

**ESTUDIO HIDROGEOLÓGICO SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA Y LOS  
POSIBLES FOCOS DE CONTAMINACIÓN EN EL ENTORNO DEL PARQUE  
NACIONAL DE LAS TABLAS DE DAIMIEL**

**(GESTEC 2482)**

**INFORME FINAL**

**Mayo 2017**



**ESTUDIO HIDROGEOLÓGICO SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA Y LOS  
POSIBLES FOCOS DE CONTAMINACIÓN EN EL ENTORNO DEL PARQUE  
NACIONAL DE LAS TABLAS DE DAIMIEL**

**Informe final**

**Informe elaborado por:**

**Enrique López Pamo**

**Esther Santofimia Pastor**

**José María Ruiz Hernández**

**Miguel Mejías Moreno**

**Responsables del proyecto:**

**Miguel Mejías Moreno**

**José María Ruiz Hernández**



## ÍNDICE

### 1.- INTRODUCCIÓN

### 2.- ÁREA DE ESTUDIO

### 3.- MATERIAL Y MÉTODOS

3.1.- Diseño experimental para el estudio del medio hídrico del humedal

3.2.- Limnología físico-química del humedal

3.3.- Metodología analítica

3.4.- Normativa hidroquímica de referencia para la valoración del estado ambiental

### 4.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1.- Hidroquímica de los aportes hídricos superficiales

4.2.- Hidroquímica del humedal

4.3.- Hidroquímica de las aguas subterráneas

4.4.- Físico-química de la columna de agua

4.5.- Radiación PAR sobre el fondo del humedal

### 5.- CONCLUSIONES

### 6.- AGRADECIMIENTOS

### REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS



## 1.- INTRODUCCIÓN

Las Tablas de Daimiel son un humedal ribereño, de tipo tabla fluvial. Su funcionamiento depende de aportes hídricos superficiales, procedentes de los ríos Azuer y Gigüela, de carácter estacional y muy irregulares, y de aportes subterráneos, a través del cauce del río Guadiana cuyo caudal se genera a partir de surgencias de agua subterránea (Ojos del Guadiana), localizadas en un tramo de unos 15 km desde el nacimiento del río hasta el humedal (fig. 1a). El río Gigüela aporta agua de carácter más salino (~5 mS/cm), de naturaleza sulfatada cálcica, que el agua subterránea del Guadiana (~2 mS/cm), de naturaleza sulfatada-bicarbonatada cálcica (Cirujano y Álvarez-Cobelas, 1998; INYPSA, 1990).

Tanto el humedal como los cauces de ambos ríos han sufrido afecciones antrópicas a lo largo de los siglos. Hay yacimientos arqueológicos de la Edad de Bronce (4100-3200 BP), que incluyen pozos para abastecimiento de agua subterránea, ubicados en los cauces y el humedal (Martín Morales et al., 1993; Aranda et al., 2008; Benítez de Lugo and Mejías, 2017; Mejías et al., 2015). Entre el nacimiento del río Guadiana (Ojos del Guadiana) y el humedal, se tiene constancia de la existencia de nueve antiguos molinos, cada uno con su azud, los más antiguos datan del s. XII (Moreno, 2014) y algunos se mantuvieron en funcionamiento hasta mediados del s. XX. Los primeros proyectos de desecación del humedal datan de mediados del s. XVIII, pero desde entonces y hasta bien entrado el s. XX solo se actúa rebajando la altura de los azudes de los molinos (Moreno, 2005). En 1965 se inician las obras de drenaje, y en 1971 se alcanza el total vaciado de las tablas fluviales.

El incremento de la presión mediática a nivel nacional y el inicio de una campaña internacional de protesta, para evitar la desaparición del humedal, hacen que en 1973 las tablas fluviales de Daimiel sean declaradas Parque Nacional, con una superficie inicial de 1.875 hm<sup>2</sup>. En 1980 se declara Reserva de la Biosfera de la Mancha Húmeda. En 1982 es declarado humedal de importancia internacional del convenio de Ramsar, y es Zona de Especial Protección de las Aves según la Directiva europea 79/409/CEE.

Por tanto, el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel (PNTD) nace ya fuertemente alterado, con respecto a sus condiciones naturales de drenaje superficial, a lo que habría que añadir un intenso aprovechamiento de las aguas subterráneas con fines agrícolas, que da lugar a un descenso del nivel piezométrico de unos 35 m en el periodo 1980/96 (Mejías, 2012).

En 1983 deja de manar el agua en Los Ojos del Guadiana, quedando el humedal sin su principal aporte de agua. El río no volvería a resurgir hasta el año 2012, en que después de una importante secuencia climatológica húmeda vuelve a drenar al acuífero con un caudal en torno a un 10-20 % del que tenía en régimen natural.

Para intentar paliar esta situación de escasez hídrica, a partir de la década de 1980, se realizan diversas actuaciones que transforman todavía más el humedal. Así, en 1985 se construye una

presa en el tramo final de las tablas fluviales (Puente Navarro), para retener el agua y que se mantenga una superficie mínima inundada. Se aprueban diversos trasvases de agua, entre los años 1988 y 2009, procedentes de la cuenca del río Tajo, con volúmenes entre 6 y 20 Mm<sup>3</sup> anuales, y se construye otra presa en 1987, la del Morenillo, en el tramo intermedio del Parque, para facilitar que el agua de estos trasvases inunde una mayor extensión (fig. 1b).

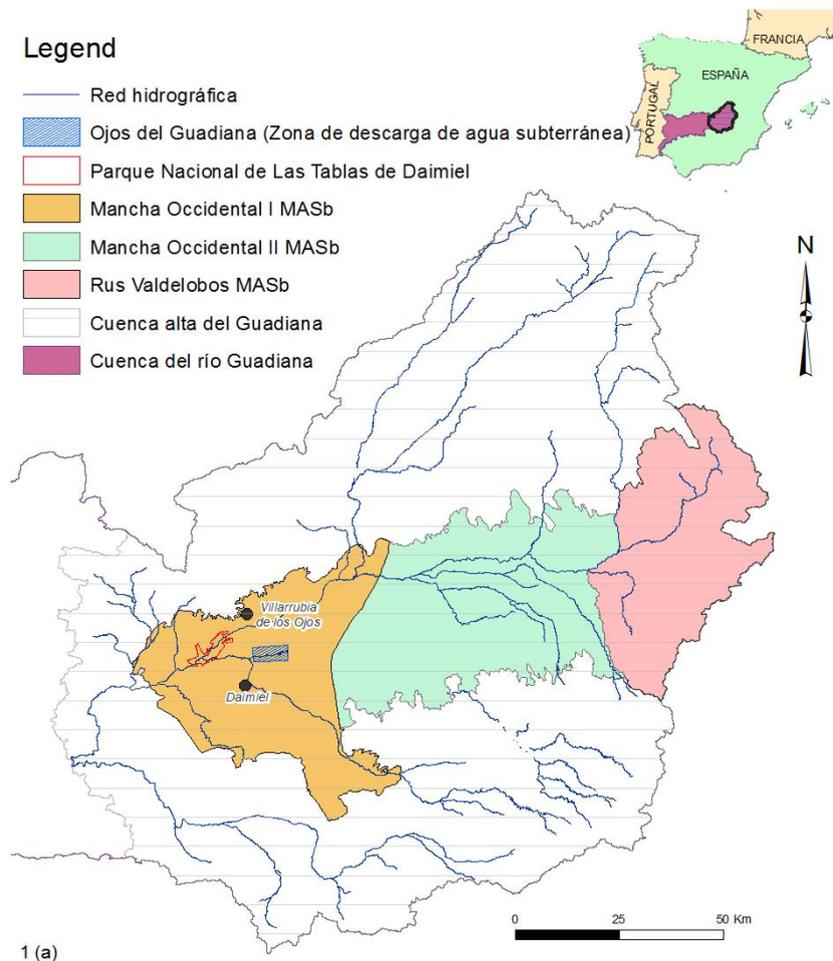


Figura 1a.- Cuenca alta del río Guadiana y localización de la zona de estudio.

En el PNTD también hay problemas de calidad del agua por la contaminación difusa que producen las prácticas agrarias y especialmente por el vertido ocasional de aguas con alta carga orgánica a los ríos Gigüela y Guadiana, por insuficiencia o mal funcionamiento de las estaciones depuradoras de aguas residuales de núcleos urbanos próximos, o por vertidos incontrolados de industrias agroalimentarias, más frecuentes en épocas de intensas lluvias ([comunicación personal Dirección del Parque Nacional, 2016](#)).

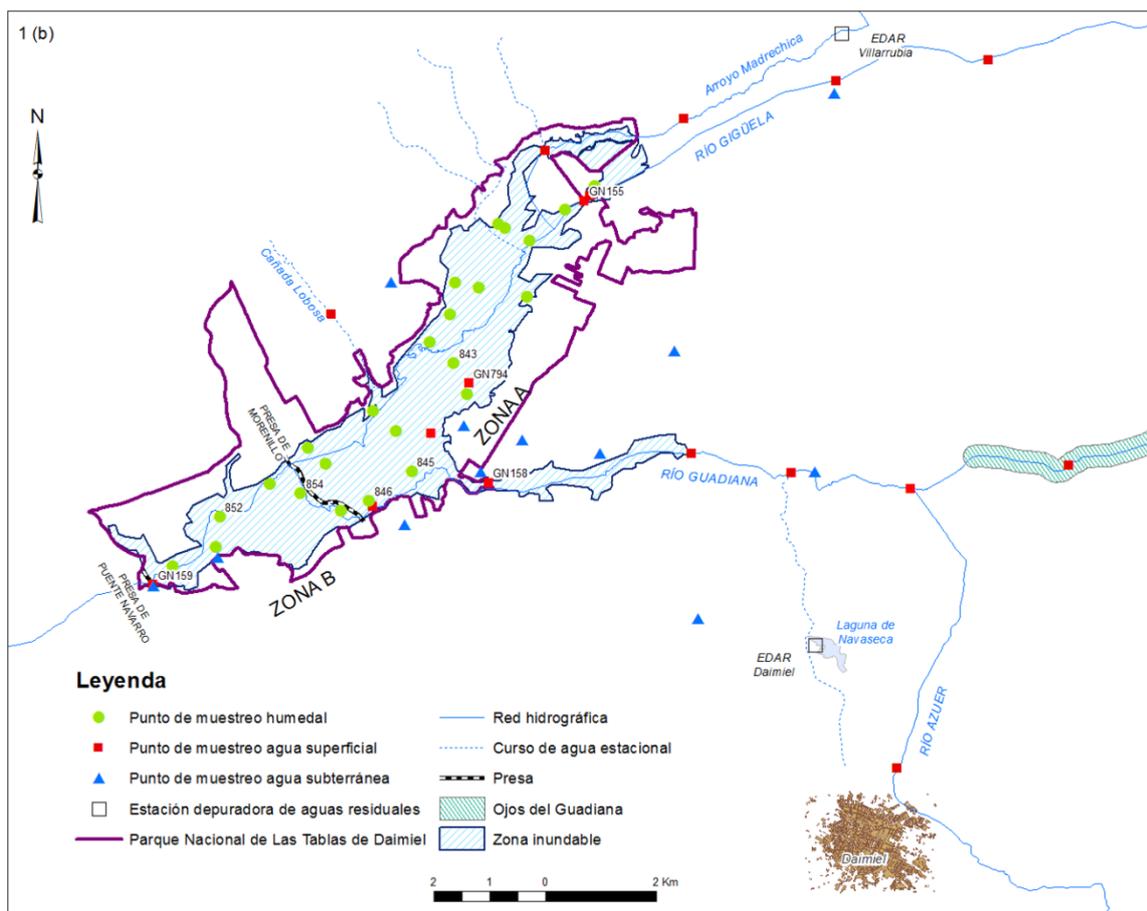


Figura 1b.- Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel con la ubicación de los puntos de muestreo.

De manera que, la principal preocupación desde la declaración del Parque Nacional ha sido la falta de agua y la presencia esporádica de episodios contaminantes, que han mantenido siempre las zonas inundadas en una situación de alerta permanente.

Tras el periodo húmedo 2009-2013, el PNTD alcanza una superficie de inundación de 1.735 ha, y un volumen de agua almacenada de unos 15 Mm<sup>3</sup>, que se renovó varias veces durante el periodo 2010-2014. A pesar de la abundancia de agua en este periodo se pudo constatar desde 2011 una importante disminución de la vegetación sumergida (praderas de carófitos (*Characeae*), descenso del zooplancton y abundancia del fitoplancton (Laguna et al., 2016). La drástica reducción de carófitos ha producido en los últimos años un alarmante descenso de anátidas nidificantes (*Anas platyrhynchos*, *Netta Rufina* y *Aythya ferina*), especies emblemáticas del Parque Nacional, y un aumento de las aves piscívoras, principalmente Ardeidas y cormorán (*Phalacrocorax*) (comunicación personal Dirección del Parque Nacional, 2016). Además, las poblaciones de anfibios han sufrido una regresión en torno al 90% en el periodo 2010-2016, especialmente la rana común (*Pelophylax perezi*). A esta situación se ha unido un notable desequilibrio en la fauna piscícola, con importante presencia de especies alóctonas como: *Lepomis gibbosus*, *Ameiurus melas* y *Cyprinus carpio*, entre otras, que son fundamentalmente euriófagos detritívoros, se alimentan de materia orgánica del sedimento, removiendo este y produciendo una importante

turbidez en el medio acuático y el deterioro de las caráceas (Álvarez-Cobelas et al., 2016). Esta situación ha dado lugar a una modificación de la cadena trófica y a devaluar en gran medida los valores ecosistémicos del Parque Nacional.

Con estos antecedentes, los objetivos específicos de este trabajo se pueden resumir en: i) determinar la posible presencia de sustancias contaminantes en los aportes de agua al PNTD, tanto superficiales como subterráneos, que pudieran estar relacionadas con la desaparición de la vegetación sumergida, ii) explorar las características físico-químicas del agua del humedal que condicione el crecimiento de los carófitos y iii) establecer hipótesis de trabajo que expliquen el deterioro de los valores medioambientales que ha experimentado el humedal en el periodo 2010-2016.

## **2.- ÁREA DE ESTUDIO**

Las Tablas de Daimiel se ubican en la meseta central de la península ibérica, en la región natural de La Mancha, Demarcación Hidrográfica del río Guadiana, Masa de Agua Subterránea (MASb) 041.007, Mancha Occidental I, de 2.003 km<sup>2</sup> (Martínez-Cortina et al., 2011), declarada, el 22 de diciembre de 2014, en riesgo de no alcanzar los objetivos ambientales (fig. 1a).

La MASb 041.007 está constituida principalmente por formaciones geológicas del Terciario y Cuaternario: depósitos detríticos, calizas y calizas margosas. El acuífero regional está formado por calizas miopliocenas, las cuales presentan un importante engrosamiento hacia el este (límite con la MASb 041.006 Mancha Occidental II), (fig. 1a), con espesores que en algunos puntos superan los 150 metros. Es un acuífero de carácter libre, con una gran porosidad por karstificación, permeabilidad media-alta y transmisividades comprendidas entre los 50 y 20.000 m<sup>2</sup>/día (IGME, 1979).

El clima es mediterráneo-continental, semiárido, y las características hidrológicas están marcadas por el irregular régimen de las precipitaciones. La media anual, para el periodo 1960-2016 es de 420 mm, con valores mínimos en torno a 200 mm/año y máximos próximos a 700 mm/año. La temperatura experimenta marcadas oscilaciones térmicas, con valores que alcanzan -10 °C en invierno y 40 °C en verano. La temperatura media es de 14 °C (Mejías et al., 2012).

