

Propuesta de un nuevo índice de calidad del estado ecológico de las aguas superficiales

Autor: JUAN CARLOS GARCÍA PRIETO
CIDTA Universidad de Salamanca

Otros autores: Manuel García Roig (CIDTA - Universidad de Salamanca España), Carmen María Hernández Belloso (CIDTA - Universidad de Salamanca, España), Cynthia M. Nuñez Nuñez (CIIDIR Unidad Durango IPN México), José B. Proal Najera (CIIDIR Unidad Durango IPN México)

Tipo: Comunicación técnica escrita

Temática: Adaptación al cambio climático;
Agua; Calidad ambiental y salud

Resumen:

Debido a la naturaleza multivariante de los análisis de la calidad de las aguas para medir su contaminación, es necesario reducir esta información a valores únicos fácilmente interpretables tanto en el ámbito científico como para el público en general, esto se logra mediante la aplicación de los índices de calidad. La comunicación de la información medioambiental al público está recogida en la Directiva Marco del Agua (DMA).

En España, dicha Directiva Marco se transpuso en el Real Decreto 817/2015, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. El Real Decreto fija que el estado de las aguas superficiales quedará determinado por el estado químico y ecológico. Pero en la actualidad los índices de calidad no incluyen ningún indicador ambiental del estado ecológico a pesar que es requerido por la legislación vigente, en parte a lo complejo de los estudios existentes hoy en día necesarios para evaluar el estado ecológico. Por ello se propone como novedad incorporar un nuevo subíndice como indicador ecológico, a los índices de calidad existentes, basado en la medida del fitoplancton.

El fitoplancton es un indicador biológico ampliamente utilizado, por su sensibilidad frente a los cambios temporales y de la calidad del agua. Además, es uno de los cinco indicadores biológicos citados en la Directiva Marco del Agua para determinar el estado ecológico de las aguas superficiales. La medida del fitoplancton se puede realizar fácilmente y en continuo con una sonda de fluorescencia midiendo la clorofila a.

El interés por el fitoplancton y en particular por las cianobacterias, ha aumentado enormemente en los últimos años debido al crecimiento exponencial de estas especies, en los periodos secos, especialmente en épocas de sequía, debido al cambio climático que afecta de manera muy relevante a España. En esta publicación se presenta un nuevo subíndice, cuya función de equivalencia se construye a partir de las clasificaciones más usadas internacionalmente. Este subíndice y su introducción en los índices más comúnmente utilizados para definir el estado de la calidad de las aguas, como el índice WQI NSF (1977, EEUU) y el índice IGC (1982, España), fue aplicado en tres ríos no regulados de dos cuencas fluviales de la provincia de Salamanca, en periodos estacionales secos y húmedos, observando una buena adaptación del índice propuesto a la clasificación de la calidad de las aguas de acuerdo a la legislación vigente.

1. INTRODUCCIÓN

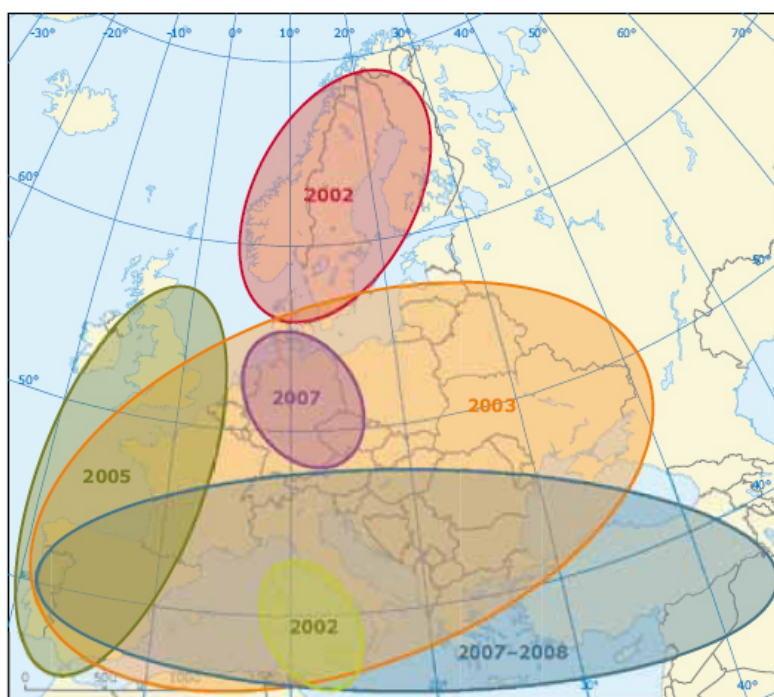
Los ríos y en general las aguas superficiales juegan un papel fundamental en la asimilación, transporte y transformación de las cargas contaminantes de tipo antropogénico. Estos cuerpos de agua se ven afectados directamente por diferentes presiones, como son la contaminación por aguas residuales urbanas, industriales, escorrentías, así como por otros efectos naturales como la precipitación y los procesos climáticos a los que son sometidos durante su curso habitual (Walling and Webb, 1986; Meybeck, 2005; Duh et al., 2008; Li et al., 2009)

El buen estado de las masas de aguas superficiales tiene una especial significancia para la Unión Europea. Así, la directiva marco del agua (Directiva 2000/60/CE) establece un escenario comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas superficiales, con el fin de prevenir y reducir su contaminación, fomentar su uso sostenible, proteger el medio acuático, mejorar la situación de los ecosistemas acuáticos y paliar los efectos de las inundaciones y las sequías; en ese sentido los estados miembros deben de proveer las medidas necesarias para un buen **estado químico y ecológico** de sus aguas superficiales. Por otro lado, en la directiva 91/271/CEE (traspuesta a la legislación española en el RD 11/1995), se establecen los requerimientos mínimos para la recogida, tratamiento y vertido de aguas residuales a los cauces receptores. Esta directiva divide los municipios que tienen que tratar sus aguas residuales en función de la población, recomendando que los municipios con menos de 2.000 habitantes equivalentes deben de disponer de un tratamiento adecuado capaz de garantizar los objetivos de calidad del medio receptor.

