

# Sequía e inundación como fenómenos hidrológicos extremos. 1ª ed., noviembre 2018

CAPÍTULO X CATEGORIZACIÓN SOCIO-ECOLÓGICA DEL RIESGO DE SEQUÍA

## Capítulo X

### Categorización socio-ecológica del riesgo de sequía

PILAR PANEQUE SALGADO Y JESÚS VARGAS MOLINA

*Universidad Pablo de Olavide*

En las últimas décadas se ha avanzado en las definiciones conceptual y operativa de la sequía de manera que, en primer lugar, diferencien de forma adecuada las situaciones de sequía natural de otras generadas por la acción humana –como la escasez o el déficit hídrico– y, en segundo lugar, faciliten el diseño de estrategias óptimas para su gestión. A medida que los conocimientos y las experiencias prácticas en torno a la sequía han avanzado se han ido identificando distintas categorías en las que las sequías pueden ser clasificadas; entre ellas, destacan las categorías de sequía socioeconómica y de sequía socio-ecológica, por su especial significado en el marco de la gestión de riesgos. En este trabajo, por tanto, se realiza una aproximación a lo que podemos denominar *categorización socio-ecológica del riesgo de sequía*, al ser la más directamente relacionada con los impactos que se generan, que solo podrán minimizarse si estos riesgos hídricos se evalúan y analizan desde el marco de la vulnerabilidad.

Así, desde una perspectiva conceptual, la sequía se define en términos relativos como una anomalía pluviométrica negativa lo suficientemente intensa y prolongada como para generar impactos en la sociedad (Pita, 1997). La sequía presenta, por tanto, un origen natural y un carácter extremo aunque, más allá de este acuerdo, lo cierto es que la complejidad del fenómeno, cuyos límites geográficos y temporales son difíciles de determinar, condiciona que no exista una definición del término totalmente aceptada. La sequía presenta además variaciones espaciales y una clara dependencia del contexto en el que se produce (Quiring, 2009), lo que hace aún más difícil aceptar una definición universal (Wilhite y Buchanan-Smith, 2005; Mishra y Singh, 2010).

A pesar de los avances derivados del nuevo enfoque de la gestión de riesgos, la sequía sigue siendo uno de los riesgos menos entendidos (Swain y Swain 2011), pues a la complejidad intrínseca de los fenómenos meteorológicos que rigen los patrones de aparición de periodos secos, se unen una serie de características que diferencian a la sequía de otros riesgos naturales y que plantean importantes dificultades para su gestión. En primer lugar, los efectos de una sequía se pueden acumular durante largos

períodos de tiempo y pueden persistir incluso durante años, es lo que Wilhite y Glantz denominan *creeping phenomenon* (1985). Estos efectos además de ser acumulativos afectan de diferente manera y a distintas escalas temporales a los diferentes usos del agua, lo que dificulta determinar cuándo hay una sequía, cuándo empieza y cuándo acaba o hasta dónde se extienden temporal y espacialmente sus efectos (Hisdal *et al.*, 2004; Wilhite 2000, WMO y GWP 2014). En segundo lugar, el impacto de una sequía afecta a las masas de agua, pero rara vez resulta en daños estructurales por lo que la cuantificación de los impactos es mucho más difícil para las sequías que para otros peligros naturales (Wilhite 2000; Kallis 2008). En tercer lugar, en el caso de la sequía es fundamental la relación entre las estrategias de gestión del recurso y las estrategias de gestión del riesgo, ya que los impactos no se caracterizan por su impetuosidad, sino que suponen la limitación de acceso al recurso agua, lo que en contextos de incertidumbre hace necesario incorporar el riesgo como un elemento más en la planificación y en la definición de políticas del recurso. Por último, además de las características señaladas, la severidad de una sequía es difícil de determinar, pues no depende solo de su duración, intensidad o extensión geográfica sino también de las condiciones de los sistemas que reciben los impactos que, a su vez, dependen fundamentalmente de la vulnerabilidad que presenta un determinado sistema (Wilhite y Glantz 1985; Kallis 2008) y de las características de éste para adaptarse y hacer frente al fenómeno.

Como hemos apuntado, además de la definición conceptual de la sequía, se plantea también una definición operativa que permite abordar la identificación del fenómeno, de forma que pueda precisarse el inicio, la severidad y el fin de los distintos episodios; es decir, esta es la definición de sequía que se maneja en el desarrollo de estrategias de prevención y mitigación. Desde este punto de vista, de acuerdo a la ya clásica propuesta realizada por Wilhite y Glantz (1985), en un marco espacial y temporal determinado las sequías pueden ser clasificadas en cuatro categorías: i) *sequías meteorológicas*, que suponen una reducción de las precipitaciones respecto a las medias registradas; ii) *sequías agrícolas*, que suponen una reducción de la humedad del suelo; iii) *sequías hidrológicas*, que suponen una reducción en la disponibilidad de aguas superficiales y subterráneas; y iv) *sequías socioeconómicas*, que suponen una reducción de la disponibilidad de agua para satisfacer las demandas existentes.

En relación con esta clasificación, hay que puntualizar que el interés por las sequías deriva en especial de su categorización socioeconómica –es decir, de aquello relacionado con impactos, daños o pérdidas–, que a su vez está ligada a aspectos complejos como la vulnerabilidad y la percepción (Kallis, 2008). Pero es cierto que en fechas recientes esta clasificación, ampliamente aceptada, se ha considerado insuficiente al abordarse desde una perspectiva centrada exclusivamente en el ser humano. Así, a las categorías de sequía antes citadas, que están relacionadas con los impactos agrícolas, hidrológicos y socioeconómicos, se ha sumado una nueva categoría denominada *sequía socio-ecológica* que se refiere a la forma en que se afectan los ecosistemas y los servicios ecosistémicos asociados al recurso agua, así como a las retroalimentaciones que se producen entre los sistemas naturales y humanos (Crausbay *et al.*, 2017). Esta cuestión hasta ahora había recibido poca atención, a pesar de que es bien conocida la interdependencia entre la gestión del recurso agua y la gestión del riesgo de sequía y, en especial, el papel esencial que en todo este proceso tiene la sobreexplotación de los recursos disponibles. No hay que olvidar que los impactos de la sequía socio-ecológica se transfieren a la población a

través de los servicios ecosistémicos, aunque aún son pocas las investigaciones que cuantifican los impactos generados en dichos servicios (van Dijk *et al.*, 2013; Banerjee *et al.*, 2013; Raheem *et al.*, 2015).

