados obtenidos se presentan divididos en dos series temporales, la primera desde octubre de 1980 hasta octubre 1997 (17 años) y la segunda desde 1997 hasta diciembre 2009 (12 años). En ambos periodos se han registrado dos episodios de sequía.

En el primer conjunto de años, se encuentran los episodios de sequías en el periodo de 1982/83-1985/86 y la sequía en el periodo 1991/92-1995/1996. Cabe mencionar, que los porcentajes de reducción promedio de las precipitaciones y aportaciones con respecto a la serie de referencia durante la sequía de 1981/86 son del 6% y 1%, respectivamente. Durante este episodio de sequía se produjo una anomalía en la cuenca alta del Júcar lo que llevó a valores de precipitación más altos que la media; esto justifica que los valores de déficits sean bajos en este periodo; sin embargo, al tratarse de un indicador ponderado de toda la cuenca, con variables distribuidas a lo largo de todo el territorio, no detecta esta anomalía en la parte alta de la cuenca. En consideración a la sequía de 1991/96, las precipitaciones durante esta época fueron un 26% más bajas que en la serie de referencia y las aportaciones un 11% inferiores. Esto es detectado por nuestro indicador que simula bien los periodos de déficit de las demandas agrarias, sin embargo, comienza dando falsos positivos al inicio de la sequía, antes de que comenzaran los déficits en el modelo de gestión (Figura 5). Una de las características de este periodo de sequía fue que la zona del bajo Júcar sufrió poca afección, ya que experimentó precipitaciones superiores a 900 mm. Mientras de la zona de la Mancha Oriental del Júcar fue una de las más afectadas con precipitaciones inferiores a 300 mm.

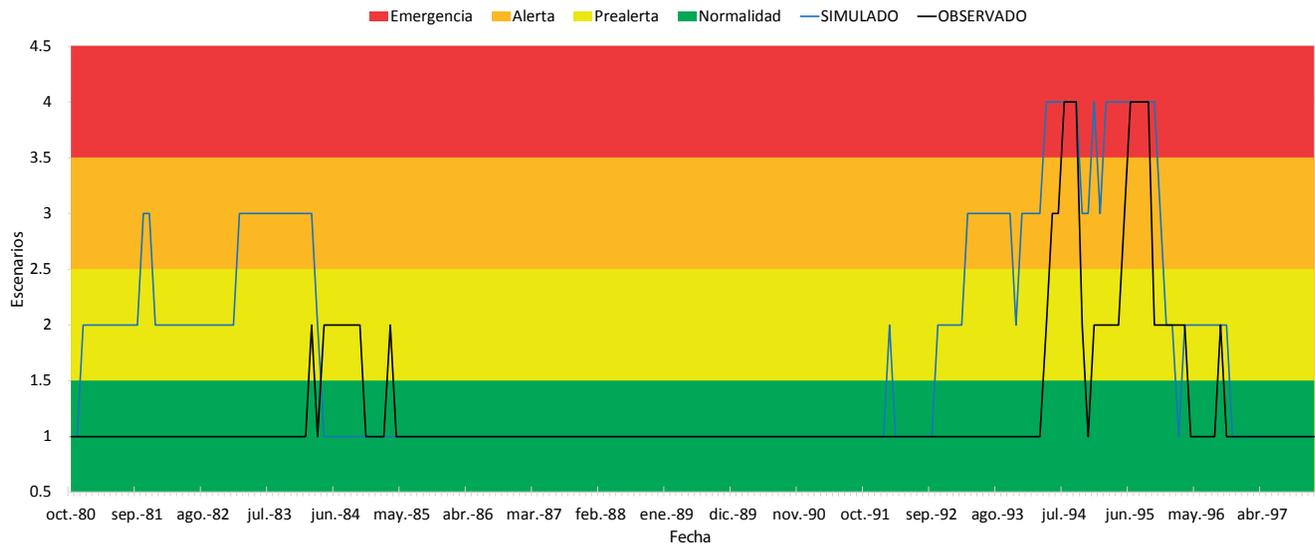


Figura 5 | Resultados obtenidos del IEE para el periodo 1980-1997.

