

Atenuación de luz en embalses del sur-este de la Península Ibérica

Light attenuation in Southern Iberian Peninsula reservoirs

León-Palmero, E.^{a1}, Reche, I.^{a2}, Morales-Baquero, R.^{a3}

^aInstituto del Agua & Departamento de Ecología, Universidad de Granada, 18071 Granada, España.
E-mail: ^{a1} eleonpalmero@ugr.es, ^{a2} ireche@ugr.es, ^{a3} rmorales@ugr.es

Recibido: 29/08/2018

Aceptado: 17/09/2018

Publicado: 31/01/2019

Citar como: León-Palmero, E., Reche, I., Morales-Baquero, R. 2019. Light attenuation in Southern Iberian Peninsula reservoirs. *Ingeniería del agua*, 23(1), 65-75. <https://doi.org/10.4995/ia.2019.10655>

RESUMEN

Este trabajo estudia de forma pareada los valores del coeficiente de extinción vertical de la luz (K_d) y de la profundidad de visión del disco de Secchi (SD) en un conjunto de 12 embalses del sureste de la Península Ibérica que difieren en sus características de paisaje, físicas, químicas y tróficas. Se analizan las relaciones encontradas para evaluar la utilidad del SD como predictor de la zona fótica (Z_{eu}) calculada mediante K_d y se propone la expresión $Z_{eu} (m) \approx 2 \cdot SD (m) + 6$ como una buena estima de la zona fótica en estos embalses. Además se investiga la influencia de la clorofila-a, turbidez y carbono orgánico disuelto (DOC) sobre la transparencia del agua de los embalses. Tanto la concentración de DOC como la turbidez afectan a dichas propiedades. Finalmente, se analiza la capacidad de SD como predictor de K_d .

Palabras clave | extinción de luz en agua; disco de Secchi; transparencia; zona fótica; embalses.

ABSTRACT

This study evaluates the extinction coefficient of light (K_d) and the Secchi disk depth (SD) in 12 reservoirs located in the southern Iberian Peninsula. These systems show differences in landscape, physical, chemical and trophic properties. The relationships found were analyzed to evaluate the utility of the SD as predictor of the photic zone (Z_{eu}) measured with K_d . The, a new equation is proposed here as a better estimation for the photic zone in these reservoirs: $Z_{eu} (m) \approx 2 \cdot SD (m) + 6$. The influence of the chlorophyll-a, turbidity and dissolved organic carbon (DOC) concentration on the water transparency is studied. Both DOC concentration and turbidity affect water transparency. Finally, the capacity of SD as a K_d predictor is also assessed.

Key words | light extinction in water; Secchi disk; transparency; photic zone; reservoirs.

INTRODUCCIÓN

La gestión eficaz de las masas de aguas continentales superficiales requiere la obtención de información sobre los elementos de la calidad del agua, según el uso humano que se hace de ella, como tradicionalmente se ha considerado, pero también sobre los aspectos necesarios para la conservación de sus propiedades naturales, como obliga la Directiva 2000/60/CE (Directiva Marco del Agua) a los estados miembros de la Comunidad Europea. Recabar esta información supone un considerable esfuerzo económico, reflejado en el desarrollo por los organismos competentes de redes de seguimiento de la calidad y estado ecológico de las masas de agua continentales, que implican programas de muestreo periódicos y la instalación de estaciones de medida automatizadas. En este contexto, es evidente el interés de la investigación y desarrollo de metodologías que optimicen la adquisición de la información mencionada (Canteras *et al.*, 1999; Prats *et al.*, 2014). En el presente trabajo nos centramos en la estima de la penetración de la luz solar en los embalses, uno de los parámetros fundamentales para comprender su funcionamiento como ecosistemas.

La penetración de la radiación solar fotosintéticamente activa (PAR) en los ecosistemas acuáticos determina su estructura vertical en cuanto a la capacidad neta de producir materia orgánica (zona trofógena, en la parte iluminada) o descomponerla (zona trofólítica, en la parte oscura). Esta penetración depende de la absorción luminosa debida al agua misma, pero especialmente de la absorción debida a los componentes disueltos y a los componentes en suspensión (vivos o inertes). Ambos componentes determinan también la calidad del agua. Por eso, desde hace tiempo se han establecido relaciones entre la penetración de la luz en los sistemas acuáticos, su transparencia, y diversos criterios para establecer la calidad de las aguas (Carlson, 1977).

La transparencia de los sistemas acuáticos se mide habitualmente mediante la profundidad de visión del disco de Secchi (SD) o mediante espectroradiómetros subacuáticos para calcular el coeficiente de extinción vertical de la luz (K_d). Ambos métodos se han usado para determinar la profundidad de compensación, o profundidad donde la producción primaria iguala a la respiración, que marca el límite de la zona fótica (Z_{eu}). La dispersión y absorción de la luz debida a los componentes en suspensión y la absorción debida a los componentes disueltos pueden afectar de forma diferente a SD y K_d . Así, aunque se han tratado de establecer equivalencias generales entre SD y K_d (Poole y Atkins, 1929; Holmes, 1970; French *et al.*, 1982) la variabilidad de los componentes disueltos y en suspensión en distintos cuerpos de agua, incluso dentro de una misma región geográfica, no han permitido validar los valores propuestos para el producto de $K_d \cdot SD$ que, de ser constante, validaría la hipótesis de ser parámetros inversamente proporcionales. Sin embargo, debido a la simplicidad de las medidas con el disco de Secchi, aún se siguen usando como aproximaciones en algunos estudios (Tundisi y Tundisi, 2011; Rodríguez, 2016).