De acuerdo a estas definiciones, el interés se centra en la sequía como riesgo y no tanto como evento natural. En realidad, solo cuando el descenso de las precipitaciones puede comprometer la satisfacción de las demandas de agua podemos hablar de riesgo y de categorización socio-ecológica de las sequías y es entonces cuando adquiere relevancia desde el punto de vista de la gestión. En el marco de la sequía entendida como riesgo, y con el objetivo final de minimizar sus impactos, adquiere un papel central la evaluación de la vulnerabilidad. Por *vulnerabilidad al riesgo de sequía* se entiende el conjunto de características, producto de las interacciones entre el sistema social y el sistema natural, que hacen a las poblaciones susceptibles de sufrir perjuicios debido a un descenso en el nivel de precipitaciones por debajo de los registros considerados normales en un área y periodo de tiempo determinados (Vargas y Paneque, 2017). Por tanto, los impactos que genere una sequía van a depender en gran medida de la vulnerabilidad de los sistemas.

Las evaluaciones de vulnerabilidad frente al riesgo de sequía suponen el primer paso para identificar las causas que generan los impactos y facilitar el cambio de paradigma que facilite la puesta en práctica de las estrategias de mitigación de las sequías (Knutson 1998). En este sentido, en los últimos años se ha reconocido su importancia y ha habido un considerable aumento de este tipo de ejercicios, en los que la evaluación cuantitativa de la vulnerabilidad se realiza generalmente a través de la construcción de un índice compuesto (Igesias *et al.*, 2007; Swain y Swain 2011; Liu *et al.*, 2013; Naumman *et al.*, 2014; De Stefano *et al.*, 2015; Vargas y Paneque, 2017). Este tipo de índices son el resultado de la ponderación e integración de diferentes indicadores que varían de unos estudios a otros en función del contexto, la escala y los objetivos del trabajo, pero la diversidad de propuestas ensayadas dificulta la existencia de una metodología estandarizada o de un marco operacional comúnmente aceptado.

Uno de los marcos teóricos más utilizados para operativizar el análisis de la vulnerabilidad frente al riesgo de sequía ha sido el propuesto por el IPCC (2007), donde, en relación con el cambio climático, la vulnerabilidad se define en función de la *exposición*, la *sensibilidad* y la *capacidad de adaptación* (Bhattacharya y Das 2007; O'Brien *et al.*, 2008; Deems 2010, Liu *et al.*, 2013; De Stefano *et al.*, 2015). Aunque el objetivo principal de las investigaciones, interpretaciones y definiciones sobre vulnerabilidad asociada al cambio climático y a los riesgos presentan algunas diferencias, la operatividad de la vulnerabilidad se hace utilizando metodologías e indicadores similares en ambos casos (Füssel y Klien, 2006; Costa y Kropp, 2013). Además, en el año 2012 el IPCC realiza un informe orientado exclusivamente a la integración de las metodologías de vulnerabilidad asociadas al cambio climático con los riesgos naturales (IPCC, 2012). En este informe se reconoce que el clima y los eventos climáticos derivados del cambio climático, que producen eventos extraordinarios, no producen necesariamente desastres, sino que éstos ocurren cuando los eventos extremos pueden afectar a poblaciones expuestas que son potencialmente vulnerables a dichos impactos. El marco propuesto no introduce un cambio operativo significativo, pero sí supone un avance importante en relación a la necesidad de focalizar las

estrategias tanto en el sistema climático como en los procesos de desarrollo y sus implicaciones en la vulnerabilidad para entender el riesgo de desastre (Birkmann 2013).

Como se ha mencionado, este marco metodológico de partida propuesto por el IPCC (2007, 2012) define la vulnerabilidad en función de tres componentes: la *exposición*, definida en función de las características de la amenaza, como por ejemplo, la frecuencia, la magnitud o la duración de una perturbación (Adger 2006; Bhattacharga y Das 2007; Ciurean *et al.*, 2013); la *sensibilidad*, definida por aquellas condiciones del sistema expuesto que lo hacen más propenso a experimentar daños y ser afectado adversamente por un peligro natural (Birkmann *et al.*, 2013) y la *capacidad de adaptación*, que puede definirse como el conjunto de características y capacidades de la sociedad que permiten hacer frente a una sequía a medida que avanza el fenómeno (respuesta en el corto plazo) y también aquellas que forman parte de un constante proceso de aprendizaje, experimentación y cambio en la manera de afrontar estos riesgos a través de la preparación, la prevención y la mitigación (respuesta en el largo plazo) (Vargas y Paneque, 2017).

De los tres componentes que el marco del IPCC propone para definir la vulnerabilidad, las variables e indicadores que más consenso encuentran en la comunidad científica son los referentes a la *exposición*, como los basados en la caracterización de la sequía meteorológica ya sea a través de índices como SPI, el índice de aridez o aquellos que se basan en la caracterización de las sequías históricas y el cálculo de probabilidades. En lo referente a los factores y variables seleccionados para caracterizar la *sensibilidad* se diferencian aquellos marcos que la caracterizan como la disposición de las condiciones físicas del sistema que recibe los impactos y aquellos que lo hacen de forma holística e incluyen variables como la densidad de población, los balances hídricos o el estado de las masas de agua. Y, sin duda, donde se presentan las mayores carencias y por tanto también los mayores retos de investigación son en lo referente a las variables e indicadores de *capacidad de adaptación*, que es el componente de la vulnerabilidad más ligado a las condiciones sociales e institucionales que son habitualmente más difíciles de medir y que, hasta el momento, han dado mayor peso a las variables económicas y de acceso a recursos (Vargas y Paneque, 2017).