La Figura 6 muestra el resultado de la comparación de los datos observados en el modelo Aquatool-Simges de la cuenca del río Júcar y los simulados por el IEE propuesto desde octubre del 1997 hasta octubre del 2009. Aquí se localizan las sequías de 1997/98-2000/01 y la sequía en el periodo 2004/05-2007/08. Los resultados obtenidos del indicador propuesto son mejores en esta segunda serie de datos. Durante la sequía de 1997/98 se produjo un 10% de reducción promedio de las precipitaciones con respecto a la serie de referencia y un 4% de reducción de las aportaciones. Los resultados simulados muestran un falso positivo al inicio del periodo, además el indicador no detecta los picos de déficit en febrero y junio de 2001, ni durante el 2003. En la sequía del 2004/08 se produjeron unas reducciones del 9% de precipitación y el 20% de las aportaciones. En este caso, el indicador también se anticipa a los escenarios de déficit observados, además está desfasado con respecto a los déficits a lo largo de 2007 y presenta falsos positivos en 2009.

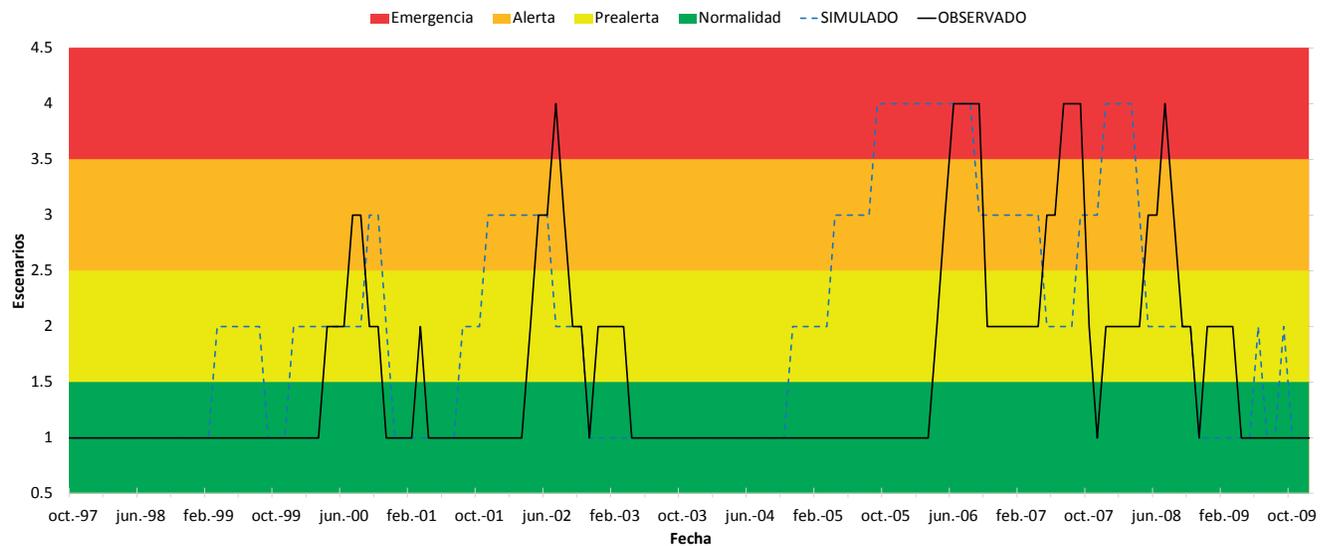


Figura 6 | Resultados obtenidos del IEE para el periodo 1997-2009.