El propósito de este trabajo es estudiar la transparencia de un conjunto de 12 embalses del sur-este de la Península Ibérica, que difieren en sus características paisajísticas, físico-químicas y tróficas, para: a) evaluar la variabilidad óptica natural mediante medidas pareadas de K_d y SD; b) estudiar las relaciones entre K_d y SD en el conjunto de embalses y la utilidad del SD para establecer la zona fótica y c) analizar las relaciones entre K_d y SD y constituyentes del agua ópticamente relevantes como la turbidez, la clorofila-a (Clorofila-a) y la concentración de materia orgánica disuelta medida como carbono orgánico disuelto (DOC).

MATERIAL Y MÉTODOS

La Figura 1 muestra la localización de los embalses estudiados y la Tabla 1 alguna de sus características morfométricas y de sus correspondientes cuencas de captación. La selección de los embalses se realizó con la intención tener un amplio espectro de condiciones paisajísticas, tróficas, de tamaño y edad. Los embalses se muestrearon una vez durante los meses de febrero a abril de 2017, época en la que todos ellos estaban mezclados. Tres de los embalses fueron muestreados, además, en septiembre y octubre de 2016, época en la que estaban estratificados.



Figura 1 | Localización de los embalses estudiados.

Tabla 1 | Algunas características de los embalses estudiados y de sus cuencas de captación: superficie cultivada (Sup. Cult.) y superficie arbolada (Sup. Arb.). La edad ha sido referida al año del muestreo (2017).

| Embalse | Edad (años) | Altitud (m) | Volumen (hm ³) | Superficie (km ²) | C. Captación (km ²) | Sup. Cult. (km ²) | Sup. Arb. (km ²) |
|-------------------|----------------|----------------|-------------------------------|----------------------------------|------------------------------------|----------------------------------|---------------------------------|
| Cubillas | 61 | 640 | 19 | 1.94 | 647 | 417 | 166 |
| Colomera | 27 | 810 | 40 | 2.76 | 237 | 146 | 65 |
| Negratín | 33 | 618 | 567 | 23.51 | 3765 | 1698 | 1304 |
| La Bolera | 50 | 950 | 53 | 2.89 | 163 | 5 | 139 |
| Los Bermejales | 59 | 852 | 103 | 5.95 | 281 | 84 | 133 |
| Iznájar | 48 | 425 | 981 | 26.13 | 4714 | 2752 | 984 |
| Francisco Abellán | 26 | 942 | 58 | 2.43 | 193 | 27 | 117 |
| Béznar | 31 | 486 | 53 | 1.60 | 347 | 110 | 122 |
| San Clemente | 27 | 1050 | 118 | 3.76 | 153 | 18 | 101 |
| El Portillo | 18 | 920 | 33 | 1.18 | 113 | 4 | 62 |
| Jándula | 85 | 350 | 322 | 8.43 | 2245 | 427 | 1350 |
| Rules | 14 | 239 | 111 | 3.06 | 1078 | 254 | 350 |

En cada embalse, en un punto generalmente cercano a la presa, se estudió la capa mezclada de la columna de agua, tomando medidas de: penetración de la luz PAR ($\mu\text{Einteins m}^{-2} \text{s}^{-1}$), mediante un sensor esférico LI-COR® (modelo LI-193R) y turbidez (FTU) mediante un sensor Seapoint. Estos dos sensores estaban montados en una sonda perfiladora multiparamétrica SeaBird® (modelo SBE 19plus, SEACAT Profiler) dotada de sensor de profundidad, temperatura y registrador continuo de datos, de modo que fue posible obtener perfiles verticales simultáneos de las medidas obtenidas con los sensores más la temperatura. Gracias al registro continuo de datos, se pudo obtener un valor de turbidez promedio como:

$$\text{Turbidez} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (x_i) \quad (1)$$

donde x_i es cada uno de los datos de la muestra, y N el número total de datos tomados por la sonda.

Paralelamente, se midió la transparencia del agua con un disco de Secchi blanco de 20 cm. El coeficiente de absorción luminosa PAR con la profundidad (K_d) se calculó como la pendiente de la recta que resulta de la transformación semilogarítmica de la ley de Lambert-Beer, de modo que

$$\ln I_z = \ln I_0 - K_d \cdot z \quad (2)$$

donde I_z es la intensidad luminosa a la profundidad de z metros e I_0 es la intensidad luminosa justo debajo de la superficie del agua. Admitiendo que el 1% de la radiación recibida en superficie es el límite para la producción primaria, la zona fótica (Z_{eu}) se estableció como