Precisamente, la propuesta antes citada de incorporar la categoría de *sequía socio-ecológica* a la clasificación más tradicional tiene como telón de fondo este marco de la vulnerabilidad en el que existen retroalimentaciones entre los sistemas sociales y naturales (Crausbay *et al.*, 2017) (Figura 1). Así, para reducir la vulnerabilidad a este tipo de sequía será necesario, entre otros: i) asumir el aumento de la exposición en un contexto de cambio climático; ii) reducir la sensibilidad y, en especial, la presión sobre los recursos hídricos; y, iii) aumentar la capacidad de adaptación a través de un ejercicio planificador adecuado.



Figura 1. Diagrama conceptual de la sequía socio-ecológica.

Fuente: Traducido y adaptado de Crausbay *et al.*, 2017.

En relación con la necesaria asunción del aumento de la *exposición* al riesgo de sequía, es importante destacar que el contexto de cambio climático intensificará la aparición e impactos de las sequías (Trenberth *et al.*, 2013). En el caso particular de España los pronósticos de cambio climático auguran un aumento en la frecuencia e intensidad de este tipo de eventos en el sur de Europa (IPCC, 2014) y, además, se sitúa a España como uno de los países más vulnerables a los efectos del cambio climático (OMM y GWP, 2014; EEA, 2017). En este contexto, resulta de especial interés analizar el grado de integración de los efectos del cambio climático en los diferentes planes hidrológicos, de forma que pueda evaluarse cómo se está integrando el aumento de la exposición frente a este tipo de riesgos en la planificación ordinaria de los recursos hídricos. Para ello se utilizan los informes publicados por el CEDEX que ya en 2012 evaluó los efectos del cambio climático sobre los recursos hídricos y las masas de agua de las diferentes demarcaciones hidrográficas españolas, partiendo de los escenarios climáticos regionalizados para España del marco del cuarto informe del IPCC (2007). Los escenarios de emisión que se trasladaron a todos los planes hidrológicos (SRES A2 –no adopción de medidas para reducir las emisiones– y SRES B2 –incorporación de medidas de reducción para paliar los efectos perniciosos del cambio climático–) formaban parte del conjunto de escenarios de emisión de gases de efecto invernadero establecidos en el año 2000 en el Informe Especial de Escenarios de Emisiones por el Grupo IPCC.

El CEDEX concluye que el cambio climático tendrá efectos sobre el aumento de la temperatura, una disminución generalizada de las precipitaciones y de la escorrentía y un aumento en la irregularidad de las precipitaciones. Las consecuencias de estos cambios sobre los recursos hídricos según dichos informes serían: 1) aumento de la evapotranspiración y por tanto un aumento generalizado del consumo y las demandas de agua (especialmente la demanda vegetal y agraria); 2) disminución de las

precipitaciones y la escorrentía y por tanto de los aportes naturales con la consiguiente reducción de los recursos disponibles; 3) empeoramiento del estado ecológico de las masas de agua superficiales tipo río (el resto de masas de agua no fueron evaluadas) y 4) aumento de la irregularidad pluviométrica y por tanto un aumento en la incertidumbre sobre la disponibilidad de recursos hídricos (CEDEX, 2012).

Todas estas consecuencias tienen, evidentemente, una repercusión negativa al aumentar la vulnerabilidad de los sistemas para hacer frente a los períodos de sequía en el futuro, que se agravan en ausencia de una adecuada adaptación al nuevo escenario que el cambio climático plantea. En este sentido, la consideración y aplicación de las previsiones de cambio climático en la planificación de los recursos hídricos en España ha sido débil. En términos generales, los planes hidrológicos de demarcación introducen de manera muy tímida estas consideraciones y se limitan a aplicar los porcentajes de reducción contenidos en la Instrucción de Planificación Hidrológica para el cálculo de los recursos disponibles en los escenarios 2027 (reducciones entre el 2% y el 8%) y 2033 (reducciones entre el 5% y el 12%).

Sin embargo, el CEDEX ha publicado en 2017 una actualización sobre la evaluación del cambio climático en los recursos hídricos y sequías en España, que deberán incluirse en el nuevo ciclo de planificación (2021-2027). En esta ocasión, los escenarios regionalizados para España se basan en el AR5 (IPCC, 2013) que introduce actualizaciones tanto en los Modelos de Circulación General (MCG) como en los escenarios de emisión utilizados. Los MCG utilizados en el AR5 son los denominados MCG acoplados Atmósfera-Océano (MGCAO) que simulan la dinámica de los componentes físicos del sistema climático (atmósfera, océano, tierra y capa de hielo); y los Modelos del Sistema Terrestre (MST) que son más completos e incluyen la representación de varios ciclos bioquímicos como aquéllos implicados en el ciclo del carbono, del azufre o del ozono. También para el AR5 se han definido cuatro nuevos escenarios de emisiones, las denominadas Sendas Representativas de Concentración, que sustituyen a los SRAES utilizados en informes anteriores. Los RCP2.6, RCP 4.5, RCP6.0 y RCP 8.5. Cada RCP tiene asociada una base de datos de alta resolución espacial de emisiones de sustancias contaminantes (clasificadas por sectores), de emisiones y concentraciones de GEI y de usos de suelo hasta el año 2100, basada en una combinación de modelos de distinta complejidad de la química atmosférica y del ciclo del carbono (IPCC 2013). Para el caso español la AEMET ha llevado a cabo una regionalización de los escenarios climáticos de los RCP 4.5, 6.0 y RCP 8.5 y el CEDEX ha utilizado los RCP 4.5 (escenario de estabilización de emisiones de GEI, donde la concentración de CO<sub>2</sub> máxima en la atmósfera se estima en 528 ppm) y 8.5 (escenario con un nivel muy alto de emisiones de GEI, donde la concentración de CO<sub>2</sub> máxima en la atmósfera se estima en 936 ppm). Las conclusiones del informe para las variables que pueden condicionar la disponibilidad de recursos hídricos en el futuro se recogen en la Tabla 1.

*Tabla 1.* Valores medios de cambio en las variables hidrológicas analizadas para las distintas proyecciones para los escenarios de emisiones RCP 4.5 y RPC 8.5.