Por último, los resultados obtenidos en este trabajo se han plasmado de manera gráfica y en forma de matriz de confusión. La matriz de confusión que se presenta en la Figura 7, muestra los porcentajes de aciertos del indicador propuesto con respecto a los estados de déficit observados en el modelo de gestión de los recursos hídricos Aquatool-Simges utilizado en el estudio. Los mejores resultados del indicador son para el estado de normalidad, ya que en un 62% de los casos acierta; en segundo lugar, el estado de alerta tiene un porcentaje de aciertos por encima de la media. Sin embargo, para las situaciones de prealerta y emergencia el indicador no presenta buenos resultados ya que da valores del 43% y 44% respectivamente. Estos valores bajos se deben, en ambos casos a la anticipación y falsos positivos del indicador propuesto en ambos estados.

| | | | | |
|---|-----------------|-----|-----|-----|
| 1 | 62% | 32% | 6% | 1% |
| 2 | 16% | 43% | 25% | 16% |
| 3 | 0% | 36% | 57% | 7% |
| 4 | 0% | 25% | 31% | 44% |
| | 1 | 2 | 3 | 4 |
| | Estado Simulado | | | |

Figura 7 | Matriz de confusión de los valores optimizados. En verde se muestran los porcentajes de acierto entre los estados de escasez simulados y los observados. En rojo se muestran los porcentajes de no acierto. Los valores 1, 2, 3 y 4 corresponden a los estados de normalidad, prealerta, alerta y emergencia respectivamente.

CONCLUSIONES

Se puede concluir que en este estudio se ha propuesto una nueva ponderación de las variables para el cálculo del IEE. Se ha desarrollado una metodología que ha permitido mejorar los pesos de las variables a la vez que minimizar el valor de la FO para aproximar los valores de déficits de la cuenca del Júcar con el IEE. La propuesta de optimización del indicador presenta buenos resultados a la hora de anticiparse a los periodos de escasez o déficit en las principales demandas de la cuenca. Por otro lado, esta nueva ponderación presenta resultados aceptables del 62% de acierto, a la hora de predecir los estados de normalidad. Sin embargo, se plantea un estudio más exhaustivo para poder eliminar los falsos positivos de los resultados, así como mejorar los resultados del 43% y 44% de acierto obtenidos para los estados de prealerta y emergencia. La calibración del modelo con datos actualizados con un nuevo periodo de datos hasta 2018 será objeto de próximos trabajos. Como consecuencia de este análisis se pasará a ampliar la serie temporal de datos de sequía hasta la actualidad y se comprobará cómo actúa el indicador. El presente trabajo permite analizar las características de los eventos de sequía y el nuevo indicador propuesto puede evaluar la posibilidad de predecir el estado de riesgo de escasez en el que se encuentran las demandas a partir de las variables propuestas y optimizadas.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Agencia Española de Investigación (MINECO) el apoyo económico al proyecto ERAS (CTM2016-77804-P, incluyendo fondos EU-FEDER). Además, también valoramos el apoyo de la Comunidad Europea que ha financiado el proyecto IMPREX (H2020-WATER-2014-2015, 641811).