El cambio climático está afectando a los ecosistemas a escala planetaria (Briner et al., 2013) y es especialmente importante en algunas regiones del mundo. Así varios modelos predictivos han demostrado que la región climática mediterránea es particularmente sensible al calentamiento global debido al progresivo establecimiento de un clima más seco y cálido (Sánchez et al., 2004; Ceballos-Barbancho 2008). Los efectos de la sequía en la hidrología de las cuencas del área mediterránea (Barceló et al., 2010; García-Prieto et al., 2012), está siendo estudiada, ya que se espera que los efectos -en términos de frecuencia e intensidad- de la sequía hidrológica sean más severos debido al cambio climático. Este cambio climático afecta principalmente a los ríos no regulados que son temporales o intermitentes. Los ríos temporales son ecológicamente únicos, sustentan importantes procesos y funciones ecosistémicos y son muy relevantes en la conservación y protección de la biodiversidad. Al mismo tiempo, reciben una gran cantidad de impactos humanos, incluidos la alteración del régimen de caudales, modificaciones de los cauces y canales, exceso de nutrientes y especies invasoras (Han et al., 2009). Las predicciones del cambio climático han señalado que la región mediterránea sufrirá fuertes déficits en los caudales de sus ríos, por lo que aumentará la vulnerabilidad de los ríos temporales y de aquellos que ahora son perennes, que se convertirán en temporales. (Karaouzas et al., 2018). Estas condiciones no naturales de bajo flujo e inestabilidad hidrológica en los ríos mediterráneos pueden estar asociadas a mayores concentraciones de nitrógeno, fósforo y materia orgánica (Almeida et al., 2014) y microcontaminantes orgánicos (Sabater et al., 2016), los cuales pueden alcanzar concentraciones potencialmente peligrosas al ingresar a cursos de agua con una capacidad de dilución reducida.

Así, dentro de la problemática asociada a estos cambios naturales, la eutrofización es considerada, junto con los contaminantes persistentes, uno de los dos problemas ambientales más importantes en los ecosistemas de agua dulce de Europa (Skei et al., 2000). La eutrofización es un fenómeno por el cual hay un enriquecimiento en el cauce de compuestos de nitrógeno y fósforo, causando un desequilibrio del medio acuático, que se manifiesta por una gran producción algal seguida frecuentemente de caídas del oxígeno disuelto perjudiciales para la fauna y flora del medio. La evaluación del estado trófico de un medio acuático expresa entonces la relación entre la disponibilidad de nutrientes y el crecimiento del fitoplancton dentro del sistema, por lo que el proceso de eutrofización depende principalmente del marco geográfico del medio y de las cargas de nutrientes que recibe, y se ve afectado no sólo por el aporte de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo, sino también por factores como la temperatura, el pH, la turbidez, etc. (Carlson y Simpson, 1996). En España se encontraban en estado eutrófico, ya en los años 1990, el 80% de los lagos, el 70% de los reservorios y el 60% de los ríos (Cobelas & Olmo, 1992). Además, estudios realizados prevén un aumento de la eutrofización a escala global durante las dos próximas décadas, estabilizándose en las regiones de la OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development), Rusia y Ucrania, y aumentando de forma destacable en países como China, Rusia, India, Indonesia, Sudáfrica o Brasil (OECD, 2012).

Principales episodios de sequía en Europa



Principales episodios de sequía en Europa entre 2000 y 2009

Fuente: AEMA, CTE sobre Usos del Suelo e Información Espacial.

Actualmente, grandes volúmenes de datos ambientales (Big Data) son generados por las estaciones de monitorización ambiental (meteorológicos, climáticos hidrológicos, hidroquímicos), presentando una gran oportunidad para describir las relaciones de las variables en el tiempo y en las localizaciones geográficas, así como para conocer los patrones de comportamiento en la dinámica de los procesos en las aguas superficiales. Pero este gran volumen de datos exige el uso de herramientas informáticas para su almacenamiento, tratamiento y gestión, herramientas que permitan la extracción de la información con el fin de obtener un conocimiento relevante para la toma de decisiones y la generación de alertas tempranas mediante la predicción de posibles comportamientos. Es decir, se hace necesario el contar con modelos para el análisis y extracción de información concreta que ayude, tanto a la toma de decisiones como a la construcción de mecanismos de alerta temprana, modelos que permitan la predicción de eventos a partir del estudio de los datos.

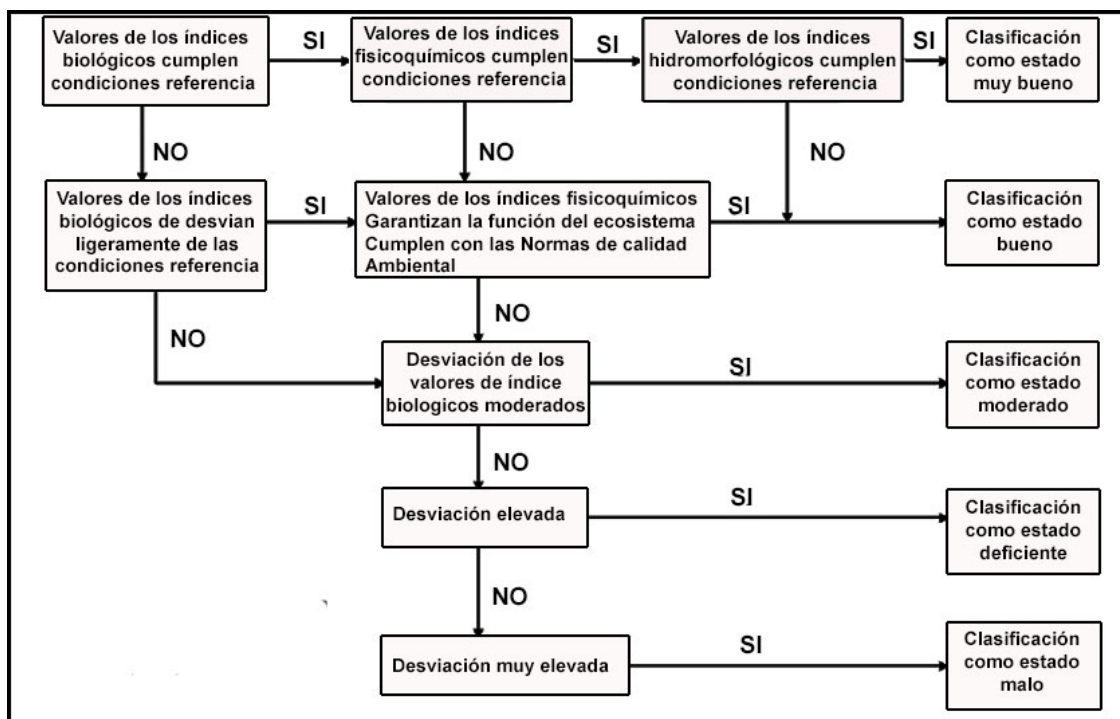
Las investigaciones efectuadas en el pasado sobre la calidad de las aguas, se basaron en el análisis de indicadores de calidad calculados a partir de diferentes variables medidas en los cuerpos de agua, son los llamados índices de calidad. Un índice de calidad de agua (ICA), consiste básicamente en una expresión más o menos compleja que combina un número determinado de variables que caracterizan la calidad del agua. El índice puede estar representado por un número, un rango, una descripción verbal, un símbolo o un color. Puede definirse como una herramienta que permite reducir la información de un gran número de variables físico-químicas y microbiológicas a un solo índice de una forma simple, rápida, objetiva y reproducible. (Fernández y Solano, 2007). Los índices de calidad del agua han sido desarrollados para proporcionar una herramienta simple y concisa que sirva de apoyo en la gestión del recurso hídrico. Una parte importante de cualquier programa de monitorización ambiental es comunicar los resultados, tanto a los gerentes que toman las decisiones, como al público en general, de acuerdo a lo establecido en la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (DMA 60/2000/CE).