	RPC4.5			RPC8.5		
	2010-2040	2040-2070	2070-2100	2010-2040	2040 - 2070	2070-2100
<b>Precipitaciones</b>	-2%	-6%	-7%	-4%	-8%	-14%
<b>Evapotranspiración potencial</b>	3%	7%	9%	4%	10%	17%
<b>Evaporación real</b>	1%	-3%	3%	-3%	-4%	-6%
<b>Humedad del suelo</b>	-2%	-4%	-5%	-2%	-5%	-8%
<b>Recarga de acuíferos</b>	-394%	-11%	-13%	-7%	-14%	-24%
<b>Escorrentía</b>	-3%	-11%	-13%	-7%	-14%	-24%

Fuente: elaboración propia a partir de CEDEX, 2017a.

Las estimaciones en ambos escenarios se inclinan hacia una disminución generalizada en las precipitaciones, la evapotranspiración real, la humedad del suelo, la recarga de acuíferos y la escorrentía para el conjunto del país, que se irá agudizando. El descenso de la disponibilidad de recursos se traducirá en un aumento de la escasez y en una mayor dificultad para satisfacer demandas (CEDEX, 2017a).

Sin embargo, los planes hidrológicos solo incorporan parcialmente los pronósticos de cambio climático, ya que reconocen el descenso en la disponibilidad del recurso, pero no incorporan las estimaciones sobre el aumento de evapotranspiración y el consiguiente aumento de las demandas ni tampoco los efectos del cambio climático en el estado de las masas de agua. Dada la recurrencia de las sequías en España y ante el aumento en su frecuencia e intensidad pronosticado por los modelos de cambio climático, se hace necesario incorporar estos períodos en la “normalidad” pluviométrica y por tanto realizar una profunda revisión de la disponibilidad de recursos. Este análisis de los recursos disponibles debe tener en cuenta la variabilidad de los períodos de sequía como norma y no como excepción, de forma que se realice una asignación de recursos mucho más ajustada a la disponibilidad real de recursos.

En segundo lugar, atendiendo al marco general de la vulnerabilidad, se señala la necesidad de reducir la *sensibilidad* al riesgo de sequía. En este caso, para caracterizar la sensibilidad se analiza el estado de presión de los recursos hídricos, a través del *Water Explotation Index* (WEI), que caracteriza la gestión ordinaria de los recursos que determina el estado hidrológico de los diferentes sistemas para responder a un período de sequía.

A pesar de que en España llueve lo suficiente como para satisfacer las demandas (Olcina, 2008) y de disponer de una gran capacidad de regulación (56.000 hm<sup>3</sup>) la mencionada variabilidad de las precipitaciones (interanual, estacional y espacial) se combina con una creciente demanda de agua para distintos usos (Quiroga *et al.*, 2011). En los planes hidrológicos de demarcación (2015-2021) la demanda total de agua en el

conjunto de las cuencas españolas asciende a 31.122,94 hm<sup>3</sup> de los cuales el 80,4% son demandas agrarias, el 15,6% demandas urbanas y el 4,2% son demandas industriales (CEDEX, 2017b). Así, el nivel de presión al que se ven sometidos los recursos hídricos en la planificación hidrológica ordinaria determina en gran medida la respuesta hidrológica del sistema cuando aparece una sequía y por tanto la sensibilidad del sistema para sufrir impactos. Cuanto mayor sea la presión sobre los recursos hídricos más dificultades habrá para satisfacer las demandas cuando disminuye la disponibilidad de los recursos como consecuencia de una sequía. En este caso el WEI es un indicador ampliamente reconocido para caracterizar dicho nivel de presión (EEA, 2012). Este indicador relaciona el uso total de recursos (consuntivos y no consuntivos) respecto al total de recursos renovables, expresado en tanto por cien, de forma que valores del WEI por debajo del 10% indican que el sistema analizado no está sometido a estrés hídrico, valores entre el 10-20% indican un nivel de estrés hídrico bajo, valores superiores al 20% indican que el sistema ha alcanzado el nivel de alarma por estrés hídrico, y valores por encima del 40% indican estrés severo. Otro indicador muy parecido es el WEI+, que se puede considerar una evolución del primero, en el que se relaciona el total de recursos consumidos (consumos menos retornos) con el total de recursos renovables. Debido a la variedad de metodologías utilizadas en los planes hidrológicos de demarcación para calcular estos parámetros, se han utilizado dos métodos diferentes de cálculo: en primer lugar se ha utilizado una adaptación del WEI propuesto por García & Martínez (2016) que consiste en dividir las demandas totales consuntivas (excluyendo el uso hidroeléctrico) entre las aportaciones naturales de manera, que permite obtener la relación entre la disponibilidad de agua y la presión antrópica existente; y, en segundo lugar, se presentan los resultados oficiales que el propio CEDEX (2017) publica en el que calcula el WEI+ en base a la relación entre las demandas respecto al recurso disponible, expresado también como porcentaje. Los resultados obtenidos para las dos metodologías de cálculo (WEI+ y \*WEI+) arrojan datos similares para todas las demarcaciones (Tabla 2).

*Tabla 2. Valores de WEI+ y \*WEI+ para las demarcaciones españolas*

Demarcación Hidrográfica	Aportaciones naturales (hm <sup>3</sup> /year)	Recursos disponibles (hm <sup>3</sup> /year)	Demandas consuntivas (hm <sup>3</sup> /year)	WEI + (2021)	*WEI + (2021)
Cantábrico Oriental	4458,0	4673,0	266,5	6,0	5,7
Cantábrico Occidental	11848,0	11855,0	482,1	4,1	4,1
Galicia Costa	12718,0	12716,0	362,8	2,9	2,9
Miño-Sil	11821,0	11823,0	415,9	3,5	3,5
Duero	12772,0	12777,0	3793,8	29,7	29,7
Tajo	8222,0	7865,0	2898,5	35,3	36,9
Guadiana	4999,0	4869,0	2268,3	45,4	46,6
Tinto, Odiel y Piedras	658,0	801,0	467,9	71,1	58,4
Guadalquivir	7092,0	7071,0	3768,7	53,1	53,3
Guadalete y Barbate	769,0	823,0	425,8	55,4	51,7
C. M. Andaluzas	2819,0	2916,0	1356,6	48,1	46,5
Segura	740,0	1425,0	1702,2	230,0	119,5
Júcar	3111,0	3194,0	3034,3	97,5	95,0
Ebro	14623,0	14340,0	9104,1	62,3	63,5
Cataluña	4459,0	2536,0	1007,8	22,6	39,7
Total España peninsular	101109,0	99684,0	31355,4	31,0	31,5