$$Z_{eu} = \ln(0.01)/K_d \quad (3)$$

La concentración de clorofila-a (μg Clorofila-a L^{-1}) y de carbonoorgánico disuelto (DOC) se midieron a partir de muestras de agua obtenidas a diferentes profundidades (de 6 a 8 puntos) con una botella UWITEC de 5 L de capacidad. Las profundidades se establecieron de acuerdo con los perfiles térmico y luminoso obtenidos procurando reflejar la heterogeneidad vertical observada. Para la clorofila se filtraron entre 500 y 2000 mL de muestra usando filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F y 0.7 μm de tamaño de poro. La concentración de DOC se midió mediante oxidación catalítica a alta temperatura en un analizador de carbono orgánico total Shimadzu (modelo TOC-V CSH). Las muestras se acidificaron y purgaron durante 20 minutos para eliminar el carbono inorgánico. A partir de los filtros se extrajeron los pigmentos usando metanol 95% en oscuridad a 4 °C durante 24 horas (APHA, 1998). La absorción de los pigmentos se midió a 665 nm y 750 nm usando un espectrofotómetro Perkin Elmer UV-Lambda 40. Para obtener un valor integrado a partir de los valores discretos de la columna de agua se hizo una media ponderada teniendo en cuenta las profundidades muestreadas, de forma que

$$Chla - a = \frac{1}{Z} \sum_{k=1}^n X_{ik} \cdot (Z_{k+1} - \frac{Z_{k-1}}{2}) \quad (4)$$

donde Z_k son las n profundidades muestreadas; X_{ij} es la concentración de clorofila-a (μg Clorofila-a L^{-1}) a la profundidad Z_k . Z es la profundidad máxima considerada.

Las características físicas de los embalses, como el año de construcción, superficie y volumen fueron tomados del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA; www.embalses.net). El análisis de las cuencas de captación se realizó mediante ArcGIS® (ESRI Maps versión 10.2) bajo la licencia de la Universidad de Granada. Se utilizaron bases de datos públicas provenientes de la Infraestructura de Datos Espaciales (IDE) del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA; <http://www.mapama.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/>); el Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía (DEAndalucía; <http://www.ideandalucia.es/portal/web/ideandalucia/>); la Confederación Hidrográfica del Segura (CHSEGURA; <https://www.chsegura.es/chs/index.html>) y Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha (IDE-JCCM; <https://castillalamanca.maps.arcgis.com/home/index.html>).

RESULTADOS

La transparencia de los embalses varió notablemente con valores de SD comprendidos entre el mínimo de 1 m en Cubillas y el máximo de 9 m en Rules (Tabla 2). Igualmente, la extinción vertical de la luz difiere ampliamente con valores de K_d entre 0.18 m^{-1} en El Portillo y 0.82 m^{-1} en Cubillas. Consecuentemente, la zona fótica de los embalses también cambia marcadamente, desde 5.6 m en Cubillas hasta 25.6 m en El Portillo. Por tanto, el producto $K_d \cdot SD$ varió entre 0.82 y 2.16.

Tabla 2 | Tabla 2.- Profundidad de visión del disco de Secchi (SD), coeficiente de absorción de la luz (K_d), zona eufótica (Z_{eu}), concentración de clorofila, turbidez y carbono orgánico disuelto (DOC) medidos en los embalses estudiados. En los embalses muestreados dos veces, el primer valor corresponde al periodo estratificado y el segundo al de mezcla.

| Embalse | SD (m) | K_d (m^{-1}) | Z_{eu} (m) | Clorofila-a ($\mu g \cdot L^{-1}$) | Turbidez (FTU) | DOC ($mg \cdot L^{-1}$) |
|-------------------|-------------|-----------------------|-----------------|---|-------------------|------------------------------|
| Cubillas | 1 | 0.82 | 5.6 | 9.08 | 9.02 | 2.80 |
| Colomera | 2.1 | 0.57 | 8.1 | 0.47 | 8.94 | 1.44 |
| Negratín | 3.7 | 0.3 | 15.1 | 11.05 | 3.81 | 1.71 |
| La Bolera | 6 | 0.24 | 19 | 0.73 | 1.79 | 1.35 |
| Los Bermejales | 3.3 | 0.31 | 14.7 | 11.20 | 3.55 | 1.19 |
| Iznájar | 4.0-2.0 | 0.34-0.65 | 13.8-7.0 | 5.64 - 1.19 | 2.27 - 1.66 | 1.65 - 2.00 |
| Francisco Abellán | 2.5-2.5 | 0.33-0.37 | 13.9-12.5 | 2.24 - 1.00 | 3.26 - 4.45 | 1.18 - 1.50 |
| Béznar | 4.0-2.0 | 0.36-0.52 | 12.8-8.8 | 11.46 - 3.95 | 1.93 - 3.16 | 0.89 - 1.60 |
| San Clemente | 3.7 | 0.31 | 14.9 | 1.22 | 2.49 | 1.63 |
| El Portillo | 8 | 0.18 | 25.6 | 1.84 | 0.78 | 0.96 |
| Jándula | 6 | 0.34 | 13.4 | 1.03 | 0.99 | 4.95 |
| Rules | 9 | 0.24 | 19.2 | 2.10 | 0.98 | 0.79 |

Para estudiar el valor de las medidas de SD como predictoras de la zona fótica analizamos la regresión lineal entre ellas y Z_{eu} como variable dependiente. La relación obtenida muestra una buena linealidad con un coeficiente de determinación R^2 de 0.71 (Figura 2).