La evaluación del estado de las aguas es un elemento esencial en la aplicación de la legislación de aguas nacional y europea. Es necesario conocer el estado de las aguas; identificar la salud de los ecosistemas acuáticos atendiendo a su sostenibilidad, riqueza y biodiversidad; determinar el grado de contaminación de las aguas; valorar las consecuencias de la emisión de contaminantes procedentes de fuentes de contaminación puntual y difusa; evitar o reducir el deterioro producido por la presencia de sustancias prioritarias; evaluar el efecto de las alteraciones hidromorfológicas; etc.

El estado de una masa de agua es el grado de alteración que presenta respecto a sus condiciones naturales y viene determinado por el peor valor de su **estado químico** y **ecológico**. El **estado químico** es una expresión de la calidad de las aguas superficiales que refleja del grado de cumplimiento de las Normas de Calidad Ambiental (NCAs) de las sustancias químicas prioritarias y otros contaminantes. El **estado ecológico** es una expresión de la calidad y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales, en relación con ciertas condiciones de referencia, previamente establecidas para esos ecosistemas.

En España, dicha Directiva Marco se transpuso en el Real Decreto 817/2015, de 11 de

septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. En dicho Real Decreto se establece que el estado de las aguas superficiales quedará determinado por el estado químico y ecológico. En cuanto al estado químico de las aguas superficiales sólo se consignará si se alcanza o no se alcanza el buen estado, es decir, no se han de superar los valores límites establecidos en las Normas de Calidad Ambiental (NCAs) para las sustancias prioritarias y preferentes establecidas en dicha legislación.



Para clasificar el **estado ecológico** se utilizan diferentes elementos como la composición y abundancia de fauna bentónica de invertebrados, la composición y abundancia de flora acuática y la composición, abundancia y estructura de edades de fauna ictiológica. Para ello el Real Decreto propone utilizar alguno de los diferentes índices de calidad biológicos que se citan en el mismo, como el índice IPS (diatomeas) donde se analiza el elemento de la flora acuática, el índice IBMWP relacionado con el elemento de la fauna bentónica, el índice IBICAT asociado al elemento fauna ictiológica, y así como otros 8 índices citados en dicho RD 817/2015. Estos índices son muy difíciles de cuantificar y difíciles de estandarizar, por lo que es necesario una propuesta de un índice biológico fácil de medir y estandarizar. En esta comunicación se va a proponer un nuevo índice biológico basado en la medida del fitoplancton, en base a la determinación de la clorofila a, que es una medida rápida y fácil para la determinación del fitoplancton.

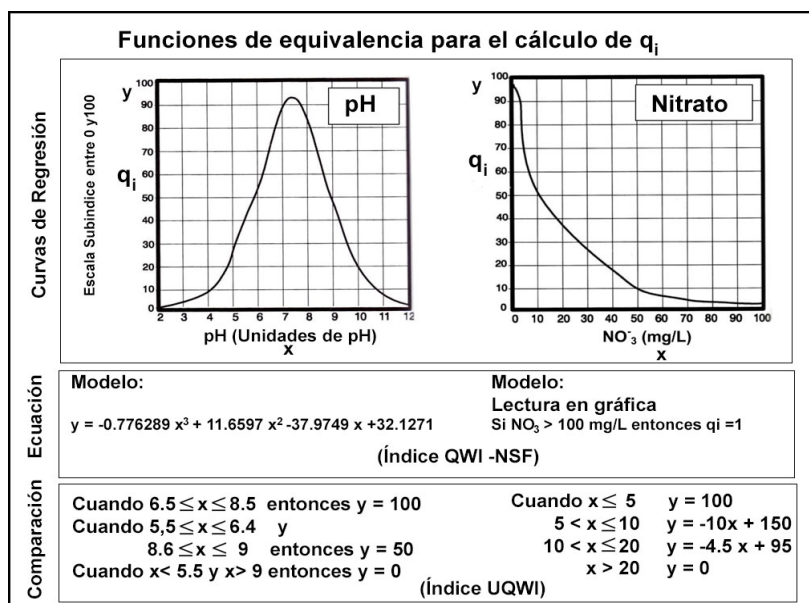
2. METODOLOGÍA

Hace 130 años, varios países europeos empezaron a desarrollar y a aplicar diferentes sistemas para clasificar la calidad de las aguas; sin embargo, ha sido recientemente (Ott, 1978) cuando se han desarrollado los ICA basados en el empleo de valores numéricos para asignar un grado de calidad mediante escalas prácticamente continuas.

El empleo de un índice de calidad del agua fue propuesto por primera vez por Horton en 1965, sin embargo, a partir de los años setenta es cuando los índices de calidad fueron aceptados y utilizados, adquiriendo relevancia para la evaluación de los recursos hídricos. Este fue el caso del índice de calidad de agua desarrollado por la Fundación de Saneamiento Nacional de los Estados Unidos (NSF), el llamado "Water Quality Index (WQI)", creado en 1970 bajo la metodología Delphi (Brown et al., 1970). Este índice es en la actualidad uno de los más utilizados por agencias e instituciones en los Estados Unidos y también en el mundo.

El desarrollo de un nuevo índice involucra usualmente 5 etapas (Fernández y Solano, 2007):

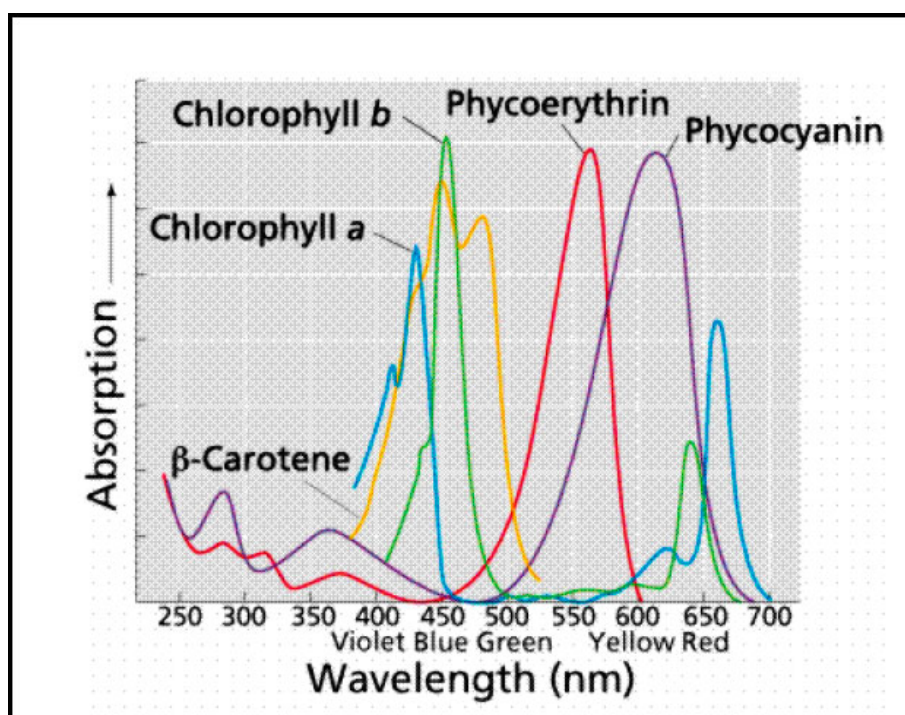
- Selección de las variables o indicadores de calidad que se desean evaluar y formarán parte del nuevo índice
- Elaboración de la expresión matemática para el cálculo del índice.
- Transformación de las unidades originales de medición de cada indicador a unas unidades estandarizadas pasando a denominarse "subíndice" (q_i) (subindicador) con valores adimensionales en escala de 0 a 100.