Fuente: elaboración propia a partir de CEDEX, 2017

La principal diferencia se encuentra en la Demarcación Hidrográfica del Segura debido a la cantidad de recursos hídricos que recibe esta demarcación a través del trasvase Tajo-Segura, que incrementan notablemente los recursos disponibles. Para el resto de las demarcaciones ambos índices (WEI+ y \*WEI+) presentan valores similares y se pueden utilizar como referencia para determinar el estado de presión de los recursos hídricos (Figura 2). Según los datos obtenidos, solo cuatro de las quince demarcaciones analizadas (Cantábrico Occidental, Cantábrico Oriental, Galicia Cosa y Miño-Sil) presentan niveles de estrés hídrico por debajo del 10%. Tres de las quince demarcaciones (Duero, Tajo y Cuencas Internas de Cataluña) alcanzas valores de WEI+

y \*WEI+ entre el 20 y el 40% (alarma por estrés hídrico). El resto alcanzan niveles muy altos de WEI+ y \*WEI+ situándose muy por encima del límite de estrés hídrico severo (40%). Para el conjunto de las demarcaciones el valor medio del WEI+ y del \*WEI+ superan el 31%, pero este valor está distorsionado por los extremos que presentan algunos valores de la serie, no siendo muy representativo del estado global del estado de las demarcaciones españolas. Si se aplica el valor de la mediana, en la que los valores extremos no afectan tanto como a la media, se obtiene un valor del WEI de 45,4% y de 46,9 para el \*WEI+ (estrés severo).

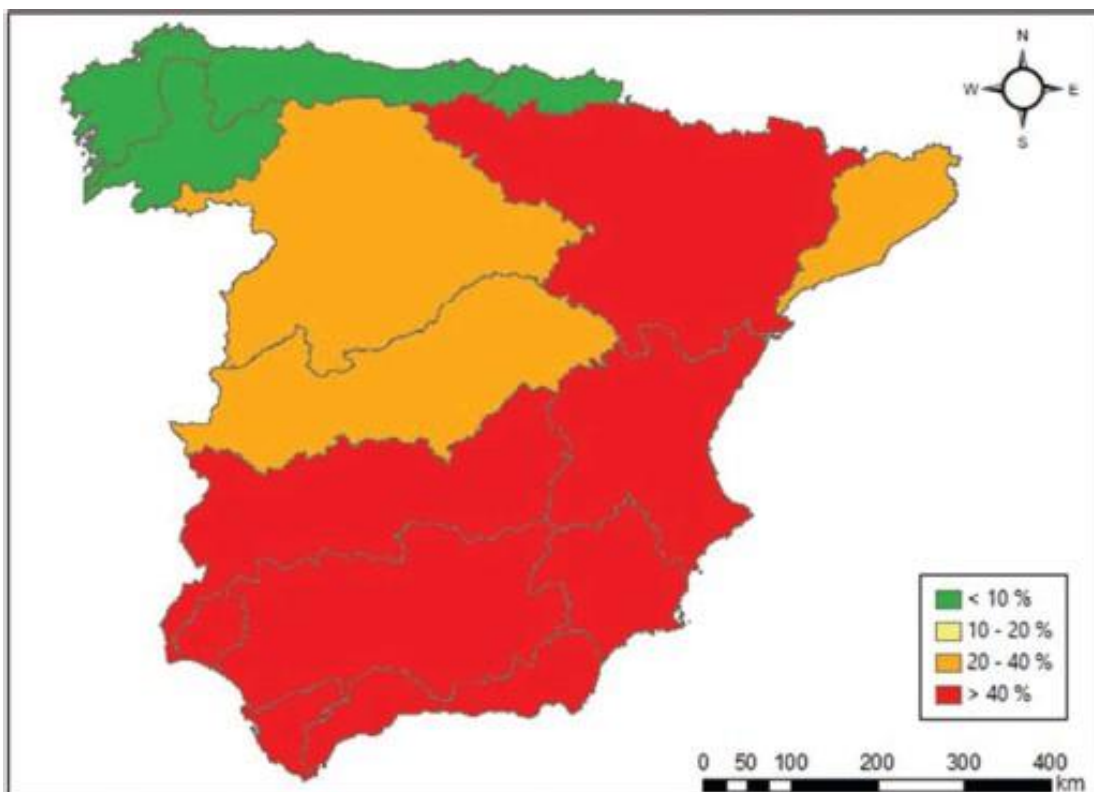


Figura 2. Water Exploitation Index en las demarcaciones españolas.

Fuente: elaboración propia a partir de CEDEX, 2017.

Las demarcaciones que mayores índices de estrés hídrico presentan son también las que mayor disponibilidad de recurso tienen (excepto Cantábrico Occidental, Miño-Sil y Galicia Costa) lo que indica que en la mayoría de los casos no es un problema de disponibilidad de recursos sino de una presión excesiva sobre los recursos disponibles.

En tercer lugar, para completar el análisis del marco de la vulnerabilidad, se indica la necesidad de aumentar la *capacidad de adaptación* de los sistemas. Para caracterizar el grado de adaptación y preparación para dar respuesta al riesgo de sequía, resulta clave el estado de los planes especiales de actuación en situación de alerta y eventual sequía (PES) y de planes de emergencia para aquellos abastecimientos urbanos de más de 20.000 habitantes (PEM), al ser las herramientas fundamentales para minimizar impactos establecidas en la Ley del PHN de 2001 (art. 27).

En cuanto a los PEM, su elaboración y aprobación atañen exclusivamente al ámbito urbano y son por tanto responsabilidad de las administraciones competentes del

abastecimiento urbano que atiendan singular o mancomunadamente a más de 20.000 habitantes. El objetivo de estos PEM es prevenir y reducir los efectos adversos de las sequías en los sistemas de abastecimiento de las poblaciones. Sin embargo, y pese a que estos PEM debían haber estado aprobados en el año 2005, su aplicación ha sido muy limitada y no se han elaborado salvo en algunos casos. La publicación de los borradores de los nuevos PES en diciembre 2017 ha permitido elaborar un primer diagnóstico del estado de la cuestión en lo relativo a la aprobación de estos planes (Tabla 3).

