

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

Elizabeth León-Palmero<sup>a1</sup>, Isabel Reche<sup>a2</sup> y Rafael Morales-Baquero<sup>a3</sup>

<sup>a</sup>Instituto del Agua y Departamento de Ecología, Universidad de Granada, 18071 Granada  
e-mail: <sup>a1</sup>[eleonpalmero@ugr.es](mailto:eleonpalmero@ugr.es) <sup>a2</sup>[ireche@ugr.es](mailto:ireche@ugr.es) <sup>a3</sup>[rmorales@ugr.es](mailto:rmorales@ugr.es)

Línea temática B | Hidrología, usos y gestión del agua.

## RESUMEN

Este trabajo estudia los valores del coeficiente de extinción vertical de la luz ( $K_d$ ) y de la profundidad de visión del disco de Secchi (SD), mediante medidas pareadas, en un conjunto de 12 embalses del sureste de la Península Ibérica que difieren en sus características físicas químicas y tróficas. Se analizan las relaciones encontradas para evaluar la utilidad del SD como predictor de la zona fótica (Zeu) calculada mediante  $K_d$  y se propone la expresión  $Zeu \sim 2 \cdot SD + 6$  como una mejor estima de la zona fótica en estos embalses. Además se investiga la influencia de la clorofila-a, turbidez y carbono orgánico disuelto (DOC) sobre las propiedades ópticas de las aguas de los embalses, de las cuales la turbidez aparece como la principal variable que afecta 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; propiedades ópticas; zona fótica; embalses.

## INTRODUCCIÓN

La penetración de la radiación solar fotosintéticamente activa (PAR) en los sistemas acuáticos determina su estructura vertical en cuanto a la capacidad neta de producir o descomponer materia orgánica y es, por tanto, un factor fundamental en el funcionamiento de estos sistemas. 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 según el uso y gestión humanos que se hace de ella. 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).

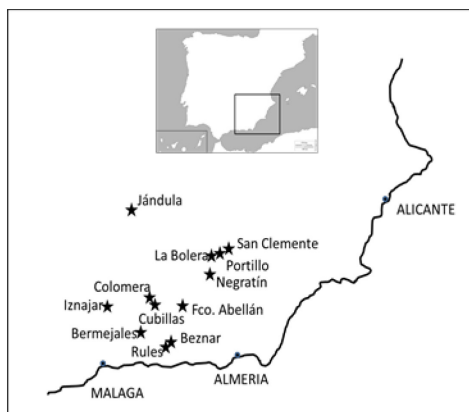


Figura 1.- Localización de los embalses estudiados

La transparencia de los sistemas acuáticos se mide habitualmente mediante la profundidad de visión del disco de Secchi (SD) o mediante radiómetros subacuáticos para calcular el coeficiente de extinción vertical de la luz ( $K_d$ ). Ambos métodos se

V Jornadas de Ingeniería del Agua. 24-26 de Octubre. A Coruña

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 (*Zeo*). 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 and 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  $K_d \cdot SD$ . 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; Rodriguez, 2016).

El propósito de este trabajo es el de estudiar las propiedades ópticas de un conjunto de 12 embalses del sur-este de la Península Ibérica, que difieren en sus características físicas, químicas y tróficas, para: a) evaluar la diversidad 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 b) analizar las relaciones entre las propiedades ópticas de los embalses y constituyentes del agua ópticamente relevantes como la turbidez, la clorofila-a (Chl-a) y la 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 morfológicas y de sus correspondientes cuencas de captación. La selección de los embalses se realizó con la intención tener un amplio espectro de condiciones tróficas, tamaño y antigüedad. 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.

**Tabla 1.-** Algunas características de los embalses estudiados y de sus cuencas de captación: superficie cultivada (Sup. Cult.) y superficie arbolada (Sup. Arb.)