## **3.- MATERIAL Y MÉTODOS**

### **3.1.- Diseño experimental para el estudio del medio hídrico del humedal**

Con el objeto de evaluar la posible contaminación de las aguas del Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel y su entorno y, atendiendo al modelo de funcionamiento de aportes hídricos del humedal, se diseñó una red de muestreo de aguas representativa. Debido a la situación actual,

que se remonta a los primeros meses de 2010, correspondiendo a un período más húmedo, la alimentación del humedal se produce mediante los aportes superficiales del río Gígüela por el noreste y por los aportes superficiales del río Azuer y descargas de aguas subterráneas a lo largo del cauce del Guadiana en las proximidades del Parque (CHG, 2007; Mejías et al., 2012; Aguilera et al., 2013). Por ello, para la evaluación y seguimiento de la calidad de las aguas, se llevaron a cabo 6 campañas de toma de muestras de aguas superficiales, subterráneas y aguas residuales en los meses de abril, julio y noviembre de 2015 y 2016, intentando coincidir con los hidroperíodos estacionales. En el caso de las aguas superficiales, se muestrearon 11 puntos en los cauces de entrada al Parque (fig. 1b). Estos puntos de muestreo coinciden en gran medida, debido a su accesibilidad en campo, con los que forman la Red Especial de Calidad de Aguas Superficiales del Parque Nacional gestionada por la Confederación Hidrográfica del Guadiana (CHG), que controla de manera sistemática, desde el año 2010, 12 puntos de muestreo.

Para la caracterización de las aguas subterráneas, se muestrearon 12 puntos correspondientes a pozos, sondeos y a una surgencia subterránea junto al cauce del río Guadiana (fig. 1b). Se eligieron sondeos representativos y en uso, utilizados para riego agrícola y se instalaron grifos tomamuestras en dos sondeos pertenecientes a la batería de emergencia por sequía, gracias a las gestiones realizadas por el Director-Conservador del Parque Nacional.

Por otra parte, debido al papel que se les atribuye tradicionalmente a las aguas residuales como modificadoras puntuales de las características hidroquímicas del humedal, se han muestreado los efluentes a las salidas de las estaciones depuradoras de aguas residuales los núcleos urbanos más próximos (fig. 1b). En el caso de la EDAR de Daimiel se tomaron muestras del efluente vertido a la colindante laguna de Navaseca. En la campaña de marzo de 2015, y cómo ocurre en épocas de lluvias intensas, las aguas residuales llegaron por el canal de desagüe desde la laguna hasta el cauce del río Guadiana, situado a unos 3 km de distancia. Las aguas residuales depuradas de la EDAR de la localidad de Villarrubia se muestrearon en el canal o arroyo de Madrechica, o lo más cerca posible a las instalaciones, al no poder acceder al punto de salida del vertido.

### **3.2.- Limnología físico-química del humedal**

Los 15 km<sup>2</sup> de superficie inundada del humedal (10 km x 1,5 km) se han explorado mediante 23 estaciones de muestreo distribuidas homogéneamente (Fig. 1b). Se han realizado 4 muestreos en los meses de junio y noviembre de 2015 y 2016. En todas las estaciones, cuando el nivel de agua lo ha permitido, se ha levantado el perfil vertical de la columna de agua con una sonda multiparamétrica modelo DS5 de Hydrolab, calibrada diariamente, determinando cada 20 cm de profundidad los parámetros: profundidad, pH, potencial redox (ORP), conductividad eléctrica (CE), oxígeno disuelto (OD), turbidez, clorofila-a y radiación PAR (*Photosynthetically Active Radiation*). En 10 estaciones, las ubicadas en el eje central del humedal (Fig. 1b), siempre que ha sido

posible, se han tomado muestras de agua para su análisis químico en laboratorio. En cada punto se han tomado 3 alícuotas, todas filtradas a 0,45  $\mu\text{m}$  con membrana Millipore; la primera, para la determinación de iones mayoritarios y nutrientes, se almacenaba en botes de polietileno de 125 ml de capacidad, la segunda, utilizando el mismo tipo de envase, se acidulaba con ácido  $\text{HNO}_3$  concentrado (elementos trazas y metales) y, por último, la destinada a la determinación de compuestos orgánicos se almacenaba en botes de vidrio de 250 ml de capacidad. Todas las muestras se han mantenido refrigeradas a 4  $^{\circ}\text{C}$  durante el transporte.

Entre noviembre de 2015 y 2016, se ha registrado en varios puntos del humedal la luz (Iluminancia) que alcanza el fondo y la existente sobre la superficie del agua, empleando registradores HOBO Pendant de Onset. Para el mantenimiento (limpieza) y descarga de datos de estos registradores se han realizado campañas adicionales en marzo y septiembre de 2016.

La equivalencia entre las medidas de Iluminancia de los registradores HOBO Pendant y la medida de la radiación PAR del LI-COR 193R Spherical Underwater Quantum Sensor, instalado en la Datasonde DS5 de Hydrolab, se ha establecido con los datos de ambos sensores, obtenidos simultáneamente cada 10 minutos durante una semana, suspendidos a 0,9 m de profundidad (Long et al. 2012).

### **3.3.- Metodología analítica**

En cada estación de muestreo se tomaron 2 l de agua obteniéndose distintas alícuotas para su posterior análisis en laboratorio de componentes mayoritarios y minoritarios, compuestos orgánicos y metales. Las submuestras para análisis de metales se acidificaron con ácido nítrico y las de compuestos orgánicos se recogieron en botellas de vidrio oscuro. Todas las muestras fueron preservadas en frío hasta su llegada al laboratorio. En campo se llevaron a cabo algunas determinaciones físico-químicas como la conductividad eléctrica, temperatura y pH mediante un equipo marca HACH LANGE HQ30 D. Los puntos muestreados en las campañas se reflejan en la figura 1b. Todos los análisis químicos fueron realizados en los laboratorios del IGME. Las determinaciones de conductividad (CE) y pH se llevaron a cabo por electrometría, la oxidabilidad mediante ebullición en medio ácido y valoración con  $\text{MnO}_4\text{K}$ , la materia en suspensión mediante secado a 105 $^{\circ}\text{C}$ , el carbono orgánico total (COT) mediante oxidación por combustión del carbono orgánico según método UNE-EN 1484 y los detergentes mediante el método el azul de metileno en sustancias activas (methylene blue active substances, MBAS). Las determinaciones de iones como  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$  se realizaron por espectrofotometría de emisión atómica de llama;  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  por espectrofotometría de absorción atómica de llama;  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  por cromatografía iónica;  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{SiO}_2$  y  $\text{CN}^-$  por espectrofotometría de absorción con autoanalizador de flujo continuo y  $\text{CO}_3^{2-}$  por volumetría. El análisis de metales disueltos como Cu, Zn, Hg, Se, Cd, Cr, Mn, Pb, As y Fe se realizó por espectrofotometría de absorción atómica, mientras que las de metales

como Al, Co, Ba, Ag, Be, Ni, Sb y B se realizaron por espectroscopia de plasma de acoplamiento inductivo (ICP/MS).

La determinación de compuestos orgánicos en agua de las campañas del año 2015 se realizó mediante un sistema de Cromatografía de Gases/Masas, modelo Varian 4000. Para los compuestos orgánicos semivolátiles (SVOCs) se aplicó la metodología de microextracción en fase sólida (SPME) utilizando el patrón certificado Pesticide-Mix 102. La determinación de compuestos orgánicos volátiles (VOCs) se realizó mediante un sistema de Purga-Trampa, Teledyne Tekmar utilizando el patrón certificado EPA 601/602. En la extracción de plaguicidas organoclorados específicos (terbutilazina y otros) se utilizó la metodología de extracción en fase sólida (SPE) utilizando cartuchos Bound Elut Plexa y un patrón certificado a medida LGC Standard. Las muestras de las campañas de 2016 se analizaron con un equipo de Cromatografía Gases/Masas Triple Cuadrupolo (Agilent 7000C) cuya metodología se validó cumpliendo la guía SANCO/12571/2013. Para la determinación de SVOCs y plaguicidas específicos se realizó una simple extracción líquido-líquido antes de la medición.

### **3.4.- Normativa hidroquímica de referencia para la valoración del estado ambiental**

La valoración ambiental de los resultados hidroquímicos obtenidos en este estudio se ha realizado a partir de su comparación con los valores establecidos en la legislación medioambiental nacional en vigor (RD 1/2016, RD 1514/2009, RD 817/2015 y RD 509/1996) que adopta diversas directivas europeas relacionadas con la calidad de las aguas (2006/118/CE y 2008/105/CE). En estas normativas se establecen unas concentraciones límite para diversos compuestos químicos que no deben ser superadas para garantizar el buen estado de las aguas superficiales (cuando su estado ecológico y su estado químico son, al menos, buenos) y el de las aguas subterráneas (cuando su estado cuantitativo y su estado químico son, al menos, buenos).

En el caso de las aguas superficiales, los resultados químicos se han comparado con los valores fijados en el RD 817/2015 que incluye la Directiva europea 2008/105/CE de sustancias prioritarias y otros contaminantes, con objeto de conseguir un buen estado químico de las aguas superficiales. Esta legislación tiene por objeto establecer criterios básicos y homogéneos para clasificar el estado de las masas de agua superficiales (Anexo II) y para el control de las zonas protegidas, además de establecer las normas de calidad ambiental de las sustancias prioritarias (Anexo IV) y preferentes (Anexo V) en las aguas. El estado, o potencial ecológico de las masas de agua superficiales, se evalúa atendiendo a los límites de cambio de clase de estado de los indicadores de los elementos de calidad biológicos, químicos y fisicoquímicos e hidromorfológicos. De manera general, en la planificación hidrológica, se han definido los valores de los indicadores químicos de cada una de las cinco clases de estado establecidas (Muy bueno, Bueno, Moderado, Deficiente y Malo), con sus correspondientes cuatro límites, aunque en el caso de los nutrientes en los ríos manchegos solo se definen dos límites de clase en relación con los tres estados: Muy

bueno/bueno/moderado. Estos valores límites de clases de estado se han establecido para cada uno de los 37 tipos de ríos definidos en España. En el caso de los ríos de la cuenca alta del Guadiana se han incluido en el tipo de ríos Manchegos (R-T05). Por ejemplo, para establecer que el estado químico de las masas de agua superficiales de la zona de estudio es “moderado”, respecto al contenido en nutrientes, es porque se han sobrepasado los límites de concentraciones establecidos de  $\text{NH}_4^+ > 0,6 \text{ mg/l}$ ;  $\text{PO}_4^{3-} > 0,4 \text{ mg/l}$  y  $\text{NO}_3^- > 25 \text{ mg/l}$ . En este caso, no existen concentraciones máximas admisibles de contaminantes que no debe superarse en aras de la protección de la salud humana y el medio ambiente, como las fijadas para las 20 sustancias prioritarias y las 11 sustancias preferentes analizadas en este estudio, sino que si se sobrepasan estos valores, significa que el estado de la masa de agua empeora respecto al considerado como bueno o moderado.

Para el caso de las aguas subterráneas se han empleado:

- Los valores umbral del vigente Plan Hidrológico del Guadiana (RD 1/2016), recogidos en su artículo 7, en la masa de agua subterránea asociada. Los parámetros en los que se han definido concentraciones máximas cuya superación haría que estuviera en mal estado químico son:  $\text{Cl}^- > 820 \text{ mg/l}$ ;  $\text{CE} > 5.380 \mu\text{S/cm}$ ;  $\text{Na}^+ > 320 \text{ mg/l}$  y  $\text{SO}_4^{2-} > 2112 \text{ mg/l}$ .
- Las normas de calidad del RD 1514/2009 que traspone la Directiva europea 2006/118/CE relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. Los contaminantes para los que se han definido las concentraciones que no debe superarse en aras de la protección de la salud humana y del medio ambiente son:  $\text{NO}_3^- > 50 \text{ mg/l}$  y sustancias activas de los plaguicidas  $> 0,1 \mu\text{g/l}$  o  $0,5 \mu\text{g/l}$  (suma de todos los detectados y cuantificados).

Finalmente, para el caso de las aguas residuales en la legislación vigente (RD 509/1996), se fija que los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas, realizados en zonas sensibles, deberán cumplir, entre otros, que la concentración de P- total sea inferior a  $2 \text{ mg/l}$  y la de N- total sea inferior a  $15 \text{ mg/l}$ .

## 4.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1.- Hidroquímica de los aportes hídricos superficiales

En la figura 2 se han representado todas las muestras de las campañas de 2015 y 2016 mediante un diagrama de Piper. La casi totalidad de las aguas superficiales, subterráneas y las del propio humedal presentan una facies sulfatada cálcica, a excepción de las muestras de los efluentes de las EDAR, que en su mayoría son cloruradas sódicas.

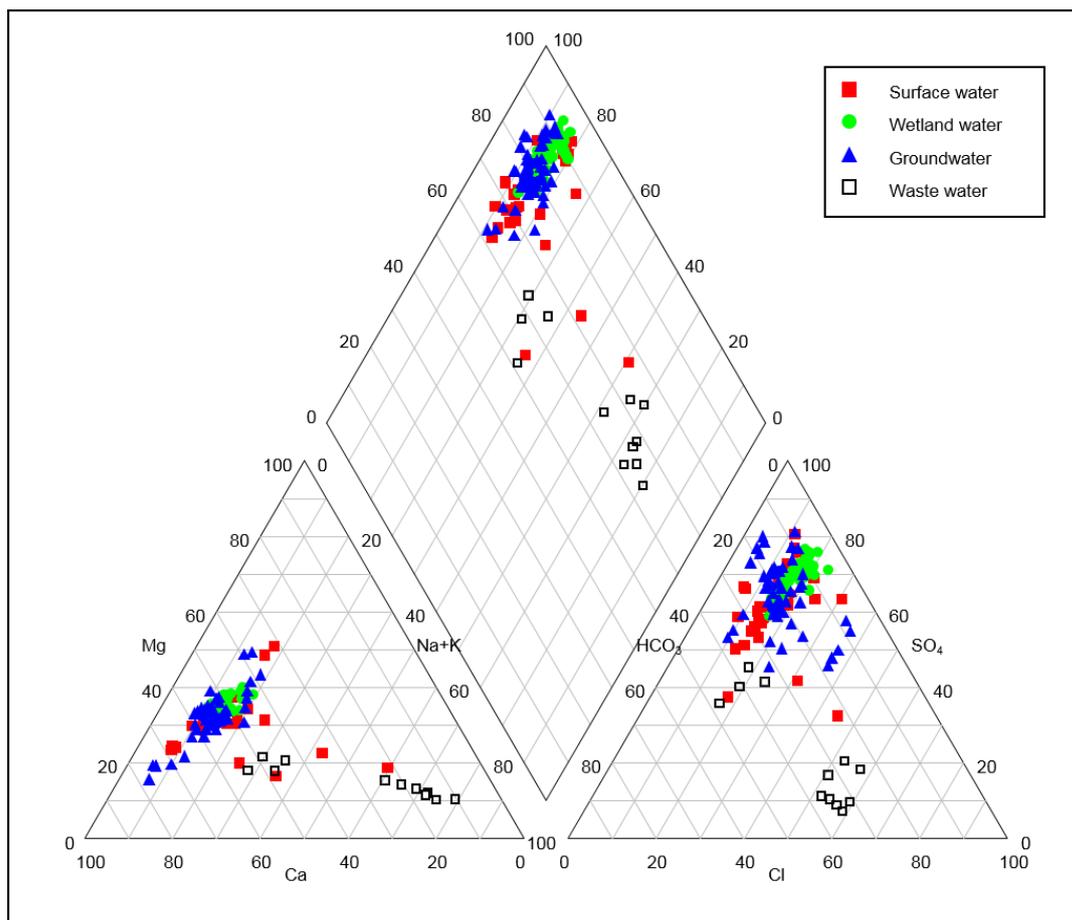


Figura 2.- Diagrama de Piper de facies hidroquímicas correspondiente a los grupos de aguas muestreadas en las campañas de 2015 y 2016.

Atendiendo al modelo hidrológico de alimentación del humedal a partir de los cauces superficiales existentes, se han establecido dos estaciones de muestreo características justo antes de la entrada al humedal, una de los aportes del río Guadiana (GN158) y otra del río Gigüela (GN155) una vez atravesado el dispositivo natural de depuración mediante filtro verde en funcionamiento desde 2012, que evita que las aguas del río entren directamente al Parque. (Fig. 1b). Generalmente, las aguas de alimentación al humedal por el río Gigüela presentan una mayor mineralización con altos contenidos de  $Mg^{2+}$ ,  $SO_4^{2-}$  y  $Cl^-$  por la presencia de materiales evaporíticos en los terrenos atravesados. Una de las características que determinan la

singularidad de este humedal es la mezcla de estas aguas más salobres con otras de menor mineralización y contenidos en sulfatos, como las de la zona del Guadiana a partir de los aportes subterráneos a través de los manantiales y de las aguas del río Azuer.