*Tabla 3.* Situación de los planes de emergencia.

<b>Demarcación hidrográfica</b>	<b>Sistemas con obligación de elaborar PEM según PES</b>	<b>Sin información</b>	<b>Plan informado a OC en tramitación</b>	<b>Dispone de plan o medidas pero no se ajusta a PES</b>	<b>En vigor</b>
<b>Cantábrico Oriental</b>	5	5	0	0	0
<b>Cantábrico Occidental</b>	14	12	0	2	0
<b>*Galicia Costa</b>	sin datos	sin datos	sin datos	sin datos	sin datos
<b>Miño-Sil</b>	5	5	0	0	0
<b>Duero</b>	15	9	6	0	0
<b>Tajo</b>	16	15	1	0	0
<b>Guadiana</b>	25	17	8	0	0
<b>*Tinto - Odiel - Piedras</b>	sin datos	sin datos	0	sin datos	sin datos
<b>Guadalquivir</b>	21	12	9	0	0
<b>*Guadalete - Barbate</b>	sin datos	sin datos	0	sin datos	sin datos
<b>*C. M. Andaluzas</b>	sin datos	sin datos	0	sin datos	sin datos
<b>Segura</b>	24	5	0	10	9
<b>Júcar</b>	69	54	0	9	6
<b>Ebro</b>	19	16	0	0	3
<b>**Cataluña</b>	sin datos	sin datos	0	sin datos	sin datos
<b>Total</b>	<b>213,0</b>	<b>150,0</b>	<b>24,0</b>	<b>21,0</b>	<b>18,0</b>
<b>%</b>	<b>100,0</b>	<b>70,4</b>	<b>11,3</b>	<b>9,9</b>	<b>8,5</b>

\*No han publicado el borrador de revisión del PES

\*\* En el borrador de revisión del PES no analizan el estado de los PEM

Fuente: elaboración propia a partir de las Memorias de los PES que han estado en exposición

pública hasta el 22 de marzo de 2018.

En estos borradores se identifican un total de 213 sistemas de abastecimiento que singular o mancomunadamente atienden a más de 20.000 habitantes y que por tanto tienen la obligación de disponer de un plan de emergencia por sequía. De los 213, tan solo el 8,5% tienen un plan de emergencia aprobado de acuerdo al plan especial de actuación en situación de alerta y eventual sequía vigente (PES de 2007); un 11,3% de los sistemas han elaborado y enviado al organismo de cuenca correspondiente su plan de emergencia, que se encuentra en tramitación a la espera del informe de dicho organismo; y, un 9,9% han elaborado un plan de emergencia por sequía que debe ser revisado y adaptado a los PES vigentes, bien por haber sido publicado con anterioridad a la aprobación de los PES, y por tanto no ajustarse a lo establecido en él, o bien porque, aun habiendo sido elaborado con posterioridad, los indicadores no se ajustan a los utilizados en el PES. Por tanto, el grueso de sistemas de abastecimiento, un 70,4%, todavía no han remitido al organismo de cuenca correspondiente el plan de emergencia. Esta realidad supone un factor limitante de la capacidad de adaptación de los sistemas y, derivado de ello, un freno para reducir la vulnerabilidad al riesgo de sequía y minimizar sus impactos.

Por otro lado, en relación con los PES, hay que tener en cuenta que su elaboración en 2007 supuso un importante avance conceptual y operacional en lo que a estrategias de gestión de sequías se refiere, ya que permiten determinar de una forma objetiva la situación existente respecto a la sequía, así como establecer progresivamente medidas para evitar que se presenten las fases más severas de la sequía (Paneque, 2015; Embid Irujo, 2017). Sin embargo, en esta primera experiencia se han reconocido una serie de limitaciones, que ha llevado a realizar una revisión que permita superar la falta de coherencia de los PES vigentes con los planes hidrológicos aprobados en enero de 2016, que clarifique conceptos tan importantes como el de la sequía prolongada, y que diferencie con mayor claridad las situaciones de sequía de las situaciones de escasez.

Para llevar a cabo la revisión de los PES se facilitó una Instrucción técnica para la elaboración de los planes especiales de sequía y la definición del sistema global de indicadores de sequía prolongada y de escasez, que incorpora mejoras sustanciales y necesarias como el impulso que se da a la elaboración de los Planes de Emergencia, antes citados; la mejora en el análisis de impactos ambientales y socioeconómicos, la sistematización de la elaboración de informes post-sequías, etc. Pero sobre todo actualiza cuestiones básicas que avanzan en la consolidación de la estrategia de gestión de riesgos y que tienen que ver fundamentalmente con la revisión conceptual de los términos clave en la gestión. Sin embargo, los nuevos PES no superan de manera definitiva la visión de las sequías como fenómenos extraordinarios –no asumiendo plenamente, por tanto, su normalidad–, ni asumen la categorización socio-ecológica de la sequía, en el sentido en que no reconoce las retroalimentaciones entre la sobreexplotación y el estado de los ecosistemas y los servicios ecosistémicos.

Así, los nuevos PES por fin diferencian las situaciones producidas por la sequía, entendida como un fenómeno natural derivado de la reducción de las precipitaciones y escorrentías naturales, que se produce con independencia de la acción antrópica; y la escasez, que se entiende como la dificultad temporal para atender las demandas establecidas para los diferentes usos socioeconómicos, y por tanto dependiente de la

intervención humana. En concreto los nuevos PES hacen referencia a la necesidad de gestionar las situaciones, por un lado, de *sequía prolongada* –que es la que puede producir un deterioro temporal o una reducción justificada del caudal ecológico– y, por otro, de *escasez coyuntural*, que es la que de forma temporal puede afectar a la atención de las demandas limitando el suministro de manera significativa. Se habla de escasez para referirse a la realidad de sobreexplotación estructural de los embalses y de las aguas subterráneas reconocida en los propios planes hidrológicos (déficit estructural o brecha), por lo que cabe preguntarse entonces si más allá de clarificar conceptos, los nuevos PES deben abordar o no esta cuestión, como hace de manera extensa para proponer medidas de gestión que quizás solo deberían abordarse en la planificación hidrológica. En este sentido, los nuevos PES mantienen un planteamiento contingente que pareciera asumir la incapacidad de la planificación ordinaria.

