



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE FOMENTO

MINISTERIO
DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN
Y MEDIO AMBIENTE

CEDEX
CENTRO DE ESTUDIOS
Y EXPERIMENTACIÓN
DE OBRAS PÚBLICAS

INFORME TÉCNICO

para

Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente

Secretaría de Estado de Medio Ambiente

Dirección General del Agua

Confederación Hidrográfica del Duero

SERVICIO TÉCNICO PARA EL PROGRAMA DE CONTROL LIMNOLÓGICO BIANUAL INTENSIVO DEL LAGO DE SANABRIA. SEGUIMIENTO DE BLOOMS EN EMBALSE

SEGUIMIENTO INTENSIVO EN EL EMBALSE DE PONTÓN ALTO (SEGOVIA)

AVANCE

TOMO ÚNICO

Clave CEDEX: 46-415-0-002

Madrid, junio de 2016

Centro de Estudios Hidrográficos

LOS INFORMES TÉCNICOS DEL CENTRO DE ESTUDIOS Y EXPERIMENTACIÓN DE OBRAS PÚBLICAS (CEDEX) SÓLO TIENEN CARÁCTER OFICIAL SI ESTÁN REFRENDADOS POR SU DIRECCIÓN



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE FOMENTO

MINISTERIO
DE AGRICULTURA
ALIMENTACIÓN Y
MEDIO AMBIENTE

CEDEX
CENTRO DE ESTUDIOS
Y EXPERIMENTACIÓN
DE OBRAS PÚBLICAS

INFORME TÉCNICO

para

Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente

Secretaría de Estado de Medio Ambiente

Dirección General del Agua

Confederación Hidrográfica del Duero

SERVICIO TÉCNICO PARA EL PROGRAMA DE CONTROL LIMNOLÓGICO BIANUAL INTENSIVO DEL LAGO DE SANABRIA. SEGUIMIENTO DE BLOOMS EN EMBALSES

**SEGUIMIENTO INTENSIVO EN EL EMBALSE DE PONTÓN ALTO
(SEGOVIA)**

AVANCE

TOMO ÚNICO

Clave CEDEX: 46-415-0-002

Madrid, junio de 2016

Centro de Estudios Hidrográficos



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE FOMENTO

MINISTERIO
DE AGRICULTURA,
ALIMENTACIÓN Y
MEDIO AMBIENTE

CEDEX
CENTRO DE ESTUDIOS
Y EXPERIMENTACIÓN
DE OBRAS PÚBLICAS

TITULO:

**SERVICIO TÉCNICO PARA EL PROGRAMA DE CONTROL
LIMNOLÓGICO BIANUAL INTENSIVO DEL LAGO DE SANABRIA.
SEGUIMIENTO DE BLOOMS EN EMBALSES**

**SEGUIMIENTO INTENSIVO EN EL EMBALSE DE
PONTÓN ALTO (SEGOVIA)**

AVANCE

CLIENTE: **Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente**
Secretaría de Estado de Medio Ambiente
Dirección General del Agua
Confederación Hidrográfica del Duero

EL PRESENTE INFORME CONSTITUYE UN DOCUMENTO OFICIAL DE ESTE TRABAJO Y, DE ACUERDO CON LAS NORMAS GENERALES DEL ORGANISMO, SU ENTREGA SUPONE EL CUMPLIMIENTO DE LAS ACTUACIONES TÉCNICAS DEL MISMO REFERENTES A LA MATERIA OBJETO DEL INFORME.

VALIDEZ OFICIAL

VISTO EL CONTENIDO DEL INFORME Y SIENDO ACORDE CON LAS CLÁUSULAS DEL CONVENIO DE COLABORACIÓN CORRESPONDIENTE, SE PROPONE AUTORIZAR SU EMISIÓN.