Para el caso de los nutrientes, las concentraciones medias de  $\text{NO}_3^-$  son inferiores a 15 mg/l en todas las campañas de muestreo, y es en la zona del Guadiana, con presencia de aportes subterráneos, donde las concentraciones llegan a superar los 25 mg/l dando lugar a que el estado de la masa de agua superficial se considere, según la legislación vigente, “moderado”. En la figura 3 se representa, mediante un diagrama de cajas, (Box and whisker plots) las concentraciones de nitrato en los distintos grupos de aguas muestreadas. En el caso del fosfato, se han utilizado los datos de la red de muestreo de la Confederación Hidrográfica del Guadiana desde 2010 a 2016, que controla la calidad de las entradas de aguas superficiales al Parque Nacional por el río Guadiana en la estación de muestreo GN158 y, por el río Gigüela en la estación GN155. En la figura 4 se han representado los gráficos de evolución de las concentraciones de  $\text{PO}_4^{3-}$  y en ambos casos no se superan de media los 0,1 mg/l y, casi nunca se rebasa el límite de 0,4 mg/l establecido como cambio a un estado de la masa de agua a “moderado”. En las entradas por el río Gigüela (GN155), las concentraciones son algo superiores y, a pesar del recorrido que favorece su depuración, se identifican algunos aumentos de concentración atribuidos a vertidos producidos por la estación depuradora de aguas residuales (EDAR) de Villarrubia de los Ojos ocurridos en el pasado (Santos Cirujano et al, 2010, Cirujano et al., 2012).

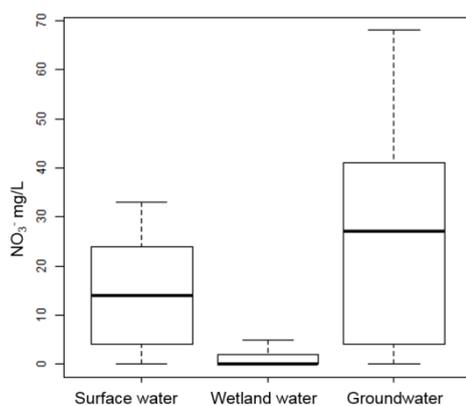


Figura 3.- Diagrama de cajas (Box and whisker plots). Concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  en mg/l en los distintos grupos de aguas muestreadas en las campañas de 2015 y 2016.

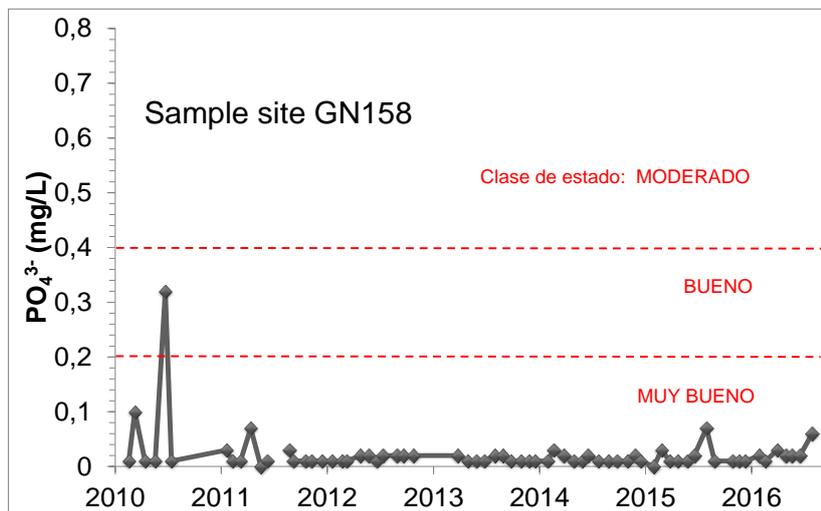
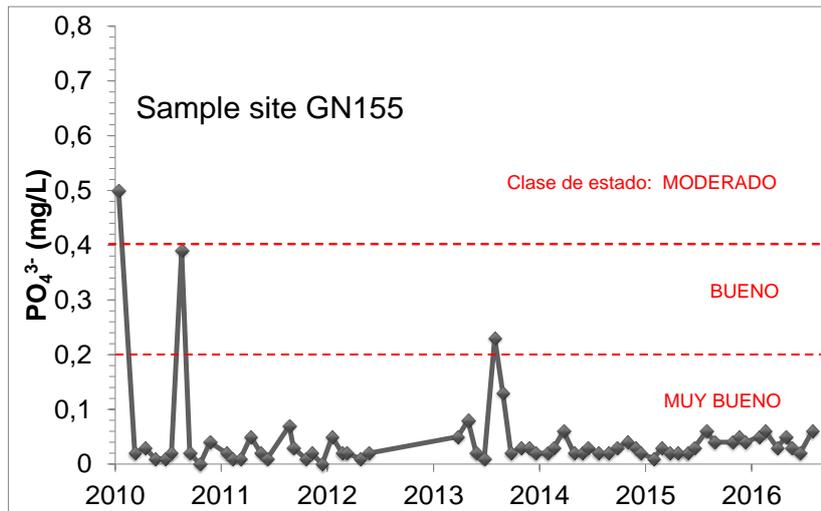


Figura 4.- Evolución de las concentraciones de  $PO_4^{3-}$  (mg/L) en las aguas superficiales de entrada al humedal de Las Tablas de Daimiel por el río Gigüela (estación de muestreo GN155) y por el río Guadiana (estación de muestreo GN158). Fuente de los datos: CHG.

(Líneas rojas: Límites de cambio de clase de estado químico en masas de aguas superficiales según R.D. 817/2015).

Con respecto a los elementos minoritarios, en las muestras de las campañas de 2015 y 2016, todas las concentraciones de Cd, Pb, Hg y Ni (sustancias prioritarias) y la de As, Cu, Cr, Zn y  $CN^-$  (sustancias preferentes) son muy bajas (generalmente inferiores a  $1 \mu\text{g/l}$ ) o no detectadas siempre están por debajo de las concentraciones límites de la legislación vigente (Fig. 5). En el caso de las concentraciones de arsénico presentan unos valores medios anuales inferiores a  $1,5 \mu\text{g/l}$ , muy por debajo del valor medio anual que no debe sobrepasarse según la legislación ( $50 \mu\text{g/l}$ ).

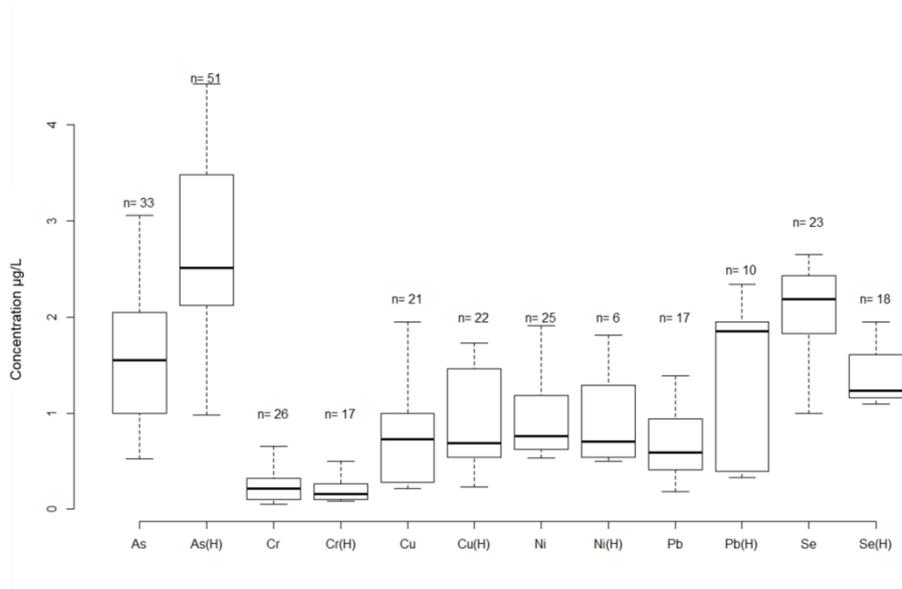


Figura 5.- Diagrama de cajas (Box and whisker plots). Concentraciones de elementos minoritarios de las aguas superficiales de los ríos de entrada y de las de las zonas inundadas de Las Tablas (H) en las campañas de 2015 y 2016. Concentraciones en  $\mu\text{g/L}$ . (Normas de Calidad Ambiental: As y Cr:  $50 \mu\text{g/L}$ ; Cu:  $120 \mu\text{g/L}$ ; Ni:  $20 \mu\text{g/L}$ ; Pb:  $7,2 \mu\text{g/L}$ ; Se:  $1 \mu\text{g/L}$ ).

Debido a los posibles efectos de la actividad agrícola que se desarrolla en la zona, en todas las muestras de agua se llevaron a cabo análisis de compuestos orgánicos presentes en productos fitosanitarios empleados. El número de compuestos analizados en las campañas de 2015 y 2016 fueron de 24 VOCs y 36 (SVOCs) incluyendo plaguicidas específicos como Atrazina y Terbutilazina. En ningún grupo de aguas se ha detectado la presencia de VOCs. En las aguas superficiales se han detectado varios SVOCs como HCH, Alachlor, Dieldrin, Procymidone y DDT no cuantificables (valor entre el límite de detección del método MDL y el límite de cuantificación LOQ). En la tabla 1 se presentan los datos de los compuestos cuantificables en laboratorio. La mayor cantidad de compuestos orgánicos han sido detectados en las aguas superficiales de entrada, pero el número de veces en los que ha podido cuantificarse ha sido muy escaso y casi nunca con concentraciones por encima de las establecidas en la legislación ambiental. Tan sólo se han alcanzado concentraciones elevadas de DDT ( $\sim 0,1 \mu\text{g/l}$ ) por encima del valor límite ambiental, en la campaña de marzo de 2015, en los principales cauces muestreados.

	C.S.	Agua superficial		Agua humedal		Agua subterránea	
		n	C. máx.	n	C. máx.	n	C. máx.
Acetochlor (4)		10	0,020	4	0,007	11	0,050
Atrazine (3)	0,6	8	0,020	3	0,010	15	0,030
Atrazine desethyl (3)		4	0,02	6	0,050		
Chlorpyrifos (1)	0,03	8	0,030	5	0,1	5	0,020
DDT-p,p' (2)	0,025	4	0,100			3	0,100
Diflufenican (4)		5	0,040			6	0,080
Metolachlor (4)	1	8	0,040	3	0,002	11	0,003
Pendimethalin (5)		5	0,003				
Terbuthylazine (3)	1	11	0,070	6	0,01	4	0,010

Tabla 1.- Concentraciones máximas de plaguicidas ( $\mu\text{g/l}$ ) cuantificados en las campañas de campo 2015-2016. (1= Insecticidas basados en organofosfatos, 2= Insecticidas basados en organoclorados, 3= Herbicidas basados en triacinas y triacinonas, 4= Herbicidas basados en amidas y anilidas, 5= Herbicidas basados en derivados de dinitroanilina; C.S: valores standard de calidad medioambiental de agua superficial RD 817/2015).

Como se indicó anteriormente, se muestrearon a la salida de las EDAR, las aguas residuales vertidas, que llegan al humedal fundamentalmente a través de los cauces superficiales y tras su infiltración en el acuífero. Para el caso de la EDAR de Daimiel, y su efecto sobre la Laguna de Navaseca (Fig. 1b), existen estudios en los que se pone de manifiesto que en el período 1999-2010 se sobrepasaron en varias ocasiones los niveles límite recomendados de concentraciones de nutrientes de la reglamentación en vigor, para vertidos a zonas sensibles (CSIC, 2015). En los muestreos realizados en las campañas de 2015 y 2016, en la salida del efluente de la EDAR de Villarrubia de los Ojos al arroyo de Madrechica, las concentraciones medias de nutrientes obtenidas en 4 muestras han sido de 5-6 mg/l de N- total y de 1 mg/l de  $\text{P-PO}_4^{3-}$ , valores por debajo de los límites establecidos. Sin embargo para los efluentes de la depuradora de Daimiel a la laguna de Navaseca, a partir de 8 muestras, los valores son superiores (concentraciones medias de 8-10 mg/l de N- total y 3-4 mg/l de  $\text{P-PO}_4^{3-}$ ) y en el caso del fósforo superan los valores máximos admitidos. Esto pone de manifiesto que, aunque se han mejorado considerablemente las instalaciones en los últimos años, es necesario reducir estos niveles en los efluentes antes de su incorporación a los cauces para minimizar el impacto ambiental sobre el sistema hídrico conectado con el humedal.

En resumen, a partir de los datos hidroquímicos obtenidos, se observa que el estado de las masas de agua que alimentan al humedal es generalmente aceptable según la normativa de calidad del agua vigente. Si en el futuro se produjeran nuevos episodios de contaminación a través de estos cauces que pudieran alcanzar al humedal, se deben de caracterizar hidroquímicamente estos vertidos para determinar su evolución espacial y temporal.

## 4.2.- Hidroquímica humedal

Las aguas de las zonas inundadas de Las Tablas de Daimiel presentan unas facies fundamentalmente sulfatadas cálcicas (Fig. 2). La influencia de las aguas provenientes del río Gigüela se pone de manifiesto en el humedal y se aprecia una disminución de la CE del agua desde la zona noreste (media de 3300  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en la estación GN155) a las zonas centrales del humedal (media de 2500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en la estación GN794), en donde la influencia de la entrada de aguas menos sulfatadas desde la zona de los ríos Guadiana y Azuer modifica sensiblemente la composición de las aguas del humedal, como se ha identificado en otros trabajos (De la Losa et al, 2012; Castaño et al, 2014).

Los valores medios de nutrientes obtenidos en las campañas de muestreo realizadas se consideran bajos, siendo inferiores a 2 mg/l para  $\text{NO}_3^-$  (Fig. 3), a 0,2 mg/l en el caso de  $\text{NO}_2^-$ , a 0,05 mg/l para  $\text{NH}_4^+$  y a 0,03 mg/l para  $\text{PO}_4^{3-}$ . De igual manera, las concentraciones de nutrientes en la zona central del humedal (estación GN794), a partir de los análisis mensuales en el período 2010 a 2016 realizados por la CHG, muestran concentraciones medias similares a las anteriores:  $\text{NO}_3^- < 3$  mg/l,  $\text{NH}_4^+ < 0,2$  mg/l y  $\text{PO}_4^{3-} < 0,02$  mg/l. Aunque por una parte los ecosistemas acuáticos funcionan como sumideros de nutrientes (Mitsch & Gosselink, 2000), es destacable que en el humedal, la mayor parte de la descomposición de la biomasa vegetal se convierte en carga interna de nutrientes. Según los informes de seguimiento realizados por Cirujano y Cobelas (2007), la carga interna generada en el propio humedal sobrepasa a la carga externa de nutrientes que recibe a partir de las aguas que lo alimentan. Según estos autores, esto se ha acentuado puesto que las salidas de agua del humedal han sido escasas en las últimas décadas. En cuanto al efecto de los nutrientes en el agua sobre el crecimiento de vegetación subacuática, según la *Environment Agency* del Reino Unido (EA, 2009), con concentraciones superiores a 2,5 mg/l de  $\text{NO}_3^-$  y de 0,06 de  $\text{PO}_4^{3-}$ , se reduce la probabilidad de persistencia y establecimiento de *Characeas* en los humedales. Igualmente, según Cirujano y Cobelas (2010), tras varios años de estudio y seguimiento de las variables físico-químicas del agua del humedal, estiman que un buen desarrollo de carófitos se ha observado con concentraciones de P-total entre 0,06 y 0,4 mg/l (~ 0,2 y 1,2 mg/l  $\text{PO}_4^{3-}$ ). Por ello, las concentraciones de nutrientes observadas en los muestreos realizados por el IGME y la CHG no parecen ser a priori, una de las principales causas restrictivas del escaso desarrollo de la vegetación sumergida y, son inferiores o similares a las propuestas en la bibliografía como limitantes a su desarrollo.