Embalse	Año construcción	Altitud (m)	Volumen (hm <sup>3</sup> )	Superficie (ha)	C. captación (km <sup>2</sup> )	Sup. Cult. (km <sup>2</sup> )	Sup. Arb. (km <sup>2</sup> )
Cubillas	1956	640	19	194	647	417	166
Colomera	1990	810	40	249	237	146	65
Negratin	1984	618	567	2170	3765	1698	1304
La Bolera	1967	950	53	265	163	5	139
Bermejales	1958	852	103	562	281	84	133
Iznajar	1969	425	981	2522	4714	2752	984
Fco. Abellán	1991	942	58	231	193	27	117
Béznar	1986	486	53	170	347	110	122
San Clemente	1990	1050	118	622	153	18	101
El Portillo	1999	920	33	143	113	4	62
Rules	2003	239	111	309	1078	254	350
Jándula	1932	350	322	1350	2245	427	1350

En cada embalse, en un punto generalmente cercano a la presa, se tomaron medidas de: penetración de la luz PAR ( $\mu\text{Einsteins m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ), mediante un sensor esférico LI-COR® (modelo LI-193R); turbidez (FTU) mediante un sensor Seapoint y fluorescencia ( $\mu\text{g Chl-a L}^{-1}$ ) mediante un fluorímetro Turner® SCUFA (modelo CYCLOPS-7) calibrado para la medida de clorofila-a. Estos tres 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 tres sensores mas la temperatura. 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

$$\ln I_z = \ln I_0 - K_d \cdot z \quad (1)$$

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

$$Z_{eu} = \ln(0.01)/K_d \quad (2)$$

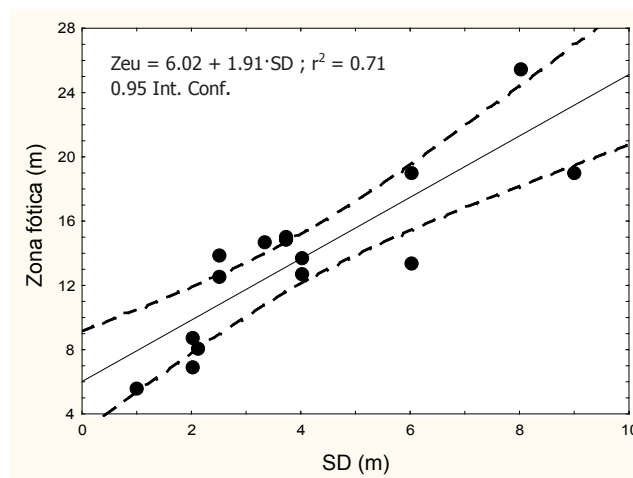
El carbono orgánico disuelto (DOC) se midió a partir de muestras obtenidas a diferentes profundidades (de 6 a 8 puntos) con una botella UWITEC de 5 L de capacidad. Las profundidades se establecieron de acuerdo con los perfiles térmico y luminoso obtenidos procurando reflejar la heterogeneidad vertical observada. 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 purgaron durante 20 minutos para eliminar el carbono inorgánico.

El análisis de las cuencas de captación se realizó mediante ArcGIS (ESRI Maps versión 10.2), utilizando las bases de datos de: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente; Infraestructura de Datos Espaciales de Andalucía (IDEA Andalucía) y Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM).

## 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  $0.18 \text{ m}^{-1}$  en El Portillo y  $0.82 \text{ m}^{-1}$  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  $K_d \cdot SD$  también varió considerablemente entre 0.82 y 2.16.

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 bandas 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  $1.9 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$  durante la estratificación en Béznar, y un máximo de  $17.1 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$  en San Clemente (Tabla 2). Es de notar que, en aquellos embalses que se han muestreado en periodos de estratificación y mezcla, los valores más altos de clorofila-a corresponden al periodo de mezcla. La turbidez alcanza un mínimo de 0.77 FTU en el embalse del Portillo y un máximo de 9.02 FTU en el embalse de Cubillas, mientras el DOC varía entre  $0.77 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  en Rules y un máximo de  $4.80 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  en el embalse de Jándula; sin embargo, este valor se desmarca claramente del rango observado en el resto de embalses (Tabla 2).