d) Determinación de un factor de ponderación o peso relativo (w_i), para cada indicador basado en su importancia, en el caso que la expresión matemática lo contemple.

e) cálculo del ICA, según la fórmula matemática y basada en la información anterior

Como variable para la determinación del **estado ecológico** se eligió el fitoplancton que es un indicador biológico ampliamente utilizado, por su sensibilidad frente a los cambios temporales y de la calidad del agua. Además, es uno de los cinco indicadores biológicos citados en la Directiva Marco del Agua. Una característica fundamental de estos organismos es la presencia, entre los pigmentos antena, de una familia de compuestos capaces de captar longitudes de onda de la luz que normalmente son diferentes en los distintos organismos fotosintéticos. La realización de la asignación de los distintos grupos algales se basa en el diferente espectro de excitación/emisión que los organismos presentan. Los diferentes grupos algales se caracterizan por presentar diferentes y característicos pigmentos en sus sistemas fotosintéticos. El método fluorométrico se basa en las diferentes características ópticas de los pigmentos y la emisión de fluorescencia de la clorofila-a a que dan lugar al ser excitados a diferentes longitudes de onda, permitiendo así una asignación de proporción de clorofila-a total que pertenece a cada uno de estos grupos. La sonda de fluorescencia utilizada, en el presente trabajo, posee 5 LEDs que emiten en 5 longitudes de onda diferentes, 450 nm (clorofitas), 525 nm (Bacilariofitas), 570 nm (Criófitas), 590 nm y 610 nm (cianofitas) y finalmente la sonda mide la fluorescencia emitida a la longitud de onda de 680 nm debida a la clorofila-a. Estas medidas son muy rápidas y simples a partir de la utilización de un fluorímetro que analice la muestra en continuo.



Espectro de absorción de los principales pigmentos fotosintéticos de los grupos algales (Purves et al., 1992)

El fitoplancton se considera un organismo indicador de la calidad de los ecosistemas acuáticos, ya que responde rápidamente a los cambios ambientales y fisicoquímicos del agua, debido a que tiene ciclos de vida muy cortos (horas o días). El fitoplancton

depende también de otros múltiples factores que generan variaciones en los cuerpos de agua, como las alteraciones de caudal y la luz solar, por lo que el fitoplancton actúa como un excelente bioindicador de las diferentes condiciones estacionales estudiadas en el presente trabajo. Además, el fitoplancton es un buen indicador del estado trófico (nutrientes) y sapróbico (materia orgánica) del agua, porque altas concentraciones de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y materia orgánica suelen venir asociadas a altas concentraciones de fitoplancton (Reynolds, 2002; Conley et al., 2009).

El presente estudio se encuadra en la zona sur y oeste de la provincia de Salamanca que limita con Portugal, ya que forma parte de los proyectos de elaboración de los Mapas de Vertido de Aguas Residuales y su afección a las aguas de los ríos en los puntos de vertido en varios emplazamientos de la Provincia de Salamanca. En la provincia de Salamanca existen 3 cuencas fluviales, dos pertenecientes a la cuenca hidrográfica del Duero, la cuenca fluvial del Tormes y la cuenca fluvial del Águeda y una cuenca perteneciente a la Confederación Hidrográfica del Tago, la cuenca fluvial del Alagón. La cuenca fluvial del Tormes, no se contempla en el presente estudio por haber sido ampliamente investigada y por tener vertidos de grandes municipios como la ciudad de Salamanca. Entre estas investigaciones están las realizadas por el autor de esta comunicación técnica (García-Prieto, 2012). Por ello se realizó el estudio del fitoplancton en diferentes periodos estacionales, para el estudio del efecto del cambio climático en los ríos Águeda y Huebra de la Cuenca del Águeda y del Alagón dentro de la provincia de Salamanca en la Cuenca del Alagón

El presente estudio se ha llevado a cabo durante los años 2015 y 2017. Así mismo, dentro de los años estudiados se han investigado 2 periodos estacionales, de Mayo a Septiembre, considerado como verano (verano 2015 y verano 2017) y de Noviembre a Marzo como invierno (Invierno 2017).

El primer periodo de estudio corresponde al año hidrológico 2014 – 2015, que comienza el 1 de octubre de 2014 y terminan el 1 de septiembre de 2015, y que se ha considerado un año hidrológico algo más seco de lo normal. Por su parte el segundo periodo correspondiente al año 2017 (años hidrológicos 2016-2017 y 2017-2018) registró una pluviometría muy inferior a la normal, habiendo sido considerado como muy seco.

Durante los meses de verano del año 2015 llovió más de lo normal en el cuadrante nordeste peninsular, zona de Castilla y León, registrándose durante varios días de la semana anterior a la toma de muestras de este trabajo precipitaciones en la zona de estudio de 6 L/m² en la estación meteorológica de Saelices el Chico (Salamanca), por lo que en este trabajo se denominará a este periodo como “verano húmedo”.

En la provincia de Salamanca se registra normalmente una precipitación media anual de 372 L/m², pero durante el año hidrológico 2016-2017 la estación de Matacán registró una media anual de 299,8 L/m². Este verano se considera en este estudio como “verano seco”. Además, los meses de octubre y noviembre de 2017, fueron meses especialmente secos, en octubre solo llovió una media de 3,3 L/m² mientras que la media de ese mes en un año normal es de 46 L/m² y en noviembre la precipitación fue de 29,6 L/m² frente a una media de 42 L/m², por lo que este periodo del año 2017 se considera como “invierno seco”.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Existen dos índices generales muy utilizados para la determinación del estado de la calidad de las aguas superficiales, como son, a nivel internacional el índice WQI de la NFS, y a nivel de España el IGC que es el índice que utilizan habitualmente las Confederaciones Hidrográficas para la determinación de la calidad de las aguas superficiales. Ambos índices incluyen variables fisicoquímicas y variables microbiológicas (bacterioplancton), pero no incluyen variables de indicadores biológicos a pesar de que son necesarios para determinar **el estado ecológico** de los cauces de acuerdo al Real Decreto 817/2015.