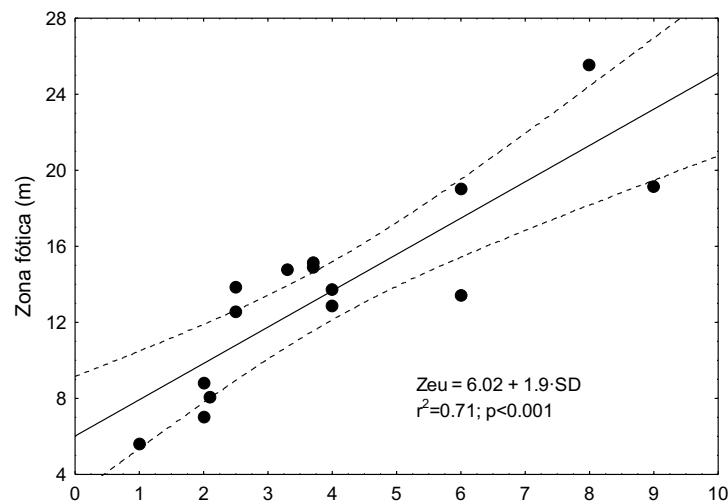


Figura 2 | Relación entre la profundidad de visión del disco de Secchi y la zona fótica. Las líneas discontinuas representan la región de confianza al 95%.

Las variables estudiadas como determinantes de SD y K_d también difirieron entre embalses. La clorofila-a alcanza un mínimo de $0.47 \mu g \cdot L^{-1}$ durante la mezcla en Colomera, y un máximo de $11.46 \mu g \cdot L^{-1}$ en Béznar durante la estratificación (Tabla 2). La turbidez alcanza un mínimo de 0.78 FTU en el embalse del Portillo y un máximo de 9.02 FTU en el embalse de Cubillas, mientras el DOC varía entre $0.79 mg \cdot L^{-1}$ en Rules y un máximo de $4.95 mg \cdot L^{-1}$ en el embalse de Jándula; sin embargo, este valor se desmarca claramente del rango observado en el resto de embalses (Tabla 2) y será considerado como un valor atípico.

Tanto el DOC como la turbidez muestran un efecto significativo sobre SD , negativo ($p < 0.01$), y sobre K_d , positivo ($p < 0.005$). La clorofila-a no mostró efecto alguno sobre SD ni sobre K_d . La figura 3 muestra las relaciones entre SD y K_d como variables dependientes de la clorofila-a, de la turbidez y del DOC.