La diferencia conceptual entre la sequía prolongada –relacionada exclusivamente con la disminución de precipitaciones y aportaciones en régimen natural– y la escasez coyuntural, referida a la dificultad temporal de atención de las demandas, lleva a definir en el PES indicadores y unidades territoriales de gestión diferenciadas. La diferenciación entre indicadores de sequía y de escasez fue reclamada hace años (Pita, 2007) y en los nuevos PES se resuelve con unos umbrales (un valor, de 0,30, para la sequía y tres valores, de 0,50, 0,30 y 0,15, para la escasez) que, llevados a la práctica, derivan en un porcentaje excesivo de meses en situación de sequías prolongadas (que más bien serían sequías ordinarias si atendemos a su normalidad) y en prealerta, alerta o emergencia por escasez moderada, severa o grave. Esto apunta a que aún no se ha asumido la necesidad de incorporar los periodos de sequía y su variabilidad en la normalidad pluviométrica y por tanto la asunción de estos periodos como norma y no como excepción, lo que, de hacerse, obligaría a modificar muchas de las cuestiones relacionadas con la definición de indicadores y umbrales. Por su parte, la nueva delimitación de unidades territoriales puede cuestionarse por las disfunciones que podría generar en la práctica de la gestión. Así, las unidades territoriales de gestión a efectos de la sequía prolongada (UTS) se relacionan con las zonas que sean homogéneas en cuanto a la generación de los recursos, y que deben establecerse en el estudio de recursos hídricos en régimen natural del plan hidrológico; y, por su parte, las unidades territoriales de gestión a efectos de escasez (UTE) se relacionan con las definidas para la atención de las demandas, es decir, con los sistemas de explotación establecidos también en el Plan Hidrológico, como se representa para el caso del Guadalquivir (Figura 3).

**UNIDADES TERRITORIALES A EFECTOS DE ESCASEZ (UTE)  
UNIDADES TERRITORIALES A EFECTOS DE SEQUÍA PROLONGADA (UTS)  
Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir**



*Figura 3.* UTE y UTS de la Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir.

Fuente: elaboración propia a partir de la Memoria del PES, 2017.

Estas nuevas unidades territoriales introducen más complejidad a la ya complicada delimitación hidrológica y además dificulta la comparación de la información de los planes hidrológicos y de los planes de sequía. Además, esta nueva delimitación puede dar lugar a situaciones en las que en un territorio podría declararse en estado de sequía prolongada y, por tanto, reducir las exigencias de los caudales ecológicos, y esa misma unidad podría no estar declarada en situación de escasez coyuntural y, por tanto, hacer un uso normal del agua, aunque se haya declarado una situación de sequía prolongada. Es decir, se podrían reducir los caudales ecológicos, pero no hacer restricciones, lo que obviamente no responde al objetivo final de planificación que no es otro que el de la protección del recurso.

Todo lo anterior recomienda situar el análisis de los impactos por sequía y su propia gestión en el marco de la evaluación de la vulnerabilidad a este riesgo. El objetivo, pues, debe ser reducir la vulnerabilidad a la sequía, y muy especialmente a lo que hemos denominado sequía socio-ecológica, para lo que se debe atender de forma adecuada al aumento de la exposición en un contexto de cambio climático, a la necesidad de reducir la sensibilidad de los sistemas aminorando la presión sobre los recursos hídricos, y, por último, a la necesidad de aumentar y fortalecer la capacidad de adaptación de dichos sistemas a través de una correcta planificación del recurso agua y del riesgo de sequía.

## **GRADECIMIENTOS**

Proyecto *Evaluación de la vulnerabilidad socio-institucional a las sequías: propuesta metodológica, estudio de caso y elaboración de una Guía* (EVALSOC); CSO2015-64026-P; Ministerio de Economía y Competitividad. Proyecto *Desarrollo de una Guía Metodológica para la elaboración participada de Planes de Gestión de Riesgo por Sequía en Pequeñas y Medianas Poblaciones en escenarios de Cambio Climático* (SEGUÍA); PRCV00493; Fundación Biodiversidad.

## EFERENCIAS

- Adger, W. N. (2006): «Vulnerability», *Global Environmental Change*, 16(3): 268-281.
- Banerjee, O.; Bark, R. H.; Connor J. D. and Crossman, N. D. (2013): «An ecosystem services approach to stimulating economic losses associated with drought», *Ecological Economics*, 91: 19-27.
- Bhattacharya S. and Das, A. (2007): «*Vulnerability to Drought, Cyclones and Floods in India*». European Commission BASIC Proj. Paper, 9
- Birkmann, J.; Cardona, O.D.; Carreño, M.L.; Barbat, A.H.; M. Pelling, M.; Schneiderbauer, S.; Kienberger, S.; Keiler, M.; Alexander, D.; Zeil, P. and Welle, T. (2013): «Framing vulnerability, risk and societal responses: the MOVE framework», *Natural Hazards*, 67(2): 193-211.
- CEDEX (2017a): *Evolución del impacto del cambio climático en los recursos hídricos y las sequías en España*. Informe técnico para Ministerio de Agricultura, Alimentación, Pesca y Medio Ambiente. Madrid.
- CEDEX (2017b): *Síntesis de los planes hidrológicos españoles. Segundo ciclo de la DMA (2015-2021)*. Dirección General del Agua. Secretaria de Estado de Medio Ambiente. Madrid.
- Ciurean, R.; Schröter, D. and Glad, T. (2013): «Conceptual Frameworks of Vulnerability Assessments for Natural Disasters Reduction», en Tiefenbacher, J. (ed): *Approaches to Disaster Management-Examining the Implications of Hazards, Emergencies and Disasters-In tech*, 3-32.
- Costa, L. and Kroop, J. (2013): «Linking components of vulnerability in theoretic frameworks and case studies», *Sustainability Science*, 8(1): 1-9.
- Crausbay, S. D. and Ramirez, A. R. (2017): «Defining Ecological Drought for the Twenty-First Century», *Bull. American Meteorological Society*, 2.543-2.550.
- De Stefano, L.; González Tánago, I.; Ballesteros, M.; Urquijo, J.; t Blauhut, V.; Stagge, J.H. and Kerstin Stahl, K. (2015): *Methodological approach considering different factors influencing vulnerability-pan-European scale*. DROUGHTR&SPI Report N.º 26.
- Deems, H. (2010): *Vulnerability of rural communities in the Mediterranean region to climate change and water scarcity: The case of Cyprus*. Master Dissertation, Universidad de Barcelona.
- EEA (European Environmental Agency) (2017): *Climate change impacts and vulnerabilities*. Report 1/2017. Copenhagen.
- Embid Irujo, A. (2017): «Aproximación a una teoría general de las sequías e inundaciones como fenómenos hidrológicos extremos». *Revista Aranzadi de Derecho Ambiental*, 37: 51-98.