Respecto a los valores de concentraciones de elementos minoritarios como sustancias prioritarias y preferentes en las aguas del humedal, las concentraciones obtenidas en las campañas de 2015 y 2016 muestran siempre valores bajos (concentraciones medias de Pb y Ni < 1 $\mu\text{g}/\text{l}$ ; As < 3  $\mu\text{g}/\text{l}$ ; Cu < 1,5  $\mu\text{g}/\text{l}$ ; CN $^-$  < 0,01 mg/l) y siempre por debajo de los límites máximos establecidos en la normativa de referencia. En la Fig. 5 se comparan los valores con los de las aguas superficiales de los ríos que alimentan al humedal. Las diferencias son más bien escasas siendo las

concentraciones medias algo superiores en As y Pb en las aguas del humedal, mientras que las de Cu y Se son algo inferiores. Igualmente, a partir de los datos históricos (2010-2016) de dos estaciones de la red (en la zona central GN794 y en el extremo final antes de la presa de Puente Navarro GN159), se pone igualmente de manifiesto que el número de veces que se sobrepasan las concentraciones máximas admitidas en la legislación ambiental es muy escaso o incluso nulo, tabla 2.

Parámetro	Valor límite (µg/l) NC-MA ó NC-CMA	Nº de veces que se sobrepasa el valor / nº muestras	
		Estación GN794	Estación GN159
Cd	0.25	0/38	0/73
Pb	7.2	1/30	4/73
Hg	0.07	0/39	12/74
Ni	20	0/40	0/75
As	50	0/38	0/73
Cu	120	0/40	0/75
Cr	50	0/37	0/72
Se	1	29/35	55/70
Zn	500	0/40	0/75
CN <sup>-</sup>	40	0/40	0/74

Tabla 2.- Número de veces en los que se sobrepasan las concentraciones ambientales límite de distintos parámetros en las estaciones de muestreo central (GN794) y final (GN159) del humedal. Período 2010-2016. Datos hidroquímicos de la CHG (NC: Norma de calidad; MA: media anual; CMA: Concentración máxima admisible).

Las concentraciones de Hg en la estación GN159, junto al cierre artificial del humedal, han sobrepasado en algunas ocasiones el valor ambiental límite, alcanzando puntualmente valores de 0,1 µg/l en muestras de 2010 a 2012. Tan solo para el caso del selenio (Se), tanto en las aguas del humedal como en las superficiales de los ríos, se superan casi siempre la concentración máxima admisible, establecida en 1 µg/l. Existe la controversia de que en la legislación relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano, a priori más restrictiva, la concentración máxima sea en cambio de 10 µg/l. En las muestras obtenidas, las concentraciones medias oscilan entre 2-5 µg/l, aunque se han alcanzado puntualmente valores de hasta 20 µg/l, tanto en las aguas de los ríos como en las del humedal. El selenio puede presentar un origen natural como resultado de la disolución de rocas sedimentarias y/o volcánicas, o un origen secundario o antropogénico asociados a procesos biogénicos como la reducción bacteriana, en actividades industriales como un indicador de la combustión de combustibles fósiles, agrícolas o de aguas residuales. Las concentraciones en aguas superficiales normalmente están en el rango de 0,1 a 10 µg/l e incluso mayores en zonas antropizadas (Beatty, 2014). En aguas oxigenadas se disuelve rápidamente y

en ecosistemas acuáticos puede bioacumularse en los peces y alcanzar niveles potencialmente tóxicos. Las concentraciones disueltas en agua están condicionadas tanto por factores químicos y redox como por la actividad microbiológica y existen casos de concentraciones de selenio en un lago de Colorado de hasta 25 µg/l (USGS, 2009). Debido a los procesos de combustión de material vegetal o turberas que tuvieron lugar en varias zonas durante los períodos de sequía del humedal, siendo el último en 2009, podría considerarse como posible causa del aumento de la concentración en las aguas en futuros estudios.

En comparación con las aguas de los ríos y las subterráneas, en las aguas del humedal se han cuantificado un número menor de compuestos orgánicos (tabla 1) por lo que, como en otros muestreos específicos realizados en 2012 (Cirujano et al. 2012), se descarta la presencia de contaminantes orgánicos en agua. A partir de los datos obtenidos en 2015 y 2016, las concentraciones de atrazina y terbutilazina (herbicidas comúnmente utilizados en la zona) presentan unos valores medios de 0,01 µg/l (n=3) y 0,005 µg/l (n=6), muy por debajo de los valores límites ambientales. Tan sólo para el caso del insecticida *Chlorpyrifos*, las concentraciones detectadas en las aguas del humedal, en el sector central, se sobrepasa este límite. Por otra parte, de los más de 70 compuestos orgánicos analizados mensualmente en la estación GN159 en el período 2010-2016 por la CHG, tan sólo se han sobrepasado una vez el valor ambiental máximo del insecticida Aldrín (0,01 µg/l), en el resto de muestras (n=60) no fue cuantificable.

#### 4.3.- Hidroquímica de las aguas subterráneas

Las aguas subterráneas presentan una composición química más homogénea que el resto siendo las facies hidroquímicas predominantes las correspondientes a aguas sulfatadas cálcicas con CE medias del orden de los 2000-3000 µS/cm (Fig. 2).

En la Fig. 3, se observa que los contenidos de  $\text{NO}_3^-$  son superiores a los de las aguas superficiales y las del humedal con concentraciones medias alrededor de 25-30 mg/l, mientras que en la zona del Guadiana las concentraciones alcanzan en varias ocasiones más de 50 mg/l, asociado a la importante actividad agrícola de la zona. La masa de agua subterránea asociada (Mancha Occidental I) presenta actualmente una valoración de mal estado químico respecto a la norma de calidad en nitratos (> 50 mg/l) al superarse sistemáticamente los valores medios por la extensión de la contaminación de origen agrario. Para el resto de nutrientes, no se identifican  $\text{NO}_2^-$  ni  $\text{NH}_4^+$  y las concentraciones medias de  $\text{PO}_4^{3-}$  son < 0,04 mg/l. De igual modo, el número de compuestos orgánicos cuantificados y sus concentraciones son siempre bajos, aunque generalmente son algo superiores a las concentraciones de las aguas superficiales y del humedal (ver tabla 1). Los valores están siempre por debajo de la concentración límite establecida, salvo valores puntuales del insecticida DDT<sup>4</sup>, en un pozo en 2015 con concentraciones cercanas a 0,1µg/l.

Igualmente, las concentraciones medias de elementos minoritarios como sustancias prioritarias y preferentes en las muestras de aguas subterráneas de 2015 y 2016 son siempre bajas (As < 0,7 µg/l; Cr < 0,4 µg/l; Cu < 2 µg/l; Pb y Se < 3 µg/l) y no se dan indicios de ningún tipo de contaminación.

En vista de todo lo anterior, y como conclusión final de estos apartados, los datos hidroquímicos obtenidos en las campañas de muestreo (2015-2016) y los facilitados por la CHG (2010-2016) indican que, tanto las concentraciones de los iones mayoritarios, elementos traza y metales, como las de los compuestos orgánicos (herbicidas y plaguicidas) del conjunto de aguas analizadas, no superan, en la práctica totalidad de las muestras, los valores máximos recomendados ni las normas de calidad límite recogidas en las legislaciones medioambientales vigentes de aguas subterráneas y superficiales. Por ello, a partir de los datos obtenidos de las aguas que entran a Las Tablas desde los cauces superficiales circundantes, de las aguas subterráneas y las de la propia superficie encharcada del Parque, no se han identificado compuestos que ni por sus valores de concentración, ni por sus persistencia, ni por su distribución espacial indiquen una contaminación que, de manera significativa, incida en una deficiente calidad del agua.

#### **4.4.- Físico-química de la columna de agua**

Los parámetros más importantes en relación con la ausencia de vegetación sumergida son: turbidez, radiación PAR y clorofila-a. Los otros parámetros indican aguas con pH circumneutral, subsaturadas ligeramente en OD, o con ciclos diarios de sub/sobresaturación en relación con la actividad fotosintética del fitoplancton, y con una CE que refleja el diferente grado de mineralización de los dos aportes principales al humedal, situándose en 3500-4000 µS/cm en la zona de influencia del río Gigüela y en ~150 µS/cm en la del río Guadiana. Los datos obtenidos también evidencian una mayor heterogeneidad hidroquímica en la zona A y una clara homogeneidad en la zona B (Fig. 1b).

El humedal, en las cuatro campañas efectuadas siempre ha mostrado turbidez (Fig. 6). En la zona A la turbidez siempre ha sido más elevada y heterogénea (rango valor medio 9-12 NTU), que en la zona B (2-6 NTU). La turbidez media de ambas zonas en verano (junio) supera en 1 o 2 unidades NTU a la de invierno (noviembre). La menor turbidez en la zona A se ha registrado en nov-2015 (9 NTU) y en la zona B en nov-2016 (2 NTU). Cabe deducir entonces la existencia de cierta estacionalidad en los valores de turbidez. Sin embargo, no se puede afirmar nada en cuanto a su evolución temporal, ya que no se ha observado ninguna tendencia clara en cuanto a su aumento o disminución en el periodo estudiado, si bien ha sido la última campaña la de menor turbidez (nov-2016), especialmente en la zona B.

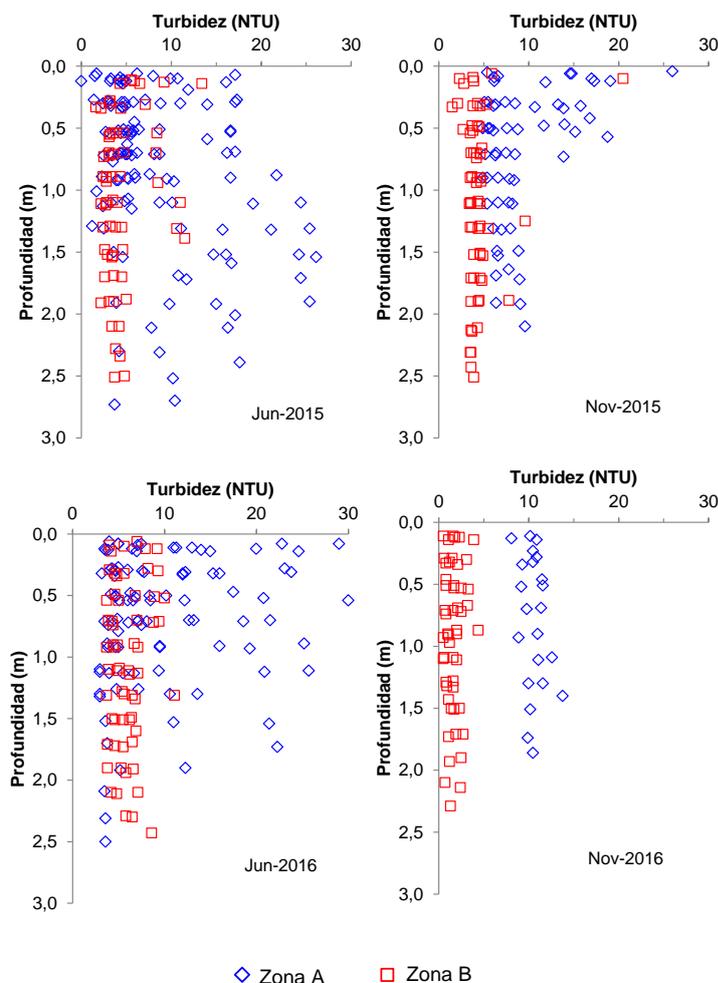


Figura 6.- Turbidez en la columna de agua, en zona A (rombos) y zona B (cuadrados), en junio y noviembre de 2015 y 2016.

En la zona de mayor influencia del agua del río Guadiana (estaciones 845 y 846, Fig. 1b), es donde se ha registrado habitualmente la mayor turbidez y donde su carácter estacional se ha hecho más evidente. En la columna de agua de esta zona (~2 m de profundidad) se registró una turbidez media de 20 y 30 NTU en los meses de junio 2015 y 2016, respectivamente, que se redujo a 6 y 10 NTU en los meses de noviembre de cada año. La distribución en la vertical de la turbidez también ha cambiado estacionalmente, mientras ésta se incrementa en verano con la profundidad (llega a triplicarse cerca del fondo), se mantiene constante en toda la columna de agua en invierno.

En los humedales es muy frecuente que la turbidez del agua se deba a la abundancia de fitoplancton, existiendo entonces una clara correlación entre ambas variables. Pero como se puede ver en la Fig. 7, esto no es evidente en el humedal, por lo que debe de haber otra causa que incida en la turbidez. En algunas gráficas de esta figura (jun-2015 y nov-2015), correspondientes a la zona A, se puede apreciar (donde la nube de puntos es más densa), la correlación entre ambos parámetros, pero luego existen otros puntos donde hay un incremento notable de la turbidez sin aumentar la concentración de clorofila-a. En la zona B la correlación

entre ambos parámetros es inexistente, y aunque con menor frecuencia que en la zona A, se siguen teniendo puntos donde se incrementa la turbidez sin aumento de la clorofila-a.

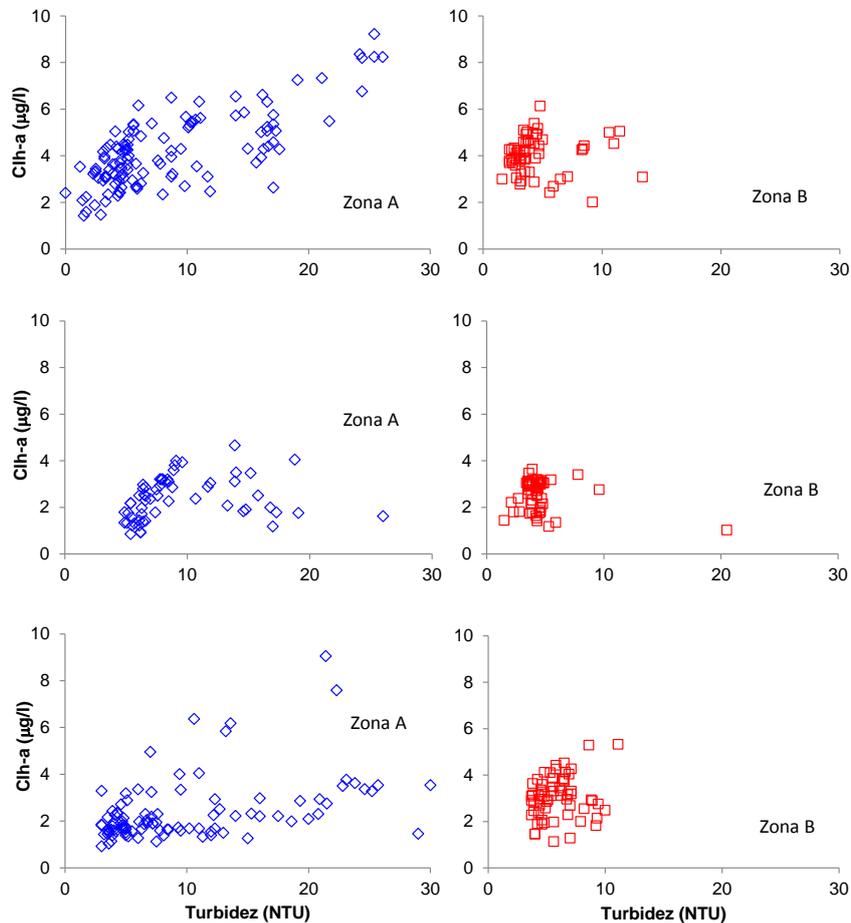


Figura 7.- Clorofila-a versus turbidez, en zonas A y B, en jun/nov-2015 y jun-2016. El incremento de turbidez no se correlaciona siempre con el incremento de fitoplancton (clorofila-a), siendo esto más frecuente en la zona A.