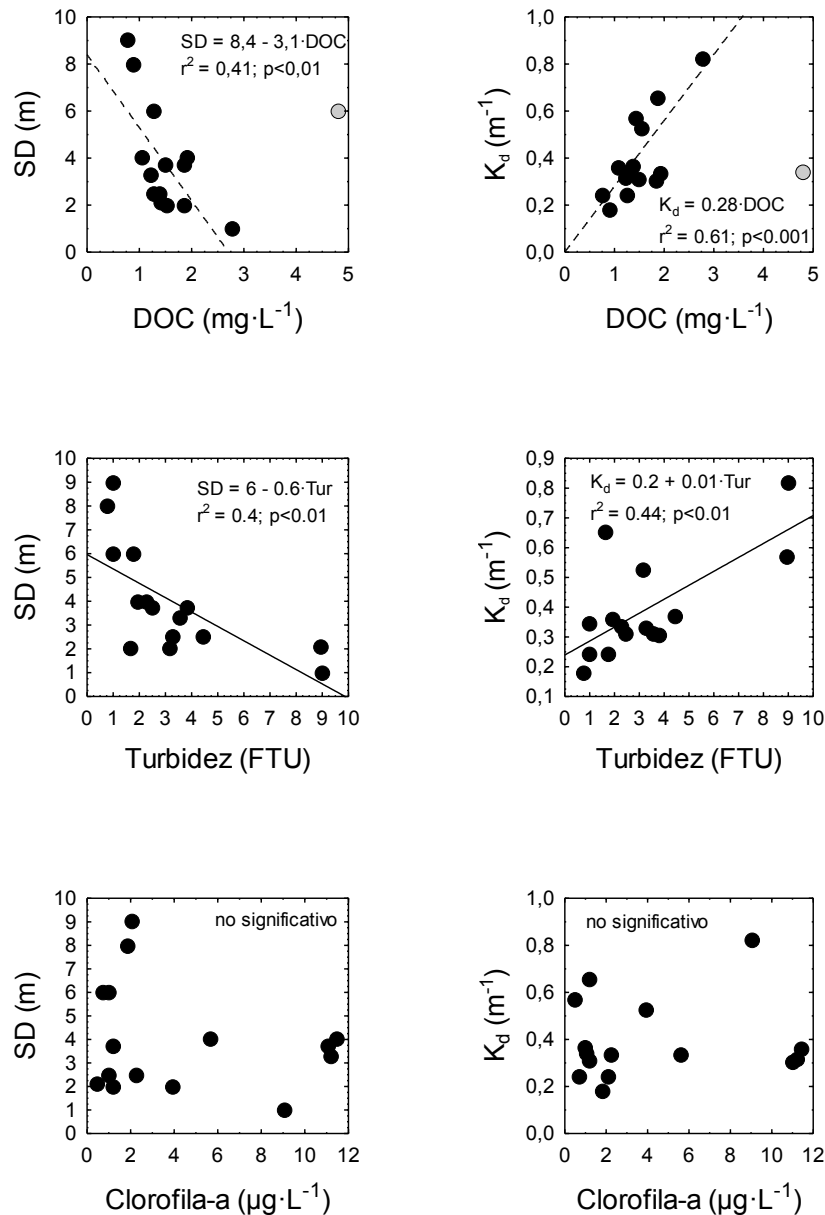


Figura 3 | Relaciones entre SD y K_d como variables dependientes del DOC, la turbidez y la Clorofila-a. Las regresiones con el DOC, en línea discontinua, no incluyen al embalse de Jándula, cuyo valor es considerado un valor atípico.

Para analizar la posible influencia de las características de los embalses y de sus cuencas de captación, mostradas en la Tabla 1, sobre las variables determinantes de la transparencia del agua (turbidez, Clorofila-a y DOC), se realizaron sendos análisis de regresión simple entre ellas. Solamente el año de construcción de los embalses y la superficie de terreno arbolado en la cuenca de captación mostraron efectos significativos positivos sobre el DOC (Tabla 3). La edad del embalse es un parámetro que afecta al contenido en carbono orgánico disuelto. A mayor edad, mayor es la concentración de DOC observada en estos embalses. Este hecho puede estar relacionado con un mayor periodo de acumulación de DOC procedente de la escorrentía. De igual forma, una mayor cobertura arbolada en la cuenca de captación supone un mayor contenido en DOC (Tabla 3).

Tabla 3 | Resultados de los análisis de regresión lineal efectuados para evaluar el efecto de la edad del embalse y de la superficie arbolada de las cuencias de captación sobre el contenido de DOC de los embalses (b=coeficiente de regresión, R²=coeficiente de determinación).

| Fuente de variación | b | Intercepción | Significación (p) | R ² |
|---------------------|-------|--------------|-------------------|----------------|
| Edad del embalse | 0.043 | 0.032 | <0.0005 | 0.65 |
| Área arbolada | 0.001 | 1.192 | <0.05 | 0.35 |

Relacion K_d - SD

La Figura 4 muestra la relación observada entre SD y K_d . El mejor ajuste se obtuvo tras transformación logarítmica según la recta de regresión: $\log K_d = a - b \cdot \log SD$, siendo $a = -0.113$ y $b = -0.615$ ($r^2 = 0.8$; $p < 0.001$), que es equivalente a la siguiente ecuación potencial

$$K_d = \frac{0.771}{SD^{0.615}} \quad (3)$$

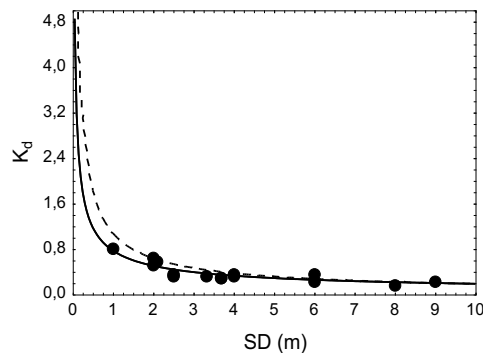


Figura 4 | Relación entre el coeficiente de absorción de luz y la profundidad de visión del disco de Secchi. La línea continua corresponde al ajuste obtenido en el presente trabajo (Ecuación 3) y la línea discontinua al obtenido en 1991 (ver texto).

DISCUSIÓN

Transparencia y zona fótica

A pesar de ser sólo 12 los embalses recogidos en este estudio, presentan un amplio rango de profundidades de visión del disco de Secchi (entre 1 y 9 m) mayor, por ejemplo, que el registrado en 23 lagos, representativos de la diversidad de 167 lagos, del Parque Suwałki de Polonia (entre 1.1 y 6 m) (Borowiak y Borowiak, 2016). Sin embargo, el coeficiente de absorción K_d en esos lagos, varió mucho más (entre 0.44 y 2.0 m⁻¹) que entre nuestros embalses (entre 0.18 y 0.85 m⁻¹). Este hecho pone de manifiesto que K_d y SD se ven afectados de forma diferente por los constituyentes de las aguas naturales que determinan sus propiedades ópticas y que pueden ser diferentes entre distintos lagos. Por eso, el producto $K_d \cdot SD$ no resulta ser un valor generalizable como se pretendió históricamente. El primer valor que se propuso fue de 1.7 (Poole y Atkins, 1929), posteriormente 1.44 (Holmes, 1970) y más tarde 1.16 (French *et al.*, 1982). Como se puede apreciar en la Tabla 2, en nuestro caso, el valor de $K_d \cdot SD$ en cada embalse varía entre 0.82 y 2.16, rango que supera ampliamente los valores propuestos.