EL DIRECTOR DEL CENTRO DE ESTUDIOS HIDROGRÁFICOS

Fdo. Federico Estrada Lorenzo

AUTORIZA LA EMISIÓN DEL INFORME:

Madrid, a de junio de 2016

EL DIRECTOR DEL CEDEX

Fdo. Mariano Navas Gutiérrez

SOLO SON INFORMES OFICIALES DEL CENTRO DE ESTUDIOS Y EXPERIMENTACIÓN DE OBRAS PÚBLICAS (CEDEX) LOS REFRENDADOS POR SU DIRECCIÓN

ÍNDICE GENERAL

1. ANTECEDENTES	1
2. INTRODUCCIÓN.....	1
3. ÁREA DE ESTUDIO.....	1
4. METODOLOGÍA.....	4
4.1. Muestreos	4
4.2. Análisis de parámetros químicos	5
4.2.1. Análisis de aguas	5
4.2.2. Análisis de sedimentos.....	6
4.3. Fitoplancton	8
4.3.1. Recuentos de fitoplancton.....	8
4.3.2. Cálculo del biovolumen	9
4.3.3. Análisis de clorofila.....	10
4.3.4. Cálculo del potencial ecológico	10
4.3.5. Cálculo del TSI y el ITSC	10
4.3.6. Cianobacterias	12
5. RESULTADOS	13
5.1. Introducción	13
5.2. Variación de los parámetros físico-químicos en la columna de agua.....	13
5.2.1. Temperatura.....	13
5.2.2. Oxígeno disuelto	13
5.2.3. Clorofila a	14
5.2.4. pH.....	15
5.2.5. Conductividad.....	16
5.2.6. Nutrientes.....	16
5.2.7. Metales.....	17
5.3. Parámetros químicos analizados en los testigos de sedimento	21
5.3.1. Densidad, materia orgánica y carbonatos	21
5.3.2. Nutrientes: fósforo y nitrógeno	23
5.3.3. Metales.....	26
5.4. Situación de las tomas de agua para abastecimiento en la columna de agua del embalse durante el verano de los últimos años (2006-2015). Relación con la concentración de oxígeno.	31
5.5. Fitoplancton, estado trófico y potencial ecológico.....	35
5.5.1. Evolución del fitoplancton durante el periodo de estudio	35
5.5.2. Relación del fitoplancton con el disco de Secchi.....	37
5.5.3. Potencial ecológico, estado trófico e índice TSI	38
5.5.4. Cianobacterias	39
5.5.5. Estudio histórico del fitoplancton	42

5.5.6.	Estudio histórico de las cianobacterias	47
5.5.7.	Relación del fitoplancton y las cianobacterias con la hidrología de la cuenca receptora 49	
6.	CONCLUSIONES.....	52
7.	RECOMENDACIONES	55
8.	BIBLIOGRAFÍA.....	58
9.	EQUIPO DE TRABAJO	¡Error! Marcador no definido.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Embalse de Pontón Alto (Segovia).	2
Figura 2.	Vista aérea del embalse de Pontón Alto y su cuenca.	3
Figura 3.	Localización de los puntos de muestreo en el embalse de Pontón Alto.	3
Figura 4.	Protocolo para la extracción de nutrientes en sedimentos.	8
Figura 5.	Protocolo para la determinación de materia orgánica en sedimentos.....	9
Figura 6.	Variación de la temperatura del agua y del oxígeno con la profundidad durante el verano de 2015.....	14
Figura 7.	Variación de la clorofila a, pH y conductividad con la profundidad durante el verano de 2015. Los valores de concentración de clorofila a se deben interpretar como valores relativos.	15
Figura 8.	Variación de la concentración de fósforo (disuelto y total) con la profundidad durante el verano de 2015. "Int"= muestra integrada de la zona fótica.	16
Figura 9.	Variación de la concentración de nitrógeno total con la profundidad durante el verano de 2015.....	17
Figura 10.	Variación en la concentración de hierro (Fe) en agua con la profundidad durante el verano de 2015.....	18
Figura 11.	Variación en la concentración de manganeso (Mn) en agua con la profundidad durante el verano de 2015.	19
Figura 12.	Variación en la concentración de arsénico (As) en agua con la profundidad durante el verano de 2015.....	19
Figura 13.	Variación en la concentración de aluminio (Al) en agua con la profundidad durante el verano de 2015.....	20
Figura 14.	Variación en la concentración de cromo (Cr) en agua con la profundidad durante el verano de 2015.....	21
Figura 15.	Perfil de materia orgánica, carbonatos y densidad del sedimento correspondiente a la zona de máxima profundidad de la presa.	22
Figura 16.	Perfil de materia orgánica, carbonatos y densidad del sedimento correspondiente a la cola del río Eresma.....	22
Figura 17.	Perfil de materia orgánica, carbonatos y densidad del sedimento correspondiente a la cola del río Cambrones.	22
Figura 18.	Perfil de nitrógeno y fósforo del sedimento correspondiente a la zona de máxima profundidad de la presa.....	25
Figura 19.	Perfil de nitrógeno y fósforo del sedimento correspondiente a la cola del río Eresma.	25
Figura 20.	Perfil de nitrógeno y fósforo del sedimento correspondiente a la cola del río Cambrones.....	25