En lagos de escasa profundidad sin vegetación sumergida, como es el caso, se ha descrito el aumento de la turbidez por la actividad de peces bentónicos que remueven el fondo para alimentarse (p. ej. Zambrano et al. 1999 y 2001, Parkos III et al. 2003, Roozen et al. 2007, Leunda 2010, Kloskowski 2011, Weber and Brown 2011, Vilizzi and Tarkan 2015) y por la acción del oleaje, provocado por el viento, sobre el fondo (Laenen and LeTourneau 1996, Chow-Fraser 1999, Bailey and Hamilton 1997, Schelske et al. 2000, Booth et al. 2000, Scheffer et al. 2003, Cózar et al. 2005, James et al. 2004a y 2004b, Zhu et al. 2015). Este último efecto se incrementa con fondos de granulometría fina escasamente consolidados por la acción de los peces (Scheffer et al. 2003, Huser et al. 2016). En este sentido hay que señalar, que mientras se realizaba este trabajo ha sido muy frecuente observar las nubes de sedimento que levantaban los peces al alejarse asustados de la trayectoria de la embarcación, y esto pone en evidencia un sedimento de estas características. Por otro lado, el eje longitudinal del humedal de dirección NE-SO (~10 km)

coincide frecuentemente con los vientos dominantes en la zona (velocidad  $\geq 20$  km/h el 25% de las veces) provenientes del O-SO (40%) o NE-ENE (23%), con lo que se incrementa el *fetch* favoreciendo la formación de oleaje ([estadística anual del aeropuerto de Ciudad Real en https://es.windfinder.com](https://es.windfinder.com)). Para mitigar el efecto de peces y viento sobre la turbidez, hay que señalar que la desecación estival del humedal favorecería la compactación del sedimento, a la vez que mejoraría el sustrato de enraizamiento, facilitando el asentamiento de la vegetación.

La población de peces en el humedal todavía es importante, a pesar de las capturas que se vienen realizando desde 2014 ([Laguna et al. 2016](#), densidad captura carpas 153 kg/ha), y que en 2015 y 2016 alcanzaron la cifra de 60 y 30 Tn ([comunicación personal de la dirección del PN](#)). Utilizando redes de 12-14 cm de luz de malla, las capturas han estado compuestas principalmente por carpa común (*Cyprinus carpio*) y carpín (*Carassius auratus*). Empleando diferentes métodos de pesca menos selectivos en cuanto al tamaño, [Álvarez-Cobelas et al. \(2016\)](#) establecen que las poblaciones más abundantes son el perca sol (*Leponis gibbosus*, 57%), pez gato (*Ameiurus melas*, 17%), carpa (7%) y carpín (6%); y que por biomasa domina el perca sol (127 kg/ha), seguido a continuación de carpa (66 kg/ha) y carpín (15 kg/ha), siendo menor la biomasa de pez gato (7 kg/ha).

La carpa, pez gato y perca sol, se consideran especies exóticas invasoras con capacidad para alterar biótica o abióticamente los ecosistemas (RD 630/2013, [Leunda 2010](#)). El carpín, aunque no está considerado especie invasora, también muestra esta capacidad, incrementa la turbidez y destruye la vegetación sumergida mediante su ingesta ([Richardson et al. 1995](#), [Richardson and Whoriskey 1992](#)).

Existen numerosas referencias bibliográficas, especialmente de la carpa común, sobre el alto potencial para llegar a destruir ecosistemas de ciertos peces ([Zambrano et al. 1999](#), [Weber and Brown 2011](#), [Parkos III et al. 2003](#), [Miller and Crowl 2006](#), [Matsuzaki et al. 2009](#), [Kloskowski 2011](#), [Viizzili et al. 2015](#), [Vilizzi and Tarkan 2015](#), [Kaemingk et al. 2016](#)). No solamente incrementan la turbidez, sino que la suspensión del sedimento puede también incrementar los nutrientes ([Lougheed et al. 1998](#), [Huser et al. 2016](#)) lo cual favorece el desarrollo del fitoplancton y ambos factores influyen negativamente en el ambiente lumínico del fondo. Esto puede incidir en la actividad fotosintética de los carófitos, llegando a ser un factor limitante para su crecimiento. Además, diversos estudios han puesto en evidencia la agresión directa de la carpa común y otros peces a la vegetación acuática, bien sea mediante su ingesta o el desenraizamiento provocado por la continua remoción del sedimento ([Sidorkewicj et al. 1998](#), [Colautti and Lenicov 2001](#), [Winton et al. 2002](#), [Bajer et al. 2009](#)). El grado de afección al medio depende tanto de la biomasa de carpas ([Chumchall et al. 2005](#)) como del tamaño de los individuos ([Sidorkewicj et al. 1998](#)). La extensa revisión bibliográfica efectuada por [Viizzili et al. \(2015\)](#) y [Vilizzi and Tarkan \(2015\)](#), sintetiza y jerarquiza por su importancia y probabilidad los impactos directos e indirectos de la carpa común sobre los ecosistemas, valorando en un modelo conceptual la interacción de factores

abióticos (turbidez/sólidos en suspensión, nitrógeno, fósforo) y bióticos (fitoplancton/clorofila-a, macrófitos acuáticos, zooplancton, invertebrados bentónicos, anfibios, aves acuáticas y peces).

La turbidez que presenta el humedal actúa como un factor limitante a la penetración de la radiación PAR en la columna de agua. Como se puede ver en la Fig. 8, a muy escasa profundidad, entre 0,5-1,5 m según la época del año, la radiación PAR puede ser inferior al 1% de la que incide sobre la superficie del agua, valor adoptado tradicionalmente como límite entre las zonas eufótica/afótica. Esta intensa atenuación de la radiación PAR condiciona el crecimiento de las caráceas, ya que su profundidad de colonización está limitada a la disponibilidad de cierta intensidad de radiación PAR.

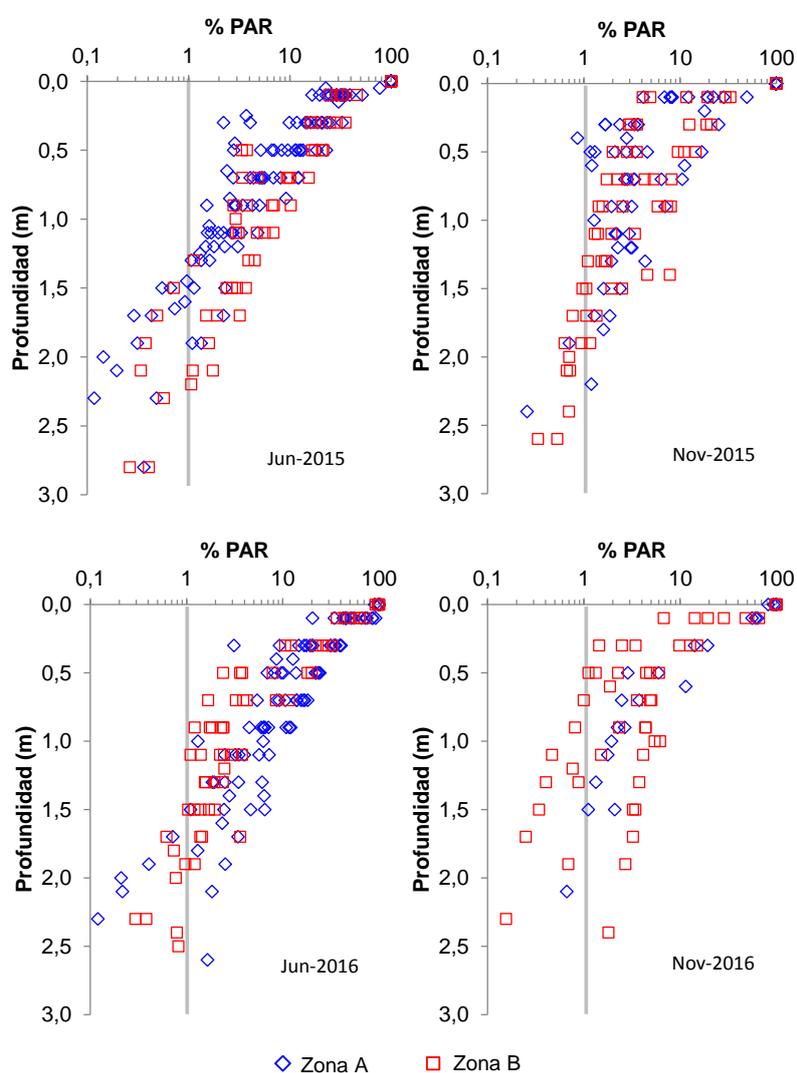


Figura 8.- Atenuación de la radiación PAR con la profundidad, expresada como porcentaje de la radiación PAR superficial, en jun/nov-2015 y 2016. La línea vertical situada en el 1% PAR es el límite tradicional entre las zonas fótica/afótica.

Chambers and Kalf (1985) estiman que en la máxima profundidad de colonización de carófitos en lagos canadienses (n=10, latitud 45° N) la PAR alcanza un valor medio del 11% de la radiación PAR superficial. Middelboe and Markager (1997) considerando 69 lagos en distintos países situados entre 37° y 74° de latitud, con presencia de carófitos, establecen un valor medio de irradiancia en la profundidad máxima de colonización equivalente al 5% de la irradiancia superficial. En 13 lagos de Florida la colonización de carófitos llega hasta una profundidad que recibe una media del 7% de la radiación PAR superficial (Caffrey et al. 2007). Van der Berg et al. (2002) establecen que es necesario al menos un 3% de la luz en superficie para el crecimiento de carófitos en Holanda. Y por último, Schwarz et al. (2002) estudiando 28 lagos en Nueva Zelanda (latitud media 40°) concluyen que es necesario un 3-9% de PAR superficial para el crecimiento de 3 carófitos (*Nitella hookeri* var. *tricellularis*, *Chara coralina* y *Nitella pseudoflabellata*), que se incrementa hasta un valor de 20-30% para *Chara globularis*, *Chara fibrosa* y *Nitella hyalina*, existiendo otros carófitos (*Nitella leptostachys* y *Nitella hookeri*) que requieren valores intermedios de PAR para su crecimiento.

Esta circunstancia, limitaría el crecimiento de caráceas en el PNTD a las partes más someras del humedal, pero la realidad es que ni siquiera en estas zonas se ha identificado la presencia de carófitos. Es innegable que debe de haber algún otro factor que limite su crecimiento. En este sentido hay que señalar el resultado del trabajo de Laguna et al. (2016), en el que se pone de manifiesto que la exclusión de peces en parcelas experimentales favorece el establecimiento de carófitos. La acción de los peces sobre la vegetación la hacen evidente Álvarez-Cobelas et al. (2016) analizando el contenido estomacal de las principales especies del PNTD. En el 67% y 29% de los individuos, en los estómagos de carpas y carpín, encuentran restos de algas que previsiblemente son caráceas. Además, la presencia de restos vegetales es importante en el carpín (57% de los individuos) y en menor medida en la carpa (17%). También se pone en evidencia la bioturbación sobre el sedimento al encontrarse detritus en sus estómagos (en el 57% de carpín, 51% de pez gato y 33% de carpas). La acción de estas especies sobre la vegetación sumergida y el sedimento está ampliamente descrita en la bibliografía (e.g. Vilizzi and Tarkan 2015 y citas contenidas, Richardson et al. 1995, Braig and Johnson 2003, Kaeming et al. 2016, Colautti and Lenicov, 2001, Sidorkewicz et al. 1998, Bajaj et al. 2009).

#### **4.5.- Radiación PAR sobre el fondo del humedal**

En el epígrafe anterior se han presentado los valores de radiación PAR en términos relativos referidos a la radiación superficial. Con estos datos, considerando las referencias bibliográficas, ya se puede concluir que hay una clara limitación de radiación PAR en el PNTD, para el crecimiento de carófitos, que son fuente de alimentación de aves acuáticas, y a la vez permiten la estabilización del sedimento.

Los valores absolutos de radiación PAR medida sobre el sedimento, obtenidos en los perfiles verticales de las 4 campañas efectuadas, se recogen en la Fig. 9. Como esta medida está condicionada por la hora del día en la que se efectúa el perfil, a partir de la primera campaña en la que se puso de manifiesto la escasez de luz que alcanzaba el sedimento, se tomó la determinación de efectuar su registro continuo en diferentes puntos del humedal. Se emplearon los registradores de iluminancia HOBO Pendant fijados a una plataforma sobre elevada 10 cm del fondo. Para establecer la equivalencia entre la iluminancia que miden estos registradores (en unidades lux) y la radiación PAR expresada como  $\mu\text{mol}$  de fotones por  $\text{m}^2\cdot\text{s}$ , se efectuaron durante una semana medidas simultáneas cada 10 minutos con un registrador HOBO Pendant y un sensor esférico de PAR modelo LI-COR 193R, sumergidos ambos a 0,9 m de profundidad. La metodología es similar a la empleada por Long et al. (2012). Estos datos se muestran en la Fig. 10 donde también se tiene la ecuación que relaciona las medidas de ambos sensores. Esta ecuación ha permitido estimar la PAR que alcanza el sedimento mediante los datos de iluminancia obtenidos con los registradores HOBO Pendant. Este registro de una PAR calculada, permite a su vez, estimar la PAR diaria ( $\text{mol}/\text{m}^2\cdot\text{día}$ ) que recibe el sedimento.

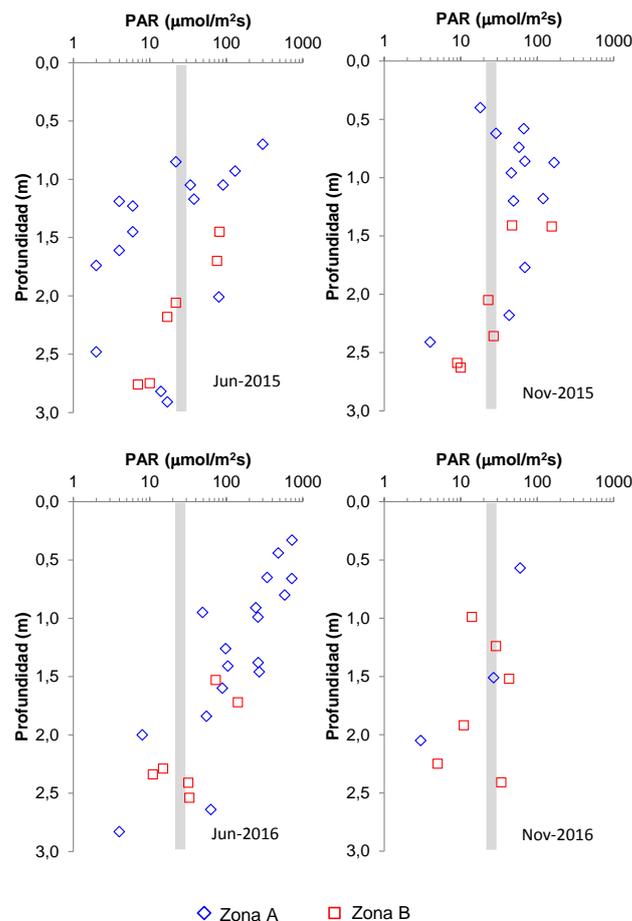


Figura 9.- Radiación PAR medida sobre el fondo en los perfiles verticales realizados en las cuatro campañas (jun/nov-2015 y jun/nov-2016). La banda vertical gris equivale a 20-30  $\mu\text{mol}$  de fotones  $\text{m}^2\cdot\text{s}$ , como límite aproximado a partir del cual es posible el crecimiento de carófitos (como síntesis revisión bibliográfica, ver texto). En las partes más profundas del humedal no se alcanza este valor.