Más recientemente Koenings *et al.*, (1991) sugieren que los cambios en el producto $K_d \cdot SD$ dan información sobre las cargas de los constituyentes del agua que modifican la penetración PAR en las aguas naturales y proponen un uso diagnóstico de este producto, ya que incrementos en la turbidez bajan $K_d \cdot SD$ mientras incrementos en el color del agua lo suben. En nuestro caso la variación de $K_d \cdot SD$ concuerda bien con esta idea; los valores más bajos corresponden con embalses como Cubillas y Colomera con altos valores de turbidez mientras que los valores más altos de $K_d \cdot SD$ corresponden a embalses como Rules o Jándula con bajos valores de turbidez (Tabla 2).

Para los ecosistemas acuáticos, en los que la luz regula la mayoría de los procesos internos, la profundidad de la zona fótica (Z_{eu}) es una importante divisoria ecológica definida por el coeficiente de absorción de la luz K_d . Sin embargo, el cálculo de K_d exige instrumentación y procesamiento de los datos. Por eso, se han tratado de utilizar las medidas del disco de Secchi, más simples, como predictoras de la Z_{eu} , estableciendo relaciones empíricas entre medidas pareadas de SD y la Z_{eu} calculada mediante K_d . Así, la Directiva Marco del Agua (DMA) de la Unión Europea propone la relación $Z_{eu} = 2.5 \cdot SD$ (Poikane, 2009). Nuestros resultados (Figura 2) ofrecen una relación algo diferente $Z_{eu} = 1.91 \cdot SD + 6.02$ que predice mejor la zona fótica de nuestros embalses, ya que la relación de la DMA la subestima generalmente (Figura 5). Así pues, simplificando, proponemos la relación $Z_{eu} \sim 2 \cdot SD + 6$ como aproximación para el cálculo de la zona fótica en los embalses del sureste de la Península Ibérica.

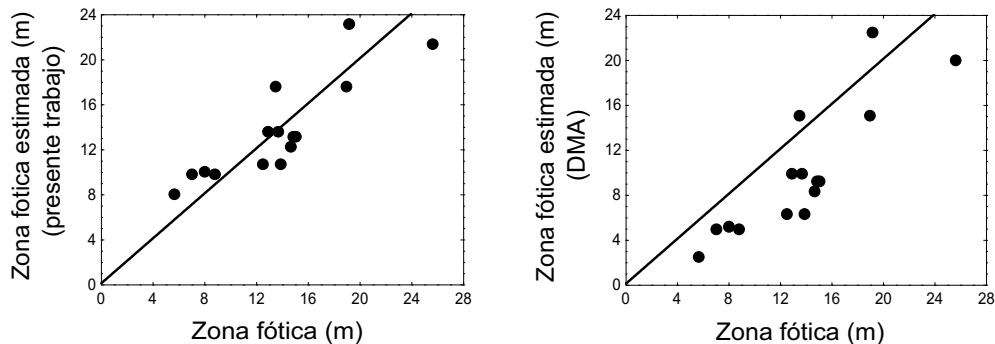


Figura 5 | Relación entre la zona fótica calculada y la estimada según la función obtenida en este trabajo y la recomendada en la Directiva Marco del Agua. Las líneas indican la relación 1:1.

VARIABLES DETERMINANTES DE K_d Y SD

De las tres variables estudiadas como determinantes de las propiedades ópticas de los embalses: Clorofila-a, turbidez y DOC; la turbidez y el DOC mostraron una influencia clara sobre K_d y SD. Estudios clásicos, como el trabajo de Morris *et al.*, (1995) en 65 lagos concluyeron que una gran proporción de la variación de K_d (87-96%) era debida a las diferencias en las concentraciones de DOC. Se sabe que la materia orgánica disuelta es también un factor fundamental en la absorción de la luz de los sistemas acuáticos continentales (Scully y Lean, 1994). En nuestros embalses la influencia del DOC (como estimador de la materia orgánica disuelta), aumentando K_d y disminuyendo SD, también queda de manifiesto. La concentración de DOC medida en el embalse de Jándula es la mayor que hemos medido, y se desmarca claramente del resto de los embalses en su influencia sobre las propiedades ópticas, absorbiendo menos luz de la que debería (Figura 2). Puesto que la antigüedad y la cantidad de área arbolada incrementan la cantidad de DOC (Tabla 3) el hecho de que Jándula sea el embalse más antiguo y con mayor área de arbolado en su cuenca de captación sugiere que la fotodegradación (blanqueo por radiación solar) (Reche, *et al.*, 2000) pueda tener algún papel en la alteración de las propiedades ópticas del DOC de este embalse.

En nuestro trabajo también es importante el efecto de la turbidez, aunque con pendientes de la regresión un orden de magnitud menor. Otros estudios recientes muestran a la turbidez como el principal factor que afecta a ambas propiedades ópticas. Así, en 26 lagos y embalses del noreste de China el principal factor que explica las variaciones en K_d (que osciló entre 0.45 y 15.04 m^{-1}) fue la turbidez y solamente en lagos excepcionalmente claros se encuentra que K_d dependa de la Clorofila o de la materia orgánica disuelta de naturaleza cromofórica (Ma *et al.*, 2016). Igualmente en el trabajo de Borowiak y Borowiak (2016), citado previamente, también la turbidez fue la variable que mejor explicó la variación en K_d . El hecho de que las propiedades ópticas de nuestros embalses muestren una dependencia clara de la cantidad de material en suspensión, que determina la turbidez, a pesar de tener unos valores de absorción de luz mucho menores y menos variables que en estos trabajos, subraya la importancia de estos materiales como condicionantes de la calidad del agua en nuestra área.