Figura 21. Ubicación de los puntos de caracterización geoquímica del IGME en la cuenca alta del río Eresma.	26
Figura 22. Perfil de hierro y aluminio del sedimento correspondiente a la zona de máxima profundidad de la presa.	28
Figura 23. Perfil de hierro y aluminio del sedimento correspondiente a la cola del río Eresma.	28
Figura 24. Perfil de hierro y aluminio del sedimento correspondiente a la cola del río Cambrones.	28
Figura 25. Perfil de metales del sedimento correspondiente a la zona de máxima profundidad de la presa.	29
Figura 26. Perfil de metales del sedimento correspondiente a la cola del río Eresma.	30
Figura 27. Perfil de metales del sedimento correspondiente a la cola del río Cambrones.	30
Figura 28. Variación del oxígeno con la profundidad durante los veranos de 2013, 2014 y 2015. Las líneas horizontales señalan las profundidades de la toma 1 y la toma 2 en cada muestreo.	32
Figura 29. Variación de la temperatura con la profundidad durante los veranos de 2013, 2014 y 2015. Las líneas horizontales señalan las profundidades de la toma 1 y la toma 2 en cada muestreo.	33
Figura 30. Variación del oxígeno con la profundidad durante los veranos de 2007, 2008 y 2009. Las líneas horizontales señalan las profundidades de la toma 1 y la toma 2 en cada muestreo.	34
Figura 31. Variación del oxígeno con la profundidad durante los veranos de 2010, 2011 y 2012.	35
Figura 32. Evolución de la clorofila y el biovolumen del fitoplancton durante el periodo julio-septiembre de 2015.	36
Figura 33. Composición del fitoplancton en el periodo julio-septiembre de 2015.	36
Figura 34. Composición del fitoplancton de los grupos menos abundantes (incluidos en el grupo de "Otros" en la figura 33) en el periodo julio-septiembre de 2015.	37
Figura 35. Relación entre el disco de Secchi y la clorofila.	37
Figura 36. Relación entre el disco de Secchi y el biovolumen de fitoplancton.	38
Figura 37. Evolución de los grupos de cianobacterias en el periodo julio-septiembre de 2015.	40
Figura 38. Evolución de las principales especies de cianobacterias en el periodo julio-septiembre de 2015.	41
Figura 39. Principales especies de cianobacterias del embalse de Pontón Alto. Arriba a la izquierda, <i>Woronichinia naegeliana</i> . Arriba a la derecha, <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> . Abajo <i>Dolichospermum circinalis</i> y <i>Dolichospermum crassum</i>	41
Figura 40. Relación entre el biovolumen total de fitoplancton y la clorofila <i>a</i> en todos los muestreos realizados entre 2006 y 2015.	43
Figura 41. Relación entre el biovolumen total de fitoplancton y la clorofila <i>a</i> en los muestreos realizados entre 2006 y 2015 (eliminando 4 muestras que podrían tener errores).	44
Figura 42. Concentración de clorofila <i>a</i> en los meses muestreados del periodo 2006-2015. (Los datos de 2015 corresponden a este trabajo, el resto son datos de la Confederación Hidrográfica del Duero).	46
Figura 43. Concentración de clorofila y biovolumen total de fitoplancton en los meses de agosto o septiembre del periodo 2006-2015. (Los datos de 2015 corresponden a este trabajo, el resto son datos de la Confederación Hidrográfica del Duero).	46