Siguiendo las etapas necesarias citadas se desarrolló un nuevo índice, en nuestro caso un índice de calidad que a partir de los 2 índices de calidad más utilizados el IGC y el WQI, introduce la variable ecológica dentro de los índices de calidad clásicos fisicoquímicos. En el cálculo de un índice de calidad, como se ha indicado, la elección de las variables que entrarán a formar parte del índice depende del uso del agua. En nuestro caso concreto, además de las variables habituales se pretende la incorporación de un subíndice relacionado con el fitoplancton con el objetivo de mejorar la clasificación del estado ecológico de la calidad del agua superficial. Con este objetivo, las funciones de equivalencia que se elijan para transformar los valores analíticos originales en los valores adimensionales del subíndice (qi), se definirán en función de las limitaciones impuestas por la legislación vigente y de las normas ambientales de mayor uso a nivel internacional para los usos propuestos

Así existen normas de calidad que determinan la clasificación de la calidad de las aguas superficiales, en base a la medida de estas variables, por lo que son un candidato óptimo a introducir como indicador biológico dentro de los ICAs.

Diversas organizaciones han tabulado los valores de fitoplancton para la clasificación del estado trófico de las aguas superficiales, una de las más utilizadas es la aplicada por el Programa Internacional para la Organización, Cooperación y Desarrollo Económico de aguas interiores (OECD, 1982), el cuál proporciona los valores límites del fitoplancton en función de la clorofila-a.

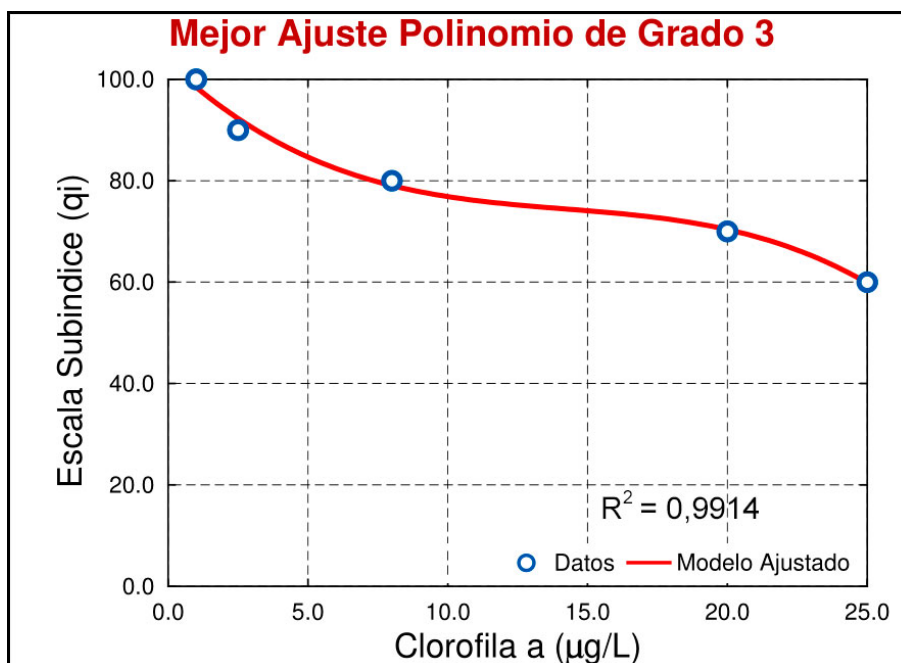
Clasificación del estado trófico propuesta por la OECD en función de la clorofila a y su asignación al estado de las masas de aguas de acuerdo al RD 817/2015.

Grado de Eutrofia	Clorofila a ($\mu\text{g/L}$)	Clasificación	Escala de Calidad
Ultraoligotrófico	< 1	Muy Buena	100-90
Oligotrófico	1 – 2,5	Buena	90-80
Mesotrófico	2,5-7,9	Moderado	80-70
Eutrófico	8 - 25	Deficiente	70-60
Hipertrófico	> 25	Mala	< 60

A partir de esta escala se establece una función de equivalencia que transforma las

concentraciones iniciales en $\mu\text{g/L}$ en valores adimensionales que van desde cero a cien que constituyen los valores del subíndice q_i para la clorofila-a

En este caso, se utilizó como función de equivalencia un polinomio de grado 3 obtenido por regresión no lineal que ajusta muy bien la curva de la concentración de clorofila-a frente a la escala de normalización establecida. El ajuste se llevó a cabo con el programa POLINOM del paquete estadístico SIMFIT (Bardsley, W.G., 2017).



Función de equivalencia del subíndice que relaciona al fitoplancton con el estado ecológico de las aguas superficiales

El ajuste a un polinomio de grado 3 dio lugar a la obtención de la siguiente función de equivalencia:

Si $x < 1$ entonces q_i se hace arbitrariamente igual a 100

Si $1 < x < 25$ entonces $q_i = -0,0079 x^3 + 0,3362 x^2 - 5,2216 x + 103,35$

Si $x > 25$ entonces q_i se hace arbitrariamente igual a 0

Siendo x el valor de la concentración de la "Clorofila a" medida en $\mu\text{g/L}$.

El aspecto nuevo que se propone en esta comunicación es adicionar este subíndice q_i de la clorofila-a a los subíndices de las variables clásicas incluidas en los índices WQI y IGC. Para ello, se debe realizar primero la asignación de los factores de ponderación (w_i) de todas las variables, dependiendo de la importancia de los usos pretendidos para el agua y de la incidencia de cada variable en cada índice. Los valores de los pesos w_i de cada uno de los subíndices se calcularon, manteniendo los rangos de importancia definidos en cada variable por los autores de estos índices, pero considerando la introducción de un nuevo subíndice que representa al fitoplancton.

A esta nueva variable fitoplancton se le dio un valor de importancia máxima $a = 1$ y se recalcularon los pesos (w_i) de cada variable mediante la fórmula:

$$w_i = \frac{1/a_i}{\sum_{i=1}^n 1/a_i}$$

donde a_i es la ponderación de la importancia de cada variable y n el número de variables consideradas en cada índice.

En las tablas siguientes se muestran los valores de los pesos w_i para cada subíndice q_i original de los índices WQI e IGC y sus valores recalculados al tener en cuenta la introducción del nuevo subíndice q_i relacionado con el fitoplancton y que se propone por primera vez en este trabajo.