**Tabla 2.-** Profundidad de visión del disco de Secchi (SD), coeficiente de absorción de la luz ( $K_d$ ), zona eufótica (Zeu), 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)	$K_d$ ( $m^{-1}$ )	$K_d$ -SD	$Z_{eu}$ (m)	Clorofila-a ( $\mu g \cdot L^{-1}$ )	Turbidez (FTU)	DOC ( $mg \cdot L^{-1}$ )
Cubillas	1.0	0.82	0.82	5.6	5.9	9.02	2.78
Colomera	2.1	0.57	1.20	8.1	5.8	8.94	1.42
Negratin	3.7	0.30	1.11	15.1	5.4	3.81	1.85
La Bolera	6.0	0.24	1.44	19.0	11.0	1.79	1.27
Bermejales	3.3	0.31	1.02	14.7	8.9	3.55	1.22
Iznajar	4.0-2.0	0.34-0.65	1.36-1.3	13.8-7.0	3.9-6.3	2.27-1.66	1.92-1.87
Fco. Abellán	2.5-2.5	0.33-0.37	0.82-0.93	13.9-12.5	4.8-11.9	3.26-4.45	1.27-1.39
Béznar	4.0-2.0	0.36-0.52	1.44-1.04	12.8-8.8	1.9-7.9	1.93-3.16	1.07-1.54
San Clemente	3.7	0.31	1.15	14.9	17.1	2.49	1.50
El Portillo	8.0	0.18	1.44	25.6	7.7	0.77	0.90
Rules	9.0	0.24	2.16	19.2	5.3	0.98	0.77
Jándula	6.0	0.34	2.04	13.4	6.7	0.99	4.80

La figura 3 muestra las relaciones entre SD y  $K_d$  como variables dependientes de la clorofila-a, de la turbidez y del DOC. Tan solo la turbidez muestra un efecto significativo sobre SD, negativo, y sobre  $K_d$ , positivo. Sin embargo, si se excluye el pantano de Jándula, también el DOC muestra una relación significativa y negativa sobre el SD y positiva sobre  $K_d$ . La clorofila-a no mostró efecto alguno sobre SD ni sobre  $K_d$ .

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, Chl-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 sobre el DOC, negativos en el primer caso y positivos en el segundo (Tabla 3)

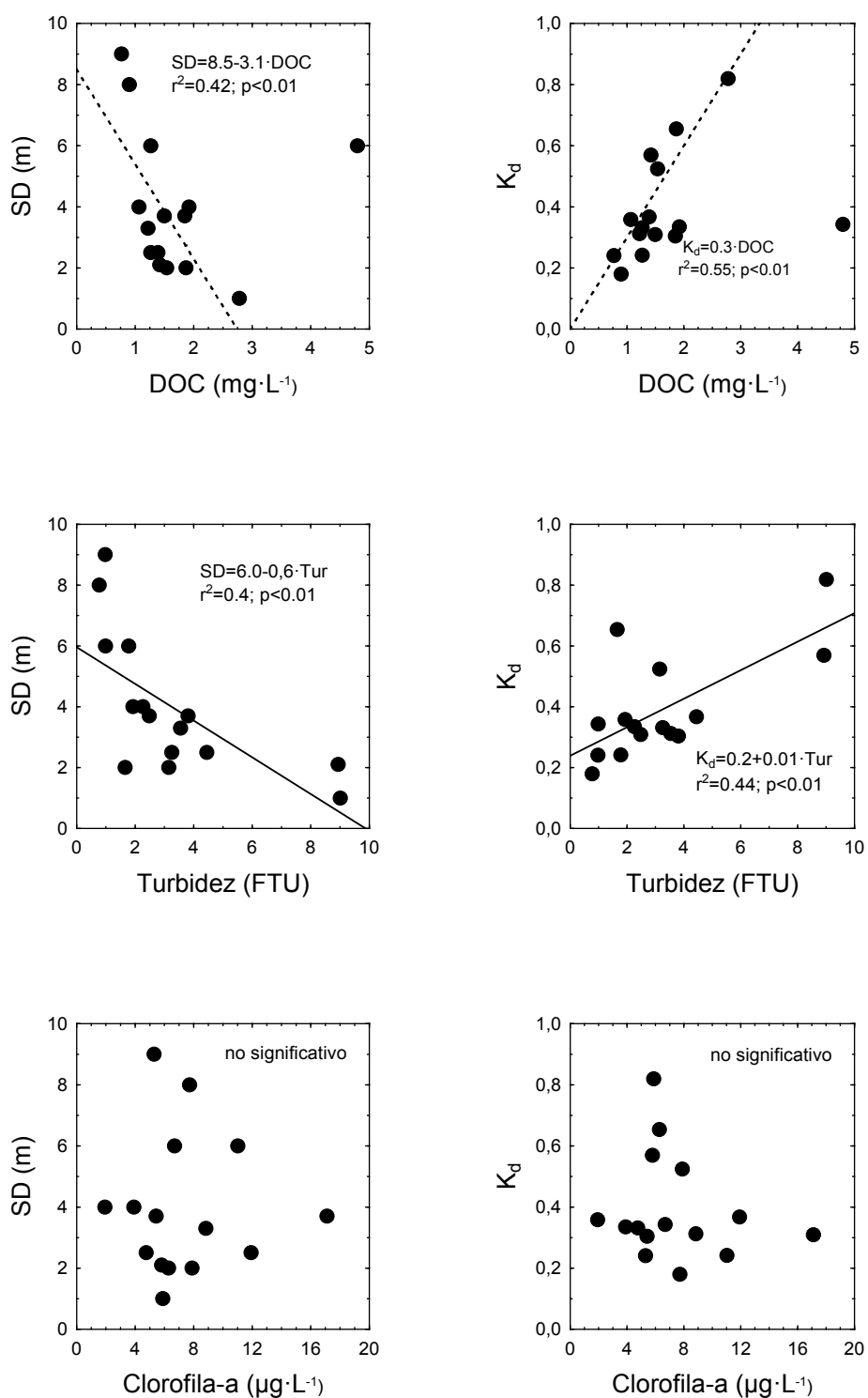
**Tabla 3.-** Resultados de los análisis de regresión efectuados para evaluar el efecto del año de construcción y de la superficie arbolada de las cuencas de captación sobre el contenido en DOC de los embalses (b= coeficiente de regresión;  $r^2$ = coeficiente de determinación)