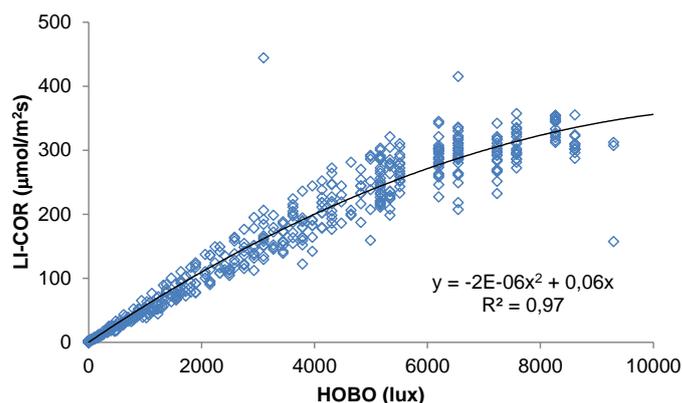


Figura 10.- Equivalencia entre la iluminancia (unidades lux) medida con el sensor HOB0 Pendant y la radiación PAR (unidades  $30 \mu\text{mol de fotones/m}^2 \text{ s}$ ) medida con el sensor LI-COR 193R, y la ecuación que relaciona ambas. Esta ecuación se ha utilizado para establecer una PAR calculada a partir de los datos de iluminancia obtenidos por los sensores HOB0 Pendant.

En la Fig. 11 se muestra los resultados de los 8/10 primeros días de registro de la luz sobre el fondo, en las dos zonas del humedal, en invierno (noviembre 2015) y primavera (abril 2016). Lo primero que llama la atención es la similitud que hay entre un día y otro en las medidas efectuadas en invierno (Fig. 11a), frente a la enorme heterogeneidad entre días de primavera (Fig. 11b), y esto ocurre en todos los puntos del humedal donde se han efectuado medidas.

Analicemos primero los datos de invierno (Fig. 11a) tomando como referencia los datos de la bibliografía. Según [Winton et al. \(2004\)](#) las esporas de *Chara australis* y *Chara globularis* requieren muy poca luz para germinar ( $<0,4 \text{ mol/m}^2\text{día}$ ) pero para sustentar su crecimiento es necesario al menos  $1,7 \text{ mol/m}^2\text{día}$ . [Schwarz and Hawes \(1997\)](#) en un lago de Nueva Zelanda establecen que la biomasa de carófitos se reduce a partir de una profundidad con radiación PAR inferior a  $1,0 \text{ mol/m}^2\text{día}$ . En ensayos con una PAR media de  $33 \pm 4,6 \mu\text{mol/m}^2\text{s}$  (media  $\pm \sigma$ ) [Wang et al. 2015](#) observan que hay crecimiento de esporas germinantes de 3 especies de carófitos (*Chara vulgaris*, *Chara braunii* y *Nitella gracilis*). Con  $30 \mu\text{mol/m}^2\text{s}$  (ciclos 12 h luz /8 h oscuridad) dos carófitos (*Chara hispida* y *Chara intermedia*) crecen elongando sus tallos hacia la superficie para obtener una mayor radiación ([Schneider et al. 2006](#)). [Küster et al. \(2004\)](#) demuestran experimentalmente (ciclos 12 h luz/12 h oscuridad) que se incrementa el ratio de crecimiento de *Chara báltica* y *Chara canescen* entre  $35\text{-}70 \mu\text{mol/m}^2\text{s}$  y  $35\text{-}380 \mu\text{mol/m}^2\text{s}$ , respectivamente. Y por último, [Sand-Jensen y Mases \(1991\)](#) determinan una intensidad de PAR en el punto de compensación (donde las pérdidas de carbono por respiración y la fijación fotosintética se igualan) de  $15,7 \mu\text{mol/m}^2\text{s}$  para *Chara vulgaris* y de  $3,7\text{-}7,9 \mu\text{mol/m}^2\text{s}$  para *Nitella translucens*, y [Vieira y Necchi \(2003\)](#) determinan la PAR en el punto de compensación de 4 especies de carófitos (*Chara brauni*, *Chara guairensis*, *Nitella subglomerata* y *Nitella sp.*) estando comprendida entre  $4\text{-}20 \mu\text{mol/m}^2\text{s}$ .

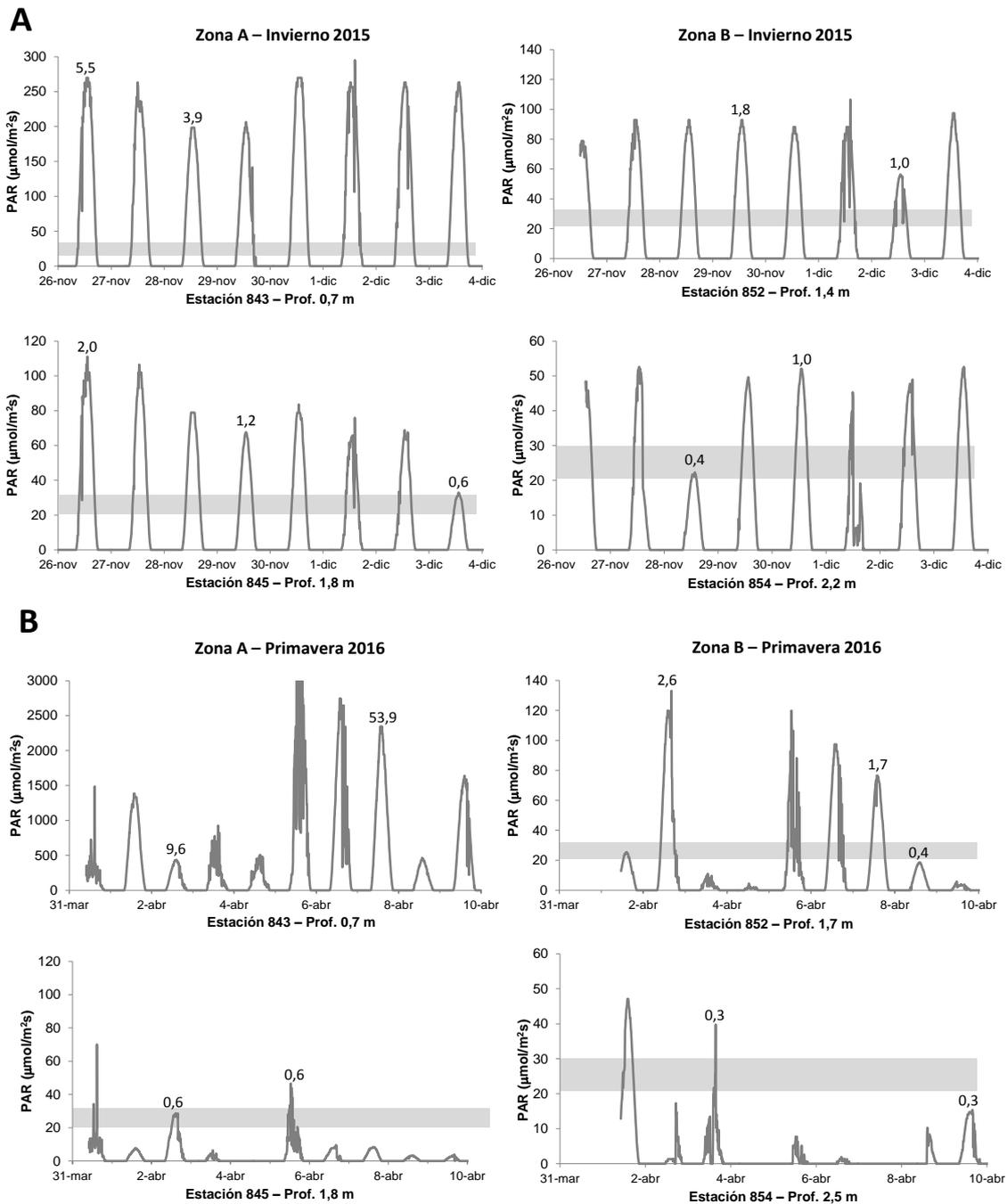


Figura 11.- Registro de la radiación PAR sobre el fondo, en 4 puntos del humedal ubicados en ambas zonas y con diferente profundidad, en invierno de 2015 y primavera 2016. La banda gris equivale a 20-30  $\mu\text{mol}$  de fotones  $\text{m}^2 \text{s}$ , como límite aproximado a partir del cual es posible el crecimiento de carófitos. El valor sobre algunos picos equivale a la radiación PAR diaria expresada como  $\mu\text{mol}$  de fotones/  $\text{m}^2 \text{ día}$ .

En base a estos datos, tomando como referencia un umbral de PAR para el crecimiento de carófitos de 20-30  $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$  (banda gris en la Fig. 11), o el valor de 1,0  $\text{mol}/\text{m}^2\text{día}$  de Schwarz and Hawes 1997, se puede concluir que las condiciones lumínicas de noviembre 2015 (Fig. 11a), salvo en el punto más profundo (estación 854, profundidad 2,2 m), deberían ser generalmente suficientes para la germinación y crecimiento de carófitos. Analizando los datos de la PAR medida sobre el sedimento en la campaña de nov-2015 se llega a la misma conclusión (Fig. 9), la mayoría

de los puntos con una profundidad que no supere los 2 m reciben una PAR superior a 20-30  $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ . Se puede afirmar, por tanto, que en estas condiciones las zonas del humedal con una profundidad inferior a 2 m, presentan a priori, unas condiciones lumínicas adecuadas para el crecimiento de carófitos.

No ocurre lo mismo si se consideran los datos de primavera (época en la que más se desarrollan los carófitos). Como se puede ver en la Fig. 11b, es frecuente en los 3 puntos con profundidad superior a 1,7 m que la radiación PAR no alcance el umbral de 20-30  $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ , quedando entonces muy por debajo del valor diario de 1,0  $\text{mol}/\text{m}^2\text{día}$  establecido por Schwarz and Hawes (1997). En estas condiciones no parece viable el crecimiento de carófitos. Ahora bien, la irregularidad diaria que muestra la radiación PAR en todos los puntos, no se corresponde estrictamente a la mayor o menor presencia de nubes, si no a algún otro factor. Las variaciones climáticas no pueden dar este tipo de gráficas, ya que se ha constatado con los sensores HOBO Pendant que han medido la radiación solar en la superficie del agua, que un día tras otro presentan cierta similitud. Interpretamos que esta fluctuación anómala de la radiación PAR registrada sobre el fondo se debe más a la removilización del sedimento por los peces, enterrando a veces parcial o totalmente el sensor y en otras ocasiones retirando el sedimento que los cubre. Dicho de otro modo, el registro de los sensores de luz refleja la enérgica bioturbación de un sedimento escasamente consolidado por peces necesariamente de cierto tamaño.

En el punto más somero (estación 843, profundidad 0,7 m; Fig. 11b) hay suficiente radiación PAR para el crecimiento de carófitos, pero su anómala fluctuación de un día a otro parece evidenciar una intensa removilización del sedimento que imposibilite el crecimiento de macrófitos bien por soterramiento o desraizamiento.

La temperatura del agua regula la actividad y distribución de los peces ectotermos. En estudios de campo y laboratorio se ha podido comprobar la relación entre la temperatura y el rendimiento fisiológico de los peces (Payne et al. 2016, Bartolini et al. 2015, Gelós et al. 2010). Hay una temperatura óptima donde el rendimiento fisiológico es máximo, y un límite inferior y superior de temperatura con un rendimiento cero. A partir de una temperatura de 12-14 °C se empieza a activar la carpa, su temperatura óptima está por encima de los 20 °C, y con temperaturas inferiores a 10 °C en invierno entran en hibernación, agrupándose los individuos y reduciendo su movilidad (Bauer and Schlott, 2004, Horváth et al. 2002). La temperatura óptima del carpín es sobre los 20 °C, tolerando un rango 0-30 °C (Horváth et al. 2002). La removilización del sedimento por los peces está influenciada por la temperatura, siendo máxima cuando se alcanza la temperatura óptima (Canal et al. 2015). Esta mayor actividad de los peces con la temperatura puede explicar, al menos en parte, que la turbidez en junio (temperatura del agua 20-22 °C) sea superior a la de noviembre (8-9 °C), los dos años estudiados. La potencial removilización de los sedimentos por los peces, con temperaturas de 8-9 °C (nov-2015), no afecta al registro de luz sobre el fondo.

## 5.- CONCLUSIONES

Las Tablas de Daimiel, cuando se declara la máxima figura de protección ambiental, parque nacional, nacen ya fuertemente alteradas con respecto a sus condiciones naturales de drenaje superficial, a lo que habría que añadir un intenso aprovechamiento de las aguas subterráneas con fines agrícolas, que da lugar a un descenso del nivel piezométrico de unos 35 m en el periodo 1980/96.

En 1983 deja de manar el agua en Los Ojos del Guadiana, quedando el humedal sin su principal aporte de agua. El río no volvería a resurgir hasta el año 2012, en que después de una importante secuencia climatológica húmeda vuelve a drenar al acuífero con un caudal en torno a un 10-20 % del que tenía en régimen natural. Para intentar paliar esta situación de escasez hídrica, a partir de la década de 1980, se realizan diversas actuaciones que transforman todavía más el humedal.

De manera que en el PNTD concurren problemas de cantidad de agua y de calidad, por la contaminación difusa que producen las prácticas agrarias y especialmente por el vertido ocasional de aguas con alta carga orgánica a los ríos Gigüela y Guadiana, por insuficiencia o mal funcionamiento de las estaciones depuradoras de aguas residuales de núcleos urbanos próximos, o por vertidos incontrolados de industrias agroalimentarias, más frecuentes en épocas de intensas lluvias.

Así, la principal preocupación desde la declaración del Parque Nacional ha sido la falta de agua y la presencia esporádica de episodios contaminantes, que han mantenido siempre las zonas inundadas en una situación de alerta permanente. Tras el periodo húmedo 2009-2013, el PNTD alcanza una superficie de inundación de 1.735 ha, y un volumen de agua almacenada de unos 15 Mm<sup>3</sup>, que se renovó varias veces durante el periodo 2010-2014. A pesar de la abundancia de agua en este periodo se pudo constatar desde 2011 una importante disminución de la vegetación sumergida (praderas de caráceas), descenso del zooplancton y abundancia del fitoplancton (Laguna et al., 2016). La drástica reducción de carófitos ha producido en los últimos años un alarmante descenso de anátidas nidificantes (*Anas platyrhynchos*, *Netta Rufina* y *Aythya ferina*), especies emblemáticas del Parque Nacional, y un aumento de las aves piscívoras.

A esta situación se ha unido, o favorecido por ello, un notable desequilibrio en la fauna piscícola, con importante presencia de especies alóctonas, constituidas fundamentalmente por euriófagos detritívoros, se alimentan de materia orgánica del sedimento, removiendo este y produciendo una importante turbidez en el medio acuático y el deterioro de las caráceas (Álvarez-Cobelas et al., 2016). Esta situación ha dado lugar a una modificación de la cadena trófica y a devaluar en gran medida los valores ecosistémicos del Parque Nacional.

Para evaluar la actual situación de la calidad de las aguas, se llevaron a cabo 6 campañas de toma de muestras de aguas superficiales, subterráneas y aguas residuales en los meses de abril, julio y noviembre de 2015 y 2016, intentando coincidir con los hidroperiodos estacionales.

La casi totalidad de las aguas superficiales, subterráneas y las del propio humedal presentan una facies sulfatada cálcica, a excepción de las muestras de aguas residuales que en su mayoría son cloruradas sódicas.

En ningún grupo de aguas se ha detectado la presencia de VOCs. En las aguas superficiales se han detectado varios SVOCs como HCH, Alachlor, Dieldrin, Procymidone y DDT no cuantificables (valor entre el límite de detección del método MDL y el límite de cuantificación LOQ). La mayor cantidad de compuestos orgánicos han sido detectados en las aguas superficiales de entrada, pero el número de veces en los que ha podido cuantificarse ha sido muy escaso y casi nunca con concentraciones por encima de las establecidas en la legislación ambiental. Tan sólo se han alcanzado concentraciones elevadas de DDT (~ 0,1 µg/l) por encima del valor límite ambiental, en la campaña de marzo de 2015, en los principales cauces muestreados.

En los muestreos realizados en las campañas de 2015 y 2016, en la salida del efluente de la EDAR de Villarrubia de los Ojos al arroyo de Madrechica, las concentraciones medias de nutrientes obtenidas en 4 muestras han sido de 5-6 mg/l de N-total y de 1 mg/l de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, valores por debajo de los límites establecidos. Sin embargo para los efluentes de la depuradora de Daimiel a la laguna de Navaseca, a partir de 8 muestras, los valores son superiores (concentraciones medias de 8-10 mg/l de N-total y 3-4 mg/l de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) y en el caso del fósforo superan los valores máximos admitidos. Esto pone de manifiesto que, aunque se han mejorado considerablemente las instalaciones en los últimos años, es necesario reducir estos niveles en los efluentes antes de su incorporación a los cauces para minimizar el impacto ambiental sobre el sistema hídrico conectado con el humedal.