Tabla Pesos relativos (w_i) para los subíndices del índice WQI después de añadir el subíndice del fitoplancton

Variabes	a_i	w_i autor	w_i modificado
Oxígeno Disuelto	1	0.175	0.149
pH	1.6	0.109	0.093
DBO ₅	1.6	0.109	0.093
Temperatura	1.6	0.109	0.093
Fosfatos	1.8	0.097	0.083
Nitratos	1.8	0.097	0.083
Turbidez	2.3	0.076	0.065
ST	2.5	0.070	0.059
Coliformes Fecales	1.1	0.159	0.135
Fitoplancton	1		0.149
Suma w_i		1.00	1.00

Como se observa al final de la tabla, el sumatorio de los valores del peso relativo w_i tiene que ser igual a la unidad

Pesos relativos (w_i) para los subíndices del índice IGC después de añadir el subíndice del fitoplancton

Variables	a_i	w_i autor	w_i modificado
Oxígeno Disuelto	1	0.143	0.125
ST	1	0.143	0.125
pH	1	0.143	0.125
Conductividad	1	0.143	0.125
DQO	3	0.047	0.042
DBO	1	0.143	0.125
Fosfatos	3	0.047	0.042
Nitratos	3	0.047	0.042
Coliformes Totales	1	0.143	0.125
Fitoplancton	1		0.125
Suma w_i		1	1

A partir de la nueva función de equivalencia del fitoplancton se compararon para cada río estudiado los valores de los índices de calidad WQI e IGC incluyendo esta nueva variable biológica, que es un indicador del estado ecológico del cauce y que los índices originales no contemplaban.

El IGC, además de las 9 variables básicas, incluye otras 14 variables complementarias las cuales solo se consideran en el cálculo del índice de calidad cuando el valor del subíndice de dichas variables (q_i) es menor de 60. Se calcularon en cada caso los subíndices para cada una de las 14 variables complementarias: Cadmio, Mercurio, Selenio, Cloruros, Sulfatos, Calcio, Magnesio, Cobre, Sodio, Cromo (VI), Plomo, Zinc, Cianuros y Fenoles. Se observó que los valores de los subíndices de cada una de estas variables fueron mayores de 60, para los 3 ríos estudiados y los diferentes periodos estacionales estudiados en este trabajo, por lo que para el cálculo del IGC, solo entraron las variables básicas. También se determinaron los valores de 280 sustancias diferentes, contaminantes emergentes y sustancias prioritarias, tanto PCBs, PHAs, pesticidas y herbicidas en los ríos estudiados, pero no se encontraron cantidades significativas de estas sustancias en el agua, siendo el límite de detección de las sustancias estudiadas de 50 ng/L.

A modo de ejemplo, se muestran los resultados obtenidos para el río Águeda en la tabla los valores de los subíndices de las variables complementarias del IGC para la estación

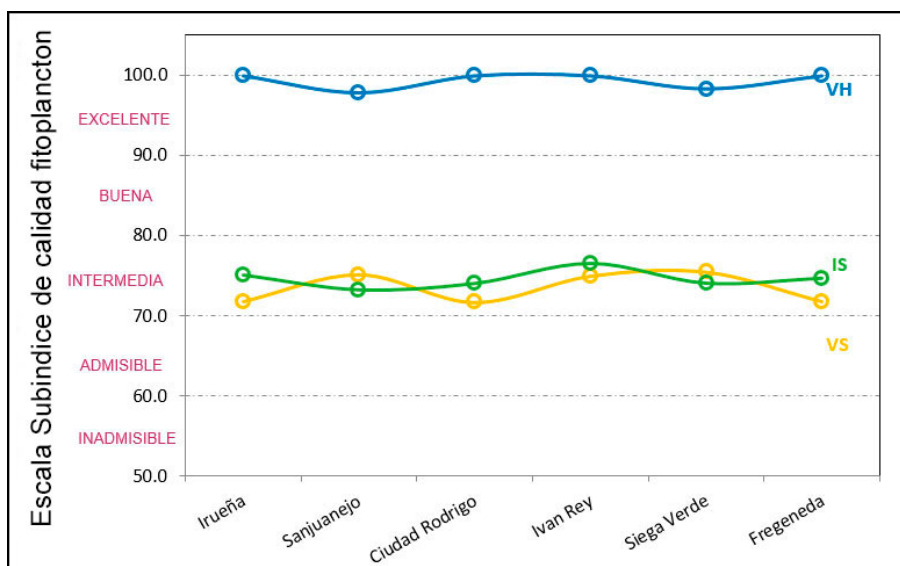
verano seco (periodo más desfavorable en cuanto a la calidad del agua).

Tabla de Valores de los subíndices (q_i) de las variables complementarias del índice general de la calidad (IGC) para los puntos de muestreo del río Águeda en el periodo de estudio verano seco.

	Irueña	Sanjuanejo	Ciudad Rodrigo	Ivan Rey	Siega Verde	Fregeneda
Cadmio	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
Mercurio	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
Cianuro	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
Fenoles	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
Selenio	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
Cloruros	98.3	99.2	98.7	98.2	99.0	96.7
Sulfatos	98.2	97.8	98.0	98.0	92.6	75.2
Calcio	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
Magnesio	99.1	99.5	99.2	99.1	98.3	97.3
Sodio	97.4	99.4	99.3	99.2	98.9	97.9
Cobre	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
Cromo (VI)	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
Plomo	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
Zinc	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
Cadmio	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0

Estos valores, como se puede observar son mayores de 60, por lo que no se consideran en el cálculo de índice IGC. De forma similar ocurre con el resto de los ríos que se estudian a continuación, por lo que las variables complementarias no fueron consideradas para el cálculo del índice IGC en ninguno de los casos

Se determinó primero por separado el **estado ecológico** del cauce en los distintos periodos estacionales estudiados: verano húmedo (VH), verano seco (VS) e invierno seco (IS), calculando para ello el valor del subíndice del fitoplancton de acuerdo a las funciones de equivalencia antes definidas. Así, en la figura siguiente se muestran los valores del subíndice del fitoplancton, como indicador biológico en los distintos puntos de muestreo a lo largo del cauce. Se observa que los valores para la estación húmeda (VH), indican una calidad excelente o muy buena, correspondiente a un grado de eutrofia igual a "ultraoligotrófico", mientras que en las estaciones secas (VS y IS), se constata una calidad intermedia o moderada, la cual se asocia con el nivel "mesotrófico".



Subíndice de la calidad biológica del agua en función del fitoplancton presente a lo largo del cauce del río Águeda

A continuación se calcularon los índices de calidad del estado químico de las aguas superficiales del río Águeda tanto para los índices clásicos WQI y IGC como para estos mismos índices después de añadir la nueva variable del fitoplancton propuesto en este trabajo, como un indicador biológico que tiene el objetivo de introducir el estado ecológico del agua dentro de los índices clásicos WQI e IGC.