- Füssel, H. M. and Klein, R. (2006): «Climate change vulnerability assessments: an evolution of conceptual thinking», *Climate Change*, 75: 301-329.
- García, A. and Martínez, J. (2016): «Indicadores de sostenibilidad de las demarcaciones hidrográficas españolas», en Alfonso, C.; Avellaner, J.; Estévez, R.; García, A.; Martínez, J.; Prieto, F. and Santamaría, J. (eds.): *Sostenibilidad en España 2016*. Observatorio de la Sostenibilidad, 232-255.
- Hisdal, L.; Tallaksen, L.; Clausen, B.; Peters, E. and Gustard, A. (2004): “Hydrological Drought Characteristics”, *Developments in Water Science*, Elsevier Science, Amsterdam, the Netherlands, 139-198.
- Iglesias, A.; Moneo, M. and López-Francos, A (eds). (2007): *Methods for evaluating social vulnerability to drought*. OPTIONS Méditerranées. Série B: Etudes et Recherches (CIHEAM).
- IPCC (2007): *Climate Change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the IPCC*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- IPCC (2012): *Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Kallis, G. (2008): «Droughts», *Annual Rev. of Environment and Resources*, 33: 85-118.
- Liu, X.; Wang, Y.; Jian Peng, J.; Braimoh, A. K. and Yin, H. (2013): «Assessing vulnerability to drought based on exposure, sensitivity and adaptive capacity: a case study in middle Inner Mongolia of China», *Chinese Geographical Science*, 23(1): 13-25.
- Mishra, A. K. and Singh, V. P. (2010): «A review of drought concepts», *Journal of Hydrology*, 391: 202-216.
- Naumann, G.; Barbosa, P.; Garrote, L.; Iglesias, A. and Vogt, J. (2014): «Exploring drought vulnerability in Africa: an indicator based analysis to be used in early warning systems», *Hydrology and Earth System Sciences*, 18: 1591-1604.
- O’Brien, K.; Eriksen, S.; Schjolden, A.; Nygaard, L. and Alfsen, K. (2004): *What’s in a word? Conflicting interpretations of vulnerability in climate change research*. CICERO Working paper 4.
- OMM y GWP (2014): *Directrices para una Política Nacional de Gestión de Sequías. Una Plantilla para la Acción*. Organización Meteorológica Mundial y Asociación Mundial para el Agua.
- Olcina, J. (2008): «Prevención de riesgos: cambio climático, sequías e inundaciones». En *Panel científico-técnico de seguimiento de la política de aguas en España*.
- Paneque, P. (2015): «Drought Management Strategies in Spain». *Water*, 7(12): 6.689-6.701.

- Pita, M. F. (2007): «Recomendaciones para el establecimiento de un sistema de Indicadores para la previsión, el seguimiento y la gestión de la sequía», *La sequía en España. Directrices para minimizar su impacto*. Comité de expertos en sequía del Ministerio de Medio Ambiente. Ministerio de Medio Ambiente, 69-85.
- Quiring, S. M. (2009): «Development objective operational definitions for monitoring drought». *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 48 (6), 1217-1229.
- Quiroga, S.; Garrote, L.; Iglesias, A.; Fernández-Haddad, Z.; Schlickerrieder, J.; Lama, B.; Mösso, C. and Sánchez-Arcilla. A. (2011): «The economic value of drought information for water management under climate change: a case study in the Ebro Basin», *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 11: 1-15.
- Raheem, N.; Archambault, S.; Arellano, E.; Gonzales, M.; Kopp, D.; Rivera, J; Guldan, S.; Boykin, K.; Oldham, C.; Valdez, A.; Colt, S.; Lamadrid, E.; Wang, J.; Price, J. Goldstein, J.; Arnold, P.; Martin, S. and Dingwell, E. (2015): «A framework for assessing ecosystem services in acequia irrigation communities of the Upper Río Grande watershed», *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 2: 559-575.
- Swain, M. and Swain, M. (2011): «Vulnerability to Agricultural Drought in Western Orissa: A Case Study of Representative Blocks», *Agricultural Economics Research Review*, 24, 1.
- Trenberth, K.; Dai, A.; Van der Schrier, G.; Jones, P.D.; Barichivich, J.; Briffa, K. AND Sheffield, J. (2013): «Global warming and changes in drought», *Natural Climate Change*, 4: 17-22.
- Van Dijk, A; Beck, A.; Crosbie, R.S.; Jeu. R.; Liu, Y.Y.; Podger, G.M.; Timbal. B. and Viney, N. (2013): «The Millenium Drought in southeast Australia (2001-2009): Natural and human causes and implications for water resources, ecosystems, economy, and society», *Water Resources Research*, 49: 1040-1057.
- Vargas, J. y Paneque, P. (2017): «Methodology for the analysis of causes of drought vulnerability on the River Basin scale», *Natural Hazards*, 89(2): 609-621.
- Wilhite, D. (2000): *Drought: A Global Assessment*. New York: Routledge.
- Wilhite, D. A. and Buchanan-Smith, M. (2005): «Drought as hazard: understanding the natural and social context», en Wilhite, D. A. (ed.): *Drought and Water Crisis: Science, Technology, and Management Issues*. Boca Raton LA: Taylor & Francis.
- Wilhite, D. A. y Glantz, M. H. (1985): «Understanding the Drought Phenomenon: The Role of Definitions», *Water International*, 10(3): 111-120.