Fuente de variación	b	Intercepción	Significación (p)	$r^2$
Año construcción	-0.042	85.0	<0.001	0.644
Área arbolada	0.001	1.17	<0.05	0.354

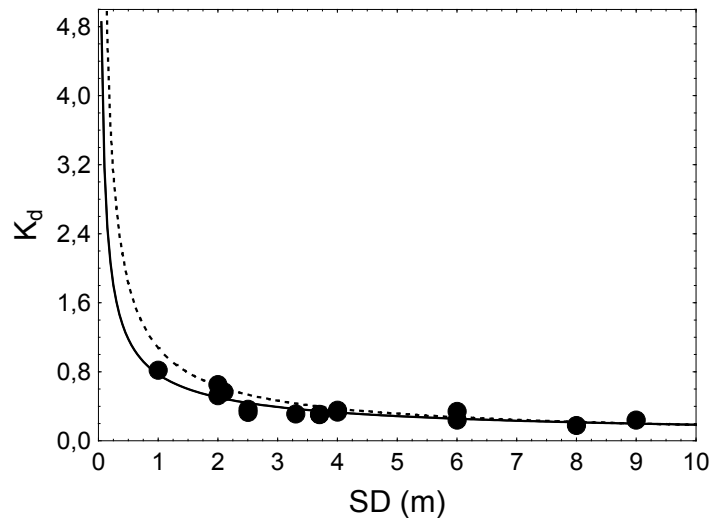
## Relacion $K_d$ - SD

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 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, claramente desmarcado.