En la figura siguiente se muestran los resultados del cálculo de los 2 ICAs considerados (panel superior), junto con los valores de su versión modificada al añadir la variable fitoplancton (panel inferior), en los diferentes periodos estacionales estudiados. La nomenclatura utilizada es indicar el nombre del índice WQI (líneas continuas) o IGC (líneas punteadas) seguido de las siglas indicando la estación de estudio VH (Verano Húmedo), VS (Verano Seco) e IS (Invierno Seco). En dichas gráficas, no se observan claras diferencias entre los valores resultantes de la aplicación de los índices clásicos y los valores de los índices modificados incluyendo el fitoplancton como nuevo subíndice. Esto era de esperar, ya que los valores del nuevo subíndice (q_i) correspondientes al fitoplancton son semejantes a los valores resultantes del cálculo de los índices de la calidad del estado químico en cada periodo estacional, mejorando ligeramente el valor de la calidad del agua en la aplicación del nuevo índice modificado frente al índice clásico. En cambio, es posible observar una clara diferencia entre los valores que indican la calidad del agua para el índice WQI y el IGC, siendo más restrictivos los valores del IGC, ya que la ponderación de las variables en este índice, especialmente en el periodo seco, dan lugar a valores de la calidad del agua inferiores a los encontrados con el índice WQI.

De acuerdo a la metodología utilizada por el RD 817/2015, el indicador biológico para el periodo húmedo se consideraría que cumple las condiciones de referencia, mientras que para los periodos secos hay una desviación de los valores del indicador considerados como moderados o intermedios. En cuanto a los ICAs clásicos fisicoquímicos (Panel superior) se observa que el periodo húmedo cumple con los valores de referencia a lo

largo del cauce, por lo que de acuerdo al esquema mostrado en la página 5, el valor de la clasificación del estado del agua debería de ser “estado bueno”. Por el contrario, para los periodos secos, especialmente cuando se utiliza el IGC clásico, se observa que los valores de los índices de calidad están, para los distintos puntos de muestreo, dentro del rango de admisible a intermedia. Con el nuevo índice propuesto (panel inferior de la Figura), se observan valores semejantes a los obtenidos en el panel superior, pero tiene la ventaja que cumple con la metodología indicada en el Real Decreto 817/2015 de clasificación de masas de agua al incorporar el indicador biológico, siendo en este caso la clasificación entre “moderado a deficiente”.

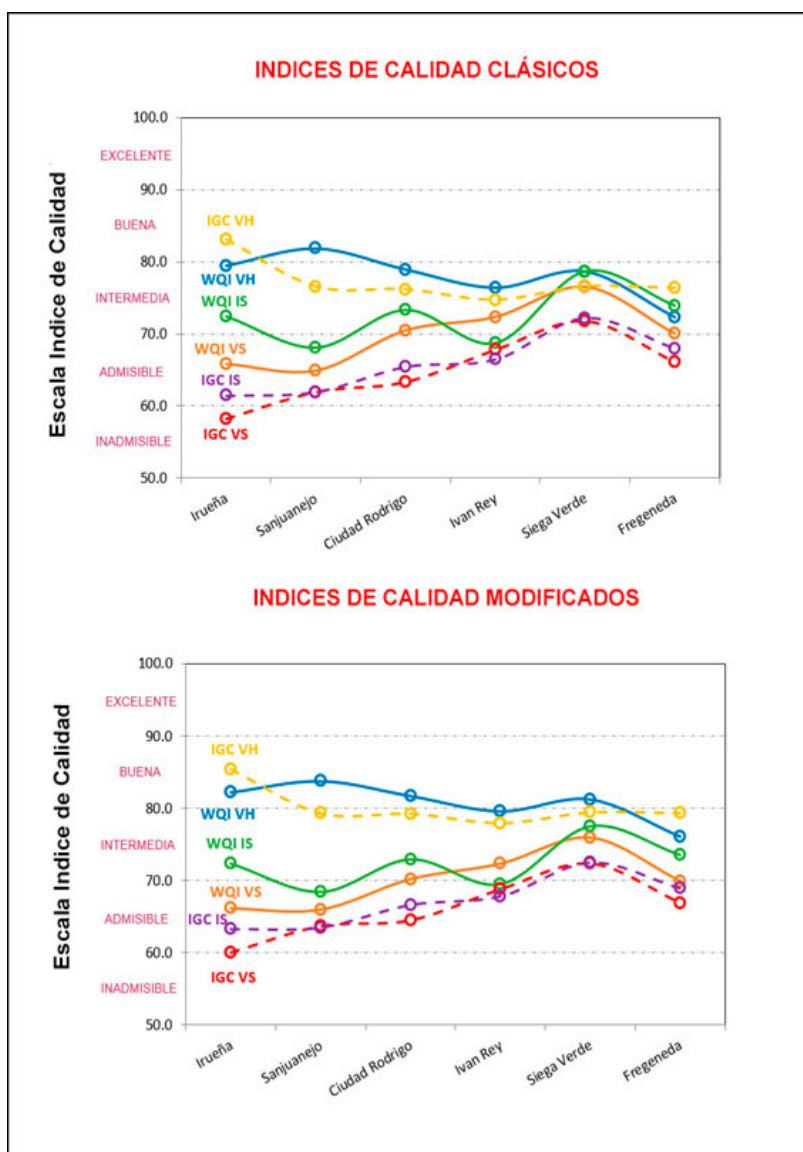


Figura (Panel Superior) Aplicación de los índices de calidad WQI y IGC para el estudio de la calidad del agua superficial del río Águeda. (Panel Inferior) Aplicación de los índices modificados de calidad WQI e IGC, incluyendo como indicador biológico el fitoplancton, para el estudio de la calidad del agua superficial del río Águeda.

Al aplicar la metodología basada en el Real Decreto español RD 817/2015, se sigue apreciando una fuerte influencia de las variables fisicoquímicas (estado químico), sobre

las variables biológicas (estado ecológico) relacionadas con el fitoplancton y el bacterioplancton en los distintos ríos estudiados. Además, esta legislación, indica que la evaluación del estado químico se hará de acuerdo a las variables pH, oxígeno disuelto, amonio, fosfatos y nitratos, así como el no superar los valores máximos admisibles dados por las NCAs, por lo que a nivel general para los tres ríos estudiados, ríos intermitentes en diferentes condiciones climáticas, se proponen las siguientes conclusiones:

- a) Los resultados obtenidos para este tipo de ríos por el cálculo del índice de calidad WQI, variables y funciones de equivalencia (q_i), se adaptan mejor a la legislación vigente RD 817/2015 que los obtenidos por el cálculo del Índice general de la calidad (IGC), que es el actualmente utilizado por las Confederaciones Hidrográficas en España
- b) Para obtener una mayor correspondencia entre las desviaciones observadas en las variables biológicas (estado ecológico) frente a las variables fisicoquímicas (estado químico), se debe dar una mayor ponderación a las variables biológicas basadas en el fitoplancton y el bacterioplancton frente a las variables fisicoquímicas, es decir, se deben disminuir los valores de los coeficientes “a”, que indican la importancia en las variables fisicoquímicas, propuestos por los autores de estos índices, de tal manera que los pesos relativos (w_i) correspondientes a las variables biológicas de forma que aumenten con respecto a las variables fisicoquímicas.