A partir de los datos hidroquímicos obtenidos, se observa que el estado de las masas de agua que alimentan al humedal es generalmente aceptable según la normativa de calidad del agua vigente. Si en el futuro se produjeran nuevos episodios de contaminación a través de estos cauces que pudieran alcanzar al humedal, se deben de caracterizar hidroquímicamente estos vertidos para determinar su evolución espacial y temporal.

Los valores medios de nutrientes se consideran bajos. De igual manera, las concentraciones de nutrientes en la zona central del humedal (estación GN794), a partir de los análisis mensuales en el período 2010 a 2016 realizados por la CHG, muestran concentraciones medias similares. Aunque por una parte los ecosistemas acuáticos funcionan como sumideros de nutrientes ([Mitsch & Gosselink, 2000](#)), es destacable que en el humedal, la mayor parte de la descomposición de la biomasa vegetal se convierte en carga interna de nutrientes. Según los informes de seguimiento realizados por [Cirujano y Cobelas \(2007\)](#), la carga interna generada en el propio humedal sobrepasa a la carga externa de nutrientes que recibe a partir de las aguas que lo alimentan. Según estos autores, esto se ha acentuado puesto que las salidas de agua del humedal han sido escasas en las últimas décadas. En cuanto al efecto de los nutrientes en el agua sobre el crecimiento de vegetación subacuática, según la Environment Agency del Reino Unido ([EA, 2009](#)),

con concentraciones superiores a 2,5 mg/l de  $\text{NO}_3^-$  y de 0,06 de  $\text{PO}_4^{3-}$ , se reduce la probabilidad de persistencia y establecimiento de Characeas en los humedales. Igualmente, según Cirujano y Cobelas (2010), tras varios años de estudio y seguimiento de las variables físico-químicas del agua del humedal, estiman que un buen desarrollo de carófitos se ha observado con concentraciones de P<sup>-</sup> total entre 0,06 y 0,4 mg/l (~ 0,2 y 1,2 mg/l  $\text{PO}_4^{3-}$ ). Por ello, las concentraciones de nutrientes observadas en los muestreos realizados por el IGME y la CHG no parecen ser a priori, una de las principales causas restrictivas del escaso desarrollo de la vegetación sumergida y, son inferiores o similares a las propuestas en la bibliografía como limitantes a su desarrollo.

Respecto a los valores de concentraciones de elementos minoritarios como sustancias prioritarias y preferentes en las aguas del humedal, las concentraciones obtenidas en las campañas de 2015 y 2016 muestran siempre valores bajos y siempre por debajo de los límites máximos establecidos en la normativa de referencia. Tan solo para el caso del selenio (Se), tanto en las aguas del humedal como en las superficiales de los ríos, se superan casi siempre la concentración máxima admisible, establecida en 1 µg/l. Estos valores pueden ser debidos a los procesos de combustión de material vegetal o turberas que tuvieron lugar en varias zonas durante los períodos de sequía del humedal, siendo el último en 2009, y podría considerarse como posible causa del aumento de la concentración en las aguas en futuros estudios.

En comparación con las aguas de los ríos y las subterráneas, en las aguas del humedal se han cuantificado un número menor de compuestos orgánicos por lo que, como en otros muestreos específicos realizados en 2012 (Cirujano et al. 2012), se descartan la presencia de contaminantes orgánicos en agua.

Los contenidos de  $\text{NO}_3^-$  son superiores a los de las aguas superficiales y las del humedal con concentraciones medias alrededor de 25-30 mg/l, mientras que en la zona del Guadiana las concentraciones alcanzan en varias ocasiones más de 50 mg/l, asociado a la importante actividad agrícola de la zona. La masa de agua subterránea asociada (Mancha Occidental I) presenta actualmente una valoración de mal estado químico respecto a la norma de calidad en nitratos (> 50 mg/l) al superarse sistemáticamente los valores medios por la extensión de la contaminación de origen agrario.

Igualmente, las concentraciones medias de elementos minoritarios como sustancias prioritarias y preferentes en las muestras de aguas subterráneas de 2015 y 2016 son siempre bajas y no se dan indicios de ningún tipo de contaminación.

Los datos hidroquímicos obtenidos en las campañas de muestreo (2015-2016) y los facilitados por la CHG (2010-2016) indican que, tanto las concentraciones de los compuestos químicos inorgánicos (iones mayoritarios, elementos traza y metales), como las de los compuestos orgánicos (herbicidas y plaguicidas) del conjunto de aguas analizadas, no superan, en la práctica totalidad de las muestras, los valores máximos recomendados ni las normas de calidad límite

recogidas en las legislaciones medioambientales vigentes de aguas subterráneas y superficiales. Por ello, a partir de los datos obtenidos de las aguas que entran a Las Tablas desde los cauces superficiales circundantes, de las aguas subterráneas y las de la propia superficie encharcada del Parque, no se han identificado compuestos que ni por sus valores de concentración, ni por sus persistencia, ni por su distribución espacial indiquen una contaminación que, de manera significativa, incida en una deficiente calidad del agua.

A pesar de estos indicadores de calidad, el humedal, en las cuatro campañas efectuadas siempre ha mostrado turbidez. En la zona A la turbidez siempre ha sido más elevada y heterogénea (rango valor medio 9-12 NTU), que en la zona B (2-6 NTU), figura 1b. La turbidez media de ambas zonas en verano (junio) supera en 1 o 2 unidades NTU a la de invierno (noviembre). La menor turbidez en la zona A se ha registrado en nov-2015 (9 NTU) y en la zona B en nov-2016 (2 NTU). Cabe deducir entonces la existencia de cierta estacionalidad en los valores de turbidez. Sin embargo, no se puede afirmar nada en cuanto a su evolución temporal, ya que no se ha observado ninguna tendencia clara en cuanto a su aumento o disminución en el periodo estudiado, si bien ha sido la última campaña la de menor turbidez (nov-2016), especialmente en la zona B.

En la zona de mayor influencia del agua del río Guadiana (estaciones 845 y 846, Fig. 1b), es donde se ha registrado habitualmente la mayor turbidez y donde su carácter estacional se ha hecho más evidente. En la columna de agua de esta zona (~2 m de profundidad) se registró una turbidez media de 20 y 30 NTU en los meses de junio 2015 y 2016, respectivamente, que se redujo a 6 y 10 NTU en los meses de noviembre de cada año. La distribución en la vertical de la turbidez también ha cambiado estacionalmente, mientras ésta se incrementa en verano con la profundidad (llega a triplicarse cerca del fondo), se mantiene constante en toda la columna de agua en invierno.

En lagos de escasa profundidad sin vegetación sumergida, como es el caso, se ha descrito el aumento de la turbidez por la actividad de peces bentónicos que remueven el fondo para alimentarse. En este sentido hay que señalar, que mientras se realizaba este trabajo ha sido muy frecuente observar las nubes de sedimento que levantaban los peces al alejarse asustados de la trayectoria de la embarcación, y esto pone en evidencia un sedimento de estas características. Por otro lado, el eje longitudinal del humedal de dirección NE-SO (~10 km) coincide frecuentemente con los vientos dominantes en la zona (velocidad  $\geq 20$  km/h el 25% de las veces) provenientes del O-SO (40%) o NE-ESE (23%), con lo que se incrementa el *fetch* favoreciendo la formación de oleaje (estadística anual del aeropuerto de Ciudad Real en <https://es.windfinder.com>). Para mitigar el efecto de peces y viento sobre la turbidez, hay que señalar que la desecación estival del humedal favorecería la compactación del sedimento, a la vez que mejoraría el sustrato de enraizamiento, facilitando el asentamiento de la vegetación.

Además, diversos estudios han puesto en evidencia la agresión directa de la carpa común y otros peces a la vegetación acuática, bien sea mediante su ingesta o el desenraizamiento provocado

por la continua remoción del sedimento; el grado de afección al medio depende tanto de la biomasa de carpas como del tamaño de los individuos.

De manera que se puede concluir que la turbidez que presenta el humedal actúa como un factor limitante a la penetración de la radiación PAR en la columna de agua. A muy escasa profundidad, entre 0,5-1,5 m según la época del año, la radiación PAR puede ser inferior al 1% de la que incide sobre la superficie del agua, valor adoptado tradicionalmente como límite entre las zonas eufótica/afótica. Esta intensa atenuación de la radiación PAR condiciona el crecimiento de las caráceas, ya que su profundidad de colonización está limitada a la disponibilidad de cierta intensidad de radiación PAR. Tomando como referencia un umbral de PAR para el crecimiento de carófitos de 20-30  $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ , o el valor de 1,0  $\text{mol}/\text{m}^2\text{día}$  de Schwarz and Hawes 1997, se puede concluir que las condiciones lumínicas de noviembre 2015 (Fig. 11a), salvo en el punto más profundo (estación 854, profundidad 2,2 m), deberían ser generalmente suficientes para la germinación y crecimiento de carófitos. Analizando los datos de la PAR medida sobre el sedimento en la campaña de nov-2015 se llega a la misma conclusión (Fig. 9), la mayoría de los puntos con una profundidad que no supere los 2 m reciben una PAR superior a 20-30  $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ . Se puede afirmar, por tanto, que en estas condiciones las zonas del humedal con una profundidad inferior a 2 m, presentan a priori, unas condiciones lumínicas adecuadas para el crecimiento de carófitos.

No ocurre lo mismo si se consideran los datos de primavera (época en la que más se desarrollan los carófitos). Como se puede ver en la Fig. 11b, es frecuente en los 3 puntos con profundidad superior a 1,7 m que la radiación PAR no alcance el umbral de 20-30  $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$ , quedando entonces muy por debajo del valor diario de 1,0  $\text{mol}/\text{m}^2\text{día}$  establecido por Schwarz and Hawes (1997). En estas condiciones no parece viable el crecimiento de carófitos. Ahora bien, la irregularidad diaria que muestra la radiación PAR en todos los puntos, no se corresponde estrictamente a la mayor o menor presencia de nubes, si no a algún otro factor. Las variaciones climáticas no pueden dar este tipo de gráficas, ya que se ha constatado con los sensores HOBO Pendant que han medido la radiación solar en la superficie del agua, que un día tras otro presentan cierta similitud. Interpretamos que esta fluctuación anómala de la radiación PAR registrada sobre el fondo se debe más a la removilización del sedimento por los peces, enterrando a veces parcial o totalmente el sensor y en otras ocasiones retirando el sedimento que los cubre. Dicho de otro modo, el registro de los sensores de luz refleja la enérgica bioturbación de un sedimento escasamente consolidado por peces necesariamente de cierto tamaño.

En el punto más somero (estación 843, profundidad 0,7 m; Fig. 11b) hay suficiente radiación PAR para el crecimiento de carófitos, pero su anómala fluctuación de un día a otro parece evidenciar una intensa removilización del sedimento que imposibilite el crecimiento de macrófitos bien por soterramiento o desraizamiento.

A partir de una temperatura de 12-14 °C se empieza a activar la carpa, su temperatura óptima está por encima de los 20 °C, y con temperaturas inferiores a 10 °C en invierno entran en hibernación,

agrupándose los individuos y reduciendo su movilidad (Bauer and Schlott, 2004, Horváth et al. 2002). La temperatura óptima del carpín es sobre los 20 °C, tolerando un rango 0-30 °C (Horváth et al. 2002). La removilización del sedimento por los peces está influenciada por la temperatura, siendo máxima cuando se alcanza la temperatura óptima (Canal et al. 2015). Esta mayor actividad de los peces con la temperatura puede explicar, al menos en parte, que la turbidez en junio (temperatura del agua 20-22 °C) sea superior a la de noviembre (8-9 °C), los dos años estudiados. La potencial removilización de los sedimentos por los peces, con temperaturas de 8-9 °C (nov-2015), no afecta al registro de luz sobre el fondo.

## **6.- AGRADECIMIENTOS**

Los autores del informe quieren agradecer la cesión de la serie histórica de datos de análisis químicos, por parte de la Comisaría de Aguas de la Confederación Hidrográfica del Guadiana, de la Red Especial de Calidad de Aguas Superficiales en el entorno del Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel, constituida por 12 puntos de control.

Así como las facilidades y el apoyo logístico facilitado por el Director-Conservador del Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel, sus agentes medioambientales y el personal de apoyo, sin cuya colaboración hubiera resultado imposible la toma de muestras en la superficie encharcada del parque.

## **REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

Aguilera, H., Castaño, S., Moreno, L., Jiménez, M.E., De la Losa, A., 2013. Model of hydrological behaviour of the anthropized semiarid wetland of Las Tablas de Daimiel National Park (Spain) based on surface water-groundwater interactions. *Hydrogeology Journal* 21: 623-641.

Álvarez-Cobelas, M., Cirujano, S., Cobo Gradín, F., Vieira Lanero, R., Segura Matínez, M., 2016. Estudio de la cadena trófica del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel. Technical report. Organismo autónomo de Parques Nacionales, Madrid, 183 pp.

Álvarez-Cobelas, M., Cirujano, S., Sánchez-Carrillo, S. 2001. Hydrological and botanical man-made changes in the Spanish wetland of Las Tablas de Daimiel. *Biol. Conserv.* 97, 89-98.

Aranda, G., Fernández, S., Haro, M., Molina, F., Nájera, T., Sánchez-Romero, M., 2008. Water control and cereal management on the Bronze Age Iberian Peninsula: la motilla del Azuer. *Oxford Journal of Archaeology* 27 (3), 241-259.

Bailey, M., Hamilton, D.P., 1997. Wind induced sediment resuspension: a lake-wide model. *Ecol. Model.* 99, 217-228.

Bajer, P., Sullivan, G., Sorensen, P.W., 2009. Effects of rapidly increasing population of common carp on vegetative cover and waterfowl in a recently restored Midwestern shallow lake. *Hydrobiologia* 632, 235-345.

- Bartolini, T., Butail, S., Porfiri, M., 2015. Temperature influences sociality and activity of freshwater fish. *Environ. Biol. Fish* 98, 825-832.
- Benítez de Lugo, L., Mejías, M., 2017. The hydrogeological and paleoclimatic factors in Bronze Age Motillas Culture of La Mancha: the first hydraulic culture in Europe. *Hydrogeology Journal*. DOI: 10.1007/s10040-017-1607-z.
- Bauer, C., Schlott, G., 2004. Overwintering of farmed common carp (*Cyprinus carpio* L.) in the ponds of a central European aquaculture facility – measurement of activity by radio telemetry. *Aquaculture* 241, 301-317.
- Beatty J.M., 2014. Ambient water quality guidelines for Selenium. Technical Report Update. Water Protection and Sustainability Branch Environmental Sustainability and Strategic Policy Division. British Columbia Ministry of Environment. ISBN 978-0-7726-6740-3.
- Booth, J.G., Miller, R.L., McKee, B.A., Leathers, R.A., 2000. Wind-induced bottom sediment resuspension in a microtidal coastal environment. *Cont. Shelf. Res.* 20, 785-806.
- Braig, E.C., Johnson, D.L., 2003. Impact of black bullhead (*Ameiurus melas*) on turbidity in a diked wetland. *Hydrobiologia* 490, 11-21.
- Caffrey, A.J., Hoyer, M.V., Canfield Jr., D.E., 2007. Factors affecting the maximum depth of colonization by submersed macrophytes in Florida lakes. *Lake Reservoir Manag.* 23, 287-297.
- Canal, J., Lafaille, P., Gilbert, F., Lauzerard, C., Buisson, L., 2015. Influence of temperature on surface sediment disturbance by freshwater fish: a microcosm experiment. *Ann. Limnol-Int. J. Lim.* 51, 179-188.
- Chambers, P.A., Kalff, J., 1985. Depth distribution and biomass of submersed aquatic macrophyte communities in relation to Secchi depth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42, 701-709.
- Chow-Fraser, P., 1999. Seasonal, interannual, and spatial variability in the concentrations of total suspended solids in a degraded coastal wetland of Lake Ontario. *J. Great Lakes Res.* 25, 799-813.
- Cirujano, S. y Álvarez-Cobelas, M. 1998. Estudio limnológico y botánico del Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, 1995-98, Madrid, (I) 163 pp.
- Cirujano, S. y Medina, L., 2002. Plantas acuáticas de las lagunas y humedales de Castilla - La Mancha. Real Jardín Botánico, CSIC-Junta de Comunidades de Castilla - La Mancha. 340 pp.
- Cirujano, S., Álvarez Cobelas, M. (Coords.), 2007. Seguimiento y monitoreo ambiental en el P.N. Las Tablas de Daimiel (2003-2007). Informe Técnico. Organismo Autónomo Parques Nacionales. 329 pp.
- Cirujano, S., Álvarez Cobelas, M. (Coords.), 2010. Asesoramiento ambiental a la Dirección del Parque y diseño de actuaciones para la recuperación ambiental gradual de Las Tablas de Daimiel (2008-2010). Organismo Autónomo Parques Nacionales. 306 pp. Informe Técnico.
- Cirujano, S., Álvarez Cobelas, M., Guerrero Maldonado, N., Meco Molina, A., 2012. Informe sobre la calidad del agua y de los sedimentos en el Parque Nacional Las Tablas de Daimiel en el año 2012, 57 pp. Informe Técnico.
- Castaño, S., De la Losa, A., Martínez, P., Mediavilla, R., 2014. Caracterización de la composición química del río Guadiana y su influencia en el Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel. *Geogaceta*, 56, 95-98.