REFERENCIAS

- Alcama, J., Acosta-Michlik, L., Carius, A., Eierdanz, F., Klein, R., Krömker, D., Tänzler, D. 2008. A new approach to quantifying and comparing vulnerability to drought. *Regional Environmental Change*, 8(4), 137-149. <https://doi.org/10.1007/s10113-008-0065-5>
- Alcama, J., Döll, P., Henrichs, T., Kaspar, F., Lehner, B., Rösch, T., Siebert, S. 2003. Global estimates of water withdrawals and availability under current and future “business-as-usual” conditions. *Hydrological Sciences Journal*, 48(3), 339-348. <https://doi.org/10.1623/hysj.48.3.339.45278>
- 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)
- Boletín Oficial del Estado (BOE). Instrucción de Planificación Hidrológica., 2008.
- CEDEX. 2017. Evaluación del impacto del Cambio Climático en los recursos hídricos y sequías en España. Recuperado de <http://publicacionesoficiales.boe.es/>
- CHJ. 2015. Plan Hidrológico del Júcar 2015-2021. Recuperado de https://www.chj.es/Descargas/ProyectosOPH/Consulta_publica/PHC-2015-2021/PHJ1521_Memoria_151126.pdf
- CHJ. 2018. Plan Especial de Sequía Demarcación Hidrográfica del Júcar.
- EC, European Commission. 2012. Communication from the commission to the European parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions a Blueprint to Safeguard Europe’s Water Resources. Recuperado de <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52012DC0673>
- EC, European Commission. 2007. Addressing the challenge of water scarcity and droughts in the European Union. Official Journal of the European Union, (COM/2007), 1-14. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Estrela, T., Sancho, T. A. 2016. Drought management policies in Spain and the european union: From traditional emergency actions to drought management plans. *Water Policy*, 18, 153-176. <https://doi.org/10.2166/wp.2016.018>
- Estrela, T., Vargas, E. 2012. Drought Management Plans in the European Union. The Case of Spain. *Water Resources Management*, 26(6), 1537-1553. <https://doi.org/10.1007/s11269-011-9971-2>
- EU. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy. Recuperado de http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html
- Falkenmark, M. 1989. The Massive Water Scarcity Now Threatening Africa: Why Isn’t It Being Addressed? *Ambio*, 18, 112-118. <https://www.jstor.org/stable/4313541>
- Guttman, N. B. 1998. Comparing the palmer drought index and the standardized precipitation index. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 113-121. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05964.x>
- IPCC. 2007. AR4 Climate Change 2007: Impacts, Adaptation, and Vulnerability – IPCC. Recuperado el 2 de Mayo, 2019, de <https://www.ipcc.ch/report/ar4/wg2/>
- IPCC. 2014. AR5 Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability – IPCC. Recuperado el 2 de Mayo, 2019 de <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg2/>
- Kampragou, E., Apostolaki, S., Manoli, E., Froebrich, J., Assimacopoulos, D. 2011. Towards the harmonization of water-related policies for managing drought risks across the EU. *Environmental Science and Policy*, 14(7), 815-824. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.04.001>
- Lerma, N., Paredes-Arquiola, J., Andreu, J., Solera, A. 2013. Development of operating rules for a complex multi-reservoir system by coupling genetic algorithms and network optimization. *Hydrological Sciences Journal*, 58(4), 797-812. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.779777>

- Liu, J., Yang, H., Gosling, S. N., Kumm, M., Flörke, M., Hanasaki, N., Zheng, C. 2017. Water scarcity assessments in the past, present, and future. *Earth's Future*, 5(6), 545-559. <https://doi.org/10.1002/2016EF000518>
- MAAM. 2014. Plan Nacional De Adaptación al Cambio Climático. Madrid, España.
- Mckee, T. B., Doesken, N. J., Kleist, J. 1993. The relationship of drought frequency and duration to time scales. In *Eighth Conference on Applied Climatology*. Recuperado de <https://climate.colostate.edu/pdfs/relationshipofdroughtfrequency.pdf>
- Ortega-Gómez, T., Pérez-Martín, M. A., Estrela, T. 2018. Improvement of the drought indicators system in the Júcar River Basin, Spain. *Science of the Total Environment*, 610-611, 276-290. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.250>
- Pedro-Monzonis, 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>
- Pérez-Blanco, C. D., Gómez, C. M. 2014. Drought management plans and water availability in agriculture: A risk assessment model for a Southern European basin. *Weather and Climate Extremes*, 4, 11-18. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2014.02.003>
- Quiring, S. M., Papakryiakou, T. N. 2003. An evaluation of agricultural drought indices for the Canadian prairies. *Agricultural and Forest Meteorology*, 118, 49-62. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(03\)00072-8](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(03)00072-8)
- Rijsberman, F. R. 2006. Water scarcity: Fact or fiction? *Agricultural Water Management*, 80(1-3 SPEC. ISS.), 5-22. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2005.07.001>
- Sánchez-Quispe, S. 2000. *Gestión de Recursos Hídricos con decisiones basadas en Estimación del Riesgo*. Universitat Politècnica de València.
- Zaniolo, M., Giuliani, M., Castelletti, A. F., Pulido-Velazquez, M. 2018. Automatic design of basin-specific drought indexes for highly regulated water systems. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(4), 2409-2424. <https://doi.org/10.5194/hess-22-2409-2018>