La clorofila-a como indicador de la cantidad de fitoplancton es también un factor principal en la absorción de luz de los sistemas acuáticos. Sin embargo, en nuestro estudio la concentración de clorofila-a tiene escasa variabilidad entre embalses, entre 0.5 $\mu g \cdot L^{-1}$ y 11.5 $\mu g \cdot L^{-1}$ aproximadamente (Tabla 2), que es un margen escaso para que se manifieste. Así, trabajos en los que la influencia de la clorofila-a es patente tienen mayores rangos de variación entre sistemas como, por ejemplo, en 31 lagos polacos en

los que la clorofila-a varió entre $1.5 \mu\text{g L}^{-1}$ y $174.4 \mu\text{g L}^{-1}$ (Dzieszko y Zwoliński, 2015). Entre nuestros embalses es destacable el cambio producido en el embalse de Cubillas. En el año 1988/89 este embalse tenía unos valores medios de clorofila-a de $33 \mu\text{g L}^{-1}$ y llegaba a tener máximos superiores a $80 \mu\text{g L}^{-1}$ (Morales-Baquero *et al.*, 1991) que contrastan con el valor mucho menor observado en este trabajo (Tabla 2).

Por último, destacar que los datos que se recogen en este trabajo se refieren en su mayoría a la época de mezcla. Esto podría justificar en parte la importancia de la turbidez, y al mismo tiempo, que la concentración de clorofila-a no muestre una relación significativa con K_d y SD. Futuros trabajos, en los que se incluyan ambas condiciones (mezcla y estratificación) podrán discernir mejor esta cuestión.

Relacion K_d -SD

Dada la simplicidad de las medidas con el disco de Secchi, su uso como predictor de K_d se puede optimizar obteniendo relaciones empíricas en grupos de aguas naturales homogéneas en cuanto a las características que afectan a las propiedades ópticas (Devlin *et al.*, 2008). Estos autores obtienen coeficientes de regresión para la relación logarítmica entre SD y K_d , en aguas marinas de transición (estuarios) (-1.029) y aguas libres y/o costeras (-0.861), estas con menor cantidad de material particulado en suspensión. El coeficiente de regresión obtenido por nosotros (-0.615) es menor que el obtenido por estos autores indicando, probablemente, una menor influencia del material particulado en suspensión. En un trabajo anterior (Morales-Baquero *et al.*, 1991) se realizó un seguimiento mensual, durante un año, de las propiedades ópticas de cuatro embalses del río Genil, dos de los cuales, Cubillas y Bermejales también están en el presente trabajo. En aquella ocasión el coeficiente de regresión obtenido para la relación logarítmica entre SD y K_d fue de -0.765 pero con rangos mucho mayores de variación en SD y K_d , que tuvieron valores tan bajos de SD como 0.2 m y tan altos de K_d que alcanzó 5.1 m^{-1} , debidos fundamentalmente a las condiciones tróficas del embalse de Cubillas, mucho peores en aquellos años. En la Figura 4, hemos dibujado también la función correspondiente y, como se puede apreciar, ambas ofrecen buenos ajustes, sobre todo para valores de SD superiores a 1 m. Esto permite avalar el uso de estas ecuaciones en nuestros embalses.

CONCLUSIONES

La medida simultánea del coeficiente de extinción vertical de la luz (K_d) y de la profundidad de visión del disco de Secchi (SD) en 12 embalses del sureste peninsular permite constatar que el producto de $K_d \cdot \text{SD}$ varía ampliamente entre los sistemas estudiados, indicando que ambos parámetros resultan afectados diferencialmente por los constituyentes de las aguas naturales que determinan sus propiedades ópticas. En concreto, de los tres de estos constituyentes estudiados en el presente trabajo: clorofila-a, turbidez y carbono orgánico disuelto (DOC), la turbidez y, especialmente, el DOC afectan a dichas propiedades ópticas. Este último muestra una mayor influencia sobre el K_d que sobre el SD, de acuerdo con los coeficientes de determinación en las ecuaciones de regresión que relacionan el DOC con K_d ($r^2=0.56$) y con SD ($r^2=0.42$). Nuestros resultados indican que la antigüedad del embalse y la cantidad de superficie arbolada en la cuenca de captación aumentan la concentración de DOC, lo que debe ser tenido en cuenta cuando se evalúe la influencia de este importante constituyente de las aguas naturales sobre la penetración de la luz en los embalses.

A pesar de la diferente influencia de los constituyentes de las aguas naturales sobre K_d y SD, y asumiendo cierta homogeneidad regional en las características que afectan a las propiedades ópticas de las aguas de los embalses estudiados, la robusta regresión obtenida para la relación logarítmica de K_d sobre SD, con coeficiente de determinación $r^2=0.8$ y coeficiente de regresión $b=-0.615$, permiten usar a SD como estimador de K_d en estos embalses, especialmente cuando los valores de SD son superiores a 1 m.