Confederación Hidrográfica del Guadiana, 2007. Evaluación ambiental estratégica del PLAN ESPECIAL DEL ALTO GUADIANA (PEAG), Anexo II: Estudio de los humedales del Alto Guadiana.

CSIC, 2015. Efectos de las aguas residuales urbanas sobre las lagunas del Alto Guadiana. Grupo de Investigaciones del Agua del CSIC. SERIE LIMNOIBERIA Nº 8, 2015. ISBN: 978-84-606-6233-4.

Colautti, D.C., Remes Lenicov, M., 2001. Alimentación de la carpa (*Cyprinus carpio* Linnaeus 1758) en la laguna de Lobos, provincia de Buenos Aires, Argentina. Ecol. Austral 11, 69-78.

Cózar, a., Gálvez, J.A., Hull, V., García, C.M., Loiselle, S.A., 2005. Sediment resuspension by wind in a shallow lake of Esteros del Iberá (Argentina): a model based on turbidimetry. Ecol. Model. 186, 63-76.

De la Losa, A., Aguilera, H., Jiménez-Hernández, E., Castaño, S., Moreno, L., 2012. Hidrología e hidroquímica. En: Mediavilla, R. (Ed.), Las Tablas de Daimiel: Agua y sedimentos, Instituto Geológico y Minero de España, Serie Medio Ambiente, 14, 87-124.

Environment Agency (2009). Stoneworts: their habitats, ecological requirements and conservation. Integrated catchment science programme. Science report: SC030202. ISBN: 978-1-84911-035-8. Author: Dr Stephen Lambert. [www.environment-agency.gov.uk](http://www.environment-agency.gov.uk)

Gelós, M., Teixeira-de Mello, F., Goyenola, G., Iglesias, C., Fosalba, C., García-Rodríguez, F., Pacheco, J.P., García, S., Meerhoff, M., 2010. Seasonal and diel changes in fish activity and potential cascading effects in subtropical shallow lakes with different water transparency. Hydrobiologia 646, 173-185.

Horváth, L., Tamás, G., Seagrave, C., 1992. Carp and pond fish culture. Fishing News Books, Oxford, 158 pp.

Huser, B.J., Bajer, P.G., Chizinski, C.J., Sorensen, P.W., 2016. Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on sediment mixing depth and mobile phosphorous mass in the active sediment layer of a shallow lake. Hydrobiologia 763, 23-33.

IGME 1979. Investigación hidrogeológica de la cuenca alta y media del Guadiana. Informe final (Sistema 19: Sierra de Altomira, Sistema 20: Mancha de Toledo, Sistema 22: Cuenca del río Bullaque, Sistema 23: Llanura Manchega, Sistema 24: Campo de Montiel). Plan Nacional de Investigación en Aguas Subterráneas (PIAS).

INYPESA 1990. Estudio de seguimiento de los resultados del plan de regeneración hídrica del Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, ICONA, Madrid.

James, W.F., Best, E.P., Barko, J.W., 2004a. Sediment resuspension and light attenuation in Peoria Lake: can macrophytes improve water quality in this shallow system? Hydrobiologia 515, 193-201.

James, W.F., Barko, J.W., Butler, M.G., 2004b. Shear stress and sediment resuspension in relation to submersed macrophyte biomass. Hydrobiologia 515, 181-191.

Kaeming, M.A., Jolley, J.C., Paukert, C.P., Willis, D.W., Henderson, K., Holland, R.S., Wanner, G.A., Lindvall, M.L., 2016. Common carp disrupt ecosystem structure and function through middle-out effects. Mar. Freshwater Res. <http://dx.doi.org/10.1071/MF15068>

Kloskowski, J., 2011. Impact of common carp *Cyprinus carpio* on aquatic communities: direct trophic effects versus habitat deterioration. Fundam. Appli. Limnol. 178, 245-255.

Küster, A., Schaible, R., Schubert, H., 2004. Light acclimation of photosynthesis in three charophyte species. *Aquatic Bot.* 79, 111-124.

Laguna, C., López-Perea, J.J., Viñuela, J., Florín, M., Feliu, J., Chicote, A., Cirujano, S., Mateo, R., 2016. Effects of invasive fish and quality of water and sediment on macrophytes biomass, and their consequences for the waterbird community of a Mediterranean floodplain. *Sci. Total Environ.* 551-552, 513-521.

Laenen, A., LeTourneau, A.P., 1996. Estimate of wind-induced resuspension of bed sediment during periods of low lake elevation (Upper Klamath Lake). USGS Open-File Report 95-414, 11 pp.

Leunda, P.M., 2010. Impacts of non-native fishes on Iberian freshwater ichthyofauna: current knowledge and gaps. *Aquat. Invasions* 5, 239-262.

Long, M.H., Rheuban, J.E., Berg, P., Zieman, J.C., 2012. A comparison and correction of light intensity loggers to photosynthetically active radiation sensors. *Limnol. Oceanogr.: Methods* 10, 416-424.

Lougheed, V.L., Crosbie, B., Chow-Fraser, P., 1998. Predictions on the effect of common carp (*Cyprinus carpio*) exclusion on water quality, zooplankton, and submerged macrophytes in a Great Lakes wetland. *Can. J. Aquat. Sci.* 55, 1189-1197.

Martínez-Cortina, L. Mejías, M., Díaz, J.A., Morales, R., Ruíz, J.M. 2011. Cuantificación de recursos hídricos subterráneos en la cuenca alta del Guadiana. Consideraciones respecto a las definiciones de recursos renovables y disponibles. *Boletín Geológico y Minero* 122 (1), 17-36.

Martín-Morales, C., Fernández-Miranda, M., Fernández-Posse, M<sup>a</sup>. D. Gilman, A. 1993. The Bronze Age of La Mancha. *Antiquity* 67, 23-45.

Mejías, M., López-Gutiérrez, J., Martínez-Cortina, L. 2012. Características hidrogeológicas y evolución piezométrica de la Mancha Occidental. Influencia del periodo húmedo 2009-2011. *Boletín Geológico y Minero* 123 (2), 91-108.

Mejías, M., Benítez de Lugo, L., López Sáez, J.A., Esteban, C. (eds.). 2015. *Arqueología, hidrogeología y medio ambiente en la Edad del Bronce de La Mancha. La Cultura de las Motillas.* Ministerio de Economía y Competitividad-Instituto Geológico y Minero de España. Madrid, 119 pp.

Mejías M. M., Martínez, C. L. (2012). Marco hidrogeológico general de la unidad Mancha Occidental y del entorno del Parque Nacional de Las Tablas de Daimiel. En: Mediavilla, R. (Ed.), *Las Tablas de Daimiel: Agua y sedimentos*, Instituto Geológico y Minero de España, Serie Medio Ambiente nº 14, 39-124.

Matsuzaki, S.S., Usio, N., Takamura, N., Washitani, I., 2009. Contrastin impacts of invasive engineers on freshwater ecosystems: an experiment and meta-analysis. *Oecologia* 158, 673-686.

Middelboe, A.L., Markager, S., 1997. Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater Biol.* 37, 553-568.

Mitsch W.J. y J.G. Gosselink, 2000. *Wetlands.* John Wiley and Sons, Inc. New York. 920 pp. ISBN 0-471-29232-X.

Moreno, F.J., 2014. El aprovechamiento hidráulico del Guadiana. Los molinos de ribera. Siglos XV-XIX. In: Mejías, M. (ed.). *Las Tablas y Los Ojos del Guadiana: agua, paisaje y gente.* IGME-OAPN, Madrid, 15-64.

Moreno, F.J. 2005. Agua y harina: el molino de Flor de Ribera y la disputa por el control de los recursos del río Guadiana a principios del siglo XVIII en Torralba de Calatrava. In: Romero, M. and Alía, F. (coords.), *Historia de Torralba de Calatrava.* Actas de la I y II Jornadas Monográficas sobre

Torralba de Calatrava y su entorno (2003 y 2004). Ayuntamiento de Torralba de Calatrava, 315-342.

Miller, S.A., Crowl, T.A., 2006. Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on macrophytes and invertebrate in a shallow lake. *Freshwater Biol.* 51, 85-94.

Organismo Autónomo Parques Nacionales (OAPN), 2014. Parques Nacionales de España. Ed. Planeta, Madrid, 262 pp.

Organismo Autónomo Parques Nacionales (OAPN), 2014. Guía de visita del Parque Nacional Las Tablas de Daimiel. Depósito Legal: M-23042-2014. ISBN: 978-84-8014-862-7. NIPO: 293-14-015-3

Parkos III, J.J., Santucci, V.J., Wahl, D.H., 2003. Effects of adult common carp (*Cyprinus carpio*) on multiple trophic levels in shallow mesocosms. *Can. J. Aquat. Sci.* 60, 182-192.

Payne, N.L., Smith, J.A., van der Meulen, D., Taylor, M.D., Watanabe, Y.Y., Takahashi, Marzullo, T.A., Gray, A.G., Cadiou, G., Suthers, I.M., 2016. Temperature dependence of fish performance in the wild: links with species biogeography and physiological thermal tolerance. *Funct. Ecol.* 30, 903-912.

Real Decreto 630/2013, de 2 de Agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. BOE 185, 56764-56786.

Real Decreto 354/2013 por el que se aprueba el Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Guadiana. BOE 121, 37464-38228.

Real Decreto 1514/2009 por el que se regula la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. BOE 255, 88201-88215.

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. BOE 219, 80582-80677.

Real Decreto 509/1996, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas. BOE 77, 12038-12041.

U.S.G.S, 2009. Analysis of Dissolved Selenium Loading from Surface Water and Groundwater to Sweitzer Lake, Colorado, 2006–07. Scientific Investigations Report 2009–5048. Geological Survey of U.S. Department of the Interior.

Richardson, M.J. and Whoriskey, F.G., 1992. Factors influencing the production of turbidity by goldfish (*Carassius auratus*). *Can. J. Zool.* 70, 1585-1589.

Richardson, M.J., Whoriskey, F.G., Roy, L.H., 1995. Turbidity generation and biological impacts of an exotic fish *Carassius auratus*, introduced into shallow seasonally anoxic ponds. *J. Fish. Biol.* 47, 576-585.

Roozen, F.C.J.M., Lürling, M., Vlek, H., Van Der Pouw Kraan, A.J., Ibelings, B.W., Scheffer, M., 2007. Resuspension of algal cells by benthivorous boosts phytoplankton biomass and alters community structure in shallow lakes. *Freshwater Biol.* 52, 977-987.

Sand-Jensen, K., Madsen, T.V., 1991. Minimum light requirements of submerged freshwater macrophytes in laboratory growth experiments. *J. Ecol.* 79, 749-764.

Scheffer, M., Portielje, R., Zambrano, L., 2003. Fish facilitate wave resuspension of sediment. *Limnol. Oceanogr.* 48 (5), 1920-1926.

Schelske, C.L., Coveny, M.F., Aldridge, F.J., Kenney, W.F., Cable, J.E., 2000. Wind or nutrients: Historic development of hypereutrophy in Lake Apopka, Florida. *Arch. Hydrobiol.* 55, 543-563.

- Schneider, S., Ziegler, C., Melzer, A., 2006. Growth towards light as an adaptation to high light conditions in *Chara* branches. *New Phytol.* 172, 83-91.
- Schwarz, A-M., Hawes, I., 1997. Effects of changing water clarity on characean biomass and species composition in a large oligotrophic lake. *Aquat. Bot.* 56, 169-181.
- Schwarz, A-M., Winton, M., Hawes, I., 2002. Species-specific depth zonation in New Zealand charophytes as a function of light availability. *Aquat. Bot.* 72, 209-217.
- Settier, J., 1956. *Caza Menor: Anécdotas y Recuerdos*. Ed. Reus, Madrid, 445 pp.
- Sidorkewicz, N.S., López Cazorla, A.C., Murphy, K.J., Sabbatini, M.R., Fernández, O.A., Domaniewski, J.C.J., 1998. Interaction of common carp with aquatic weeds in argentine drainage channels. *J. Aquat. Plant Manage.* 36, 5-10.
- Van den Berg, M.S., Van der Molen, D.T., Boers, P.C.M., 2002. Setting up reference conditions for phytoplankton, turbidity and submerged macrophytes in Dutch lakes 28-31. In: Marja Ruoppa and Krister Karttunen (eds.) *Typology and ecological classification of lakes and rivers*, ThemaNord 2002:566, 28-31.
- Vieira Jr, J., Necchi Jr, O., 2003. Photosynthetic characteristic of charophytes from tropical lotic ecosystems. *Phycol. Res.* 51, 51-61.
- Vilizzi, L., Tarkan, A.S., 2015. Experimental evidence for the effects of common carp (*Cyprinus carpio* L., 1758) on freshwater ecosystems: A narrative review with management directions for Turkish inland waters. *Limnofish* 1 (3), 123-149.
- Vilizzi, L., Tarkan, A.S., Copp, G.H., 2015. Experimental evidence from causal criteria analysis for the effects of common carp *Cyprinus carpio* on freshwater ecosystems: A global perspective. *Rev. Fish. Sci.* 23, 253-290.
- Wang, H., Liu, C., Yu, D., 2015. Morphological and reproductive differences among three charophyte species in response to variation in water depth. *Aquat. Biol.* 24, 91-100.
- Weber, M.J., Brown, M.L., 2011. Relationships among invasive common carp, native fishes and physicochemical characteristics in upper Midwest (USA) lakes. *Ecol. Freshwater Fish* 20 (2), 270-278.
- Winton, M.D., Casanova, M.T., Clayton, J.S., 2004. Charophyte germination and establishment under low irradiance. *Aquat. Bot.* 79, 175-187.
- Zambrano, L., Perrow, M.R., Macías-García, C., Aguirre-Hidalgo, V., 1999. Impact of introduced carp (*Cyprinus carpio*) in subtropical shallow ponds in Central Mexico. *J. Aquat. Ecosyst. Stress Recovery* 6, 281-288.
- Zambrano, L., Scheffer, M., Martínez-Ramos, M., 2001. Catastrophic response of lakes to benthivorous fish introduction. *Oikos* 94, 344-350.
- Zhu, M., Zhu, G., Nurminen, L., Wu, T., Deng, J., Zhang, Y., Qin, B., Ventelä, A-M., 2015. The influence of macrophytes on sediment resuspension and the effect of associated nutrients in a shallow and large lake (Lake Taihu, China). *PLoS ONE* 10(6): e0127915. doi:10.1371/journal.pone.0127915.