Se deben incorporar variables complementarias al índice WQI, ya que este índice no contempla variables complementarias, de manera que se tengan en cuenta los requerimientos marcados por el RD 817/2015 en relación a las Normas de Calidad Ambientales (NCAs).

4. AGRADECIMIENTOS

Los resultados de esta comunicación se tomaron de los datos recogidos en varios proyectos de investigación llevados a cabo en el Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico del Agua (CIDTA) de la Universidad de Salamanca. Estos proyectos forman parte de un Proyecto más general de Cooperación Transfronteriza INTERREG “0408_NORTE_RISCOS_II_2_P” entre España y Portugal. Así como de un proyecto suscrito entre el CIDTA de la Universidad de Salamanca y la Mancomunidad de la Ruta de la Plata con el nombre de “Propuesta de Actuación para la Implementación de sistemas de depuración de bajo coste en los municipios de la Mancomunidad de la Ruta de la Plata” (art. 83 LJL4)

5. REFERENCIAS

- Almeida, S.F. Elias, C. Ferreira, J. Tornés, E. Puccinelli, C. Delmas, F. Dörflinger, G. Urbanič, G. Marcheggiani, S. Rosebery, J. Mancini, L. Sabater S. (2014) Water quality assessment of rivers using diatom metrics across Mediterranean Europe: a methods intercalibration exercise *Science Total Environment*, 476, pp. 768-776
- Barceló, D. and Sabater, S. (2010). Water quality and assesment under scarcity: Prospects and challenges in Mediterranean watersheds. *Journal of Hydrology* 383 (2010), 1-4.
- Bardsley, W.G., (2017). Simfit Statistical package. v. 7.3.1 Academic 64-bit. University of Manchester U.K., <http://www.simfit.man.ac.uk>
- Briner, S., Elkin, C., Huber, R., (2013). Evaluating the relative impact of climate and economic changes on forest and agricultural ecosystem services in mountain regions. *Journal Environmental Management*. 129, 414–422.
- Brown, R.M., McClelland, N.I., Deininger, R.A. and Tozer, R.G. (1970). A water quality index- Do we care? *Water & sewage works*, 117, 339-343
- Carlson, R.E. and J. Simpson. 1996. A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods. North American Lake Management Society. 96 pp.
- Ceballos-Barbancho. A.; Morán- Tejada, E.; Luengo-Ugidos, M.A.; Llorente-Pinto, J.M; (2008) Water resources and environmental change in a Mediterranean environment: The south-west sector of the Duero river basin (Spain). *Journal of Hydrology* 351, (1–2), 30, 126-138.
- Cobelas, M. & Olmo, A. (1992). Eutrophication in Spanish freshwater ecosystems. *Limnetica*. 8. p.pp. 263-266.
- Conley, D.J., Paerl, H.W., Howarth, R.W., Boesch, D.F., Seitzinger, S.P., Havens, K.E., Lancelot, C., Likens, G.E., (2009). Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. *Science* 323, 1014-1015.
- Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de las aguas. Directiva Marco del Agua.
- Directiva 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas
- Duh J., Shandas V., Chang H. y George L. (2008). Rates of urbanization and the resilience of air and water quality. *Science Total Environmental*. 400, 238-256
- Fernández, N.J. y Solano, F. (2007). Índices de calidad y de contaminación del agua. Segunda edición. Edita Universidad de Pamplona. Colombia.
- García-Prieto, J.C.; Cachaza, J.M., Pérez-Galende, P., García Roig, M. (2012) Impact of drought on the ecological and chemical status of surface water and on the content of arsenic and fluoride pollutants of groundwater in the province of Salamanca (Western Spain) *Chemistry and Ecology* 28(6),1-16
- Han, H., Allan, J.D., Scavia, D., (2009). Influence of climate and human activities on the relationship between watershed nitrogen input and river export. *Environmental Science Technology* 43 (6), 1916–1922
- Horton, R.K., (1965) An index number system for rating water quality, *Journal of the*

Water Pollution Control Federation, 37(3). 300-305. 1965.

Karaouzas, I., Smeti, E., Vourka, A., Vardakas, L., Mentzafou, A., Tornés, E., Sabater, S., Muñoz, I., Skoulikidis, N.T., Kalogianni, E. (2018) Assessing the ecological effects of water stress and pollution in a temporary river - Implications for water management. *Science of the Total Environment* 618, 1591-1604

Li S., Xu Z., Wang H., Wang J. y Zhang Q. (2009). Geochemistry of the upper Han River basin, China. 3: Antropogenic inputs and chemical weathering to the dissolved load. *Chemical Geology* 264, 89-95.

Meybeck M. (2005). Global occurrence of major elements in rivers. En: *Surface and ground water, weathering, and soils. Treatise of geochemistry Vol. 5, (J.E. Drever, Ed.), Elsevier-Pergamon, Oxford, Gran Bretaña, pp 207-223.*

OECD (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico). (1982) *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Cooperative Programmers on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control), Environment Directorate, OECD Paris, Final Report. France*

Ott, W. (1978). *Environmental Indices, Theory And Practice. Aa Science, Ann Arbor, Michigan, USA, 371 p.*

Purves KP, Orians GH, y Heller HG (1992) *Life: The science of biology. Ed. Sinauer Associates. Boston.*

Reynolds, C.S. (2002) Ecological pattern and ecosystem theory. *Ecological Modelling*, 158(3), 181-200.

Sabater, S., Barceló, D., De Castro, N., Ginebreda, A., Kuzmanovic, M., Petrovic, M., Picó, Y., Ponsatí, L., Tornés, E., Muñoz, I., (2016). Share defects of organic microcontaminants and environmental stressors on biofilms and invertebrates in impaired rivers. *Environmental Pollution* 210, 303–314

Sánchez, E., Gallardo, C.; Gaertner, M. A.; Arribas A. & Castro, M. (2004). Future climate extreme events in the Mediterranean simulated by a regional climate model: a first approach. *Global and Planetary Change* 44: 180–183.

Skei, J., Larsson, P., Rosenberg, R., Jonsson, P., Olsson, M. & Broman, D. (2000). Eutrophication and contaminants in aquatic ecosystems. *Ambio*. 29 (4–5). pp. 184–194

Walling D.E. and Webb B. W. (1986) *Solute transport in river systems. Chapter 7 of book: Solute Transport in River Systems (pp. 252-327). New York: John Wiley and Sons*