Finalmente, la relación obtenida entre SD y Z_{eu} en el conjunto de los embalses estudiados permite proponer la aproximación $Z_{eu} \text{ (m)} \approx 2 \cdot \text{SD (m)} + 6$ como una mejor estima de la zona fótica en los embalses del sureste de la Península Ibérica.

AGRADECIMIENTOS

La financiación para el presente trabajo fue obtenida del Ministerio de Economía y Competitividad, referencia: CGL2014-52362-R y fondos FEDER. E.L-P. cuenta con un contrato predoctoral de Formación del Profesorado Universitario (FPU014/02917). Los autores agradecen a los revisores los comentarios recibidos sobre el texto original al que han ayudado a mejorar.

REFERENCIAS

- APHA. 1998. *Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association
- Borowiak, D., Borowiak, M. 2016. Comparative studies of underwater light regimes in lakes of the East-Suwałki Lakeland. *Limnological Review*, 16(4), 173-183. <https://doi.org/10.1515/limre-2016-0019>
- Canteras, J.C., Pérez, L., León, P., Lorda, T. 1999. Efecto de la radiación luminosa en la desaparición de *Escherichia coli* (T90) en medio acuático. Estudio experimental. *Ingeniería del Agua*, 6(3), 269-274. <https://doi.org/10.4995/ia.1999.2791>
- Carlson, R.E. 1977. A trophic index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22, 361-369. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>
- Devlin, M.J., Barry, J., Mills, D.K., Gowen, R.J., Foden, J., Sivyver, D., Greenwood, N., Pearce, D., Tett, P. 2009. Estimating the diffuse attenuation coefficient from optically active constituents in UK marine waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82, 73-83. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.12.015>
- Dzieszko, P., Zwoliński, Z. 2015. Trophic diversity of Poznań Lakeland lakes. *Limnological Review*, 15(2), 61-69. <https://doi.org/10.2478/limre-2015-0007>
- French, R.H., Cooper, J.J., Vigg, S. 1982. Secchi disk relationships. *Water Resources Bulletin*, 18, 121-123. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1982.tb04538.x>
- Holmes, R.W. 1970. The Secchi disk in turbid coastal waters. *Limnology and Oceanography*, 15, 688-694. <https://doi.org/10.4319/lo.1970.15.5.0688>
- Koenings, J.P., Edmundson, J.A., 1991. Secchi disk and photometer estimates of light regimes in Alaskan lakes: effects of yellow color and turbidity. *Limnology and Oceanography* 36, 91-105. <https://doi.org/10.4319/lo.1991.36.1.0091>
- Ma, J., Song, K., Wen, Z., Zhao, Y., Shang, Y., Fang, C., Du, J. 2016. Spatial Distribution of Diffuse Attenuation of Photosynthetic Active Radiation and Its Main Regulating Factors in Inland Waters of Northeast China. *Remote Sensing*, 8, 964. <https://doi.org/10.3390/rs8110964>
- Morales-Baquero, R., Conde-Porcuna, J., Pérez-Martínez, C., Cruz-Pizarro, L. 1991. Vertical light attenuation in four reservoirs of Genil River (Granada, Spain). *Proceedings of the 17th International Congress on Large Dams (ICOLD)* (Q64, R9), 137-148.
- Morris, D.P., Zagarese, H., Williamson, C.E., Balseiro, E.G., Hargreaves, B.R., Modenutti, B., Moeller, R., Queimalinos, C. 1995. The attenuation of solar UV radiation in lakes and the role of dissolved organic carbon. *Limnology and Oceanography*, 40(8), 1381-1391. <https://doi.org/10.4319/lo.1995.40.8.1381>
- Poikane, S. 2009. *Water Framework Directive. Intercalibration Technical Report. Part 2: Lakes*. Office for Official Publications of the European Communities. Luxemburgo.
- Poole, H.H., Atkins, W.R. 1929. Photo-electric measurements of submarine illumination throughout the year. *Journal of Marine Biological Association U.K.* 16, 297-394. <https://doi.org/10.1017/S0025315400029829>
- Prats-Rodríguez, J., Morales-Baquero, R., Dolz-Ripollés, J., Armengol-Bachero, J. 2014. Aportaciones de la limnología a la gestión de embalses. *Ingeniería del Agua*, 18(1), 83-97. <https://doi.org/10.4995/ia.2014.3145>

Rodríguez, J. 2016. *Ecología*. Pirámide. Madrid.

Reche, I., Pace, M.L., Cole, J.J. 2000. Modeled Effects of Dissolved Organic Carbon and Solar Spectra on Photobleaching in Lake Ecosystems. *Ecosystems*, 3, 419-432.

Scully N.M., Lean, D.R.S. 1994. The attenuation of ultraviolet light in temperate lakes. *Ergebnisse der Limnologie*, 43,135-144.

Tundisi, J.C., Matsumura-Tundisi, T. 2011. *Limnology*. CRC Press, Boca-Ratón.USA.