**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).

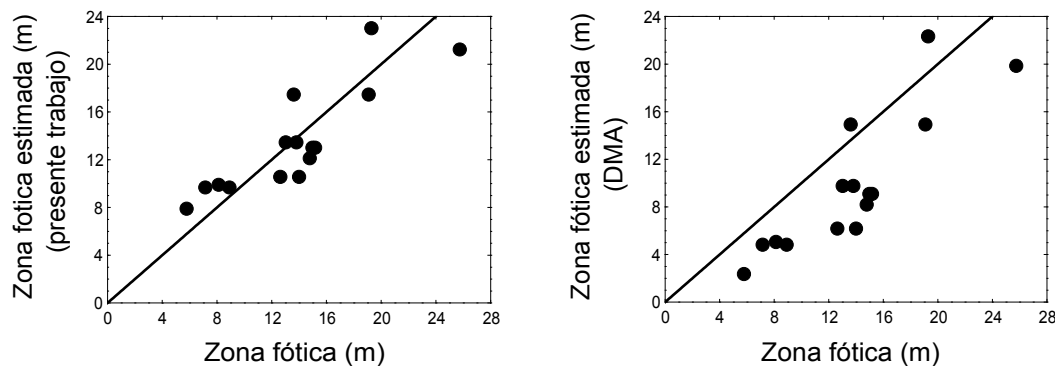
## DISCUSION

### 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 mas (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 mas 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 varia ente 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 mas bajos corresponden con embalses como Cubillas y Colomera con altos valores de turbidez mientras que los valores mas 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 (*Zeü*) 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 *Zeü*, estableciendo relaciones empíricas entre medidas pareadas de SD y la *Zeü* calculada mediante  $K_d$ . Así, la Directiva Marco del Agua (DMA) de la Unión Europea propone la relación  $Zeü \sim 2.5 \cdot SD$  (Poikane, 2009). Nuestros resultados (Figura 2) ofrecen una relación algo diferente  $Zeü = 1.91 \cdot SD + 6.02$  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  $Zeü \sim 2 \cdot SD + 6$  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: Cl-a, turbidez y DOC, únicamente la turbidez mostró una influencia clara sobre  $K_d$  y SD. Este resultado está de acuerdo con otros estudios recientes que 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  $\text{m}^{-1}$ ) fue la turbidez y solamente en lagos excepcionalmente claros se encuentra que  $K_d$  dependa de la Clorofila o del CDOM (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.

Por otro lado, se sabe que la materia orgánica disuelta es también un factor fundamental en la absorción de la luz de los sistemas acuáticos continentales (Scully 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 si se excluye el embalse de Jándula. Este embalse, que tiene la mayor cantidad de DOC que hemos medido, 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 el fotoblanqueo (blanqueo por radiación solar) (Reche, et al. 2000) pueda tener algún papel en la alteración de las propiedades ópticas del DOC de este embalse.

La Chl-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 Chl-a tiene escasa variabilidad entre embalses, entre 2 y 17  $\mu\text{g L}^{-1}$  aproximadamente (Tabla 2), que es un margen escaso para que se manifieste. Así, trabajos en los que la influencia de la Chl-a es patente tienen mayores rangos de variación entre sistemas como, por ejemplo, en 31 lagos polacos en los que la Chl-a varió entre 1.5  $\mu\text{g L}^{-1}$  y 174.4  $\mu\text{g L}^{-1}$  (Dziesko 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 Chl-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).

## Relación $K_d$ - 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  $5.1 \text{ m}^{-1}$ , 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 relación observada entre  $K_d$  y SD en el conjunto de los embalses estudiados permite proponer la aproximación  $\text{Zeu} \sim 2 \cdot \text{SD} + 6$  como una mejor estimación de la zona fótica en los embalses del sur-este de la Península Ibérica.

De los tres componentes de las aguas naturales estudiados que afectan a la transparencia y al coeficiente de absorción de luz: clorofila-a, turbidez y carbono orgánico disuelto, la turbidez es la principal variable que afecta a dichas propiedades ópticas.

La 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 los embalses estudiados.

---

## AGRADECIMIENTOS

La financiación para el presente trabajo fue obtenida del Ministerio de Economía y Competitividad, referencia: CGL2014-52362-R

---

## REFERENCIAS

- Borowiak, D., Borowiak, M. 2016. Comparative studies of underwater light regimes in lakes of the East-Suwałki Lakeland. *Limnological Review* 16, 4: 173–183. doi: 10.1515/limre-2016-0019.
- Carlson, R.E. 1977. A trophic index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22: 361-369.
- Devlin, M.J.; Barry, J.; Mills, D.K.; Gowen, R.J.; Foden, J.; Sivyer, 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.
- Dziesko, P., Zwoliński, Z. 2015. Trophic diversity of Poznań Lakeland lakes. *Limnological Review* 15, 2: 61-69. doi: 10.2478/limre-2015-0007.
- French, R.H., Cooper, J.J. y Vigg, S. 1982. Secchi disk relationships. *Water Resources Bulletin* 18: 121-123.
- Holmes, R.W. 1970. The Secchi disk in turbid coastal waters. *Limnology and Oceanography* 15: 688-694.
- Ma, J., Song, K., Wen, Z., Zhao, Y., Shang, Y., Fang, C. and 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; doi:10.3390/rs8110964.
- Morales-Baquero, R., Conde-Porcuna, J., Pérez-Martínez, 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.



- 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.
- 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.
- Rodríguez, J. 2016. *Ecología*. Pirámide. Madrid.
- Reche, I; Pace, M.L. y 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. y Lean D.R.S. 1994. The attenuation of ultraviolet light in temperate lakes. *Ergebnisse der Limnologie* 43:135–44
- Tundisi, J.C. y Matsumura-Tundisi, T., 2011. *Limnology*. CRC Press, Boca-Ratón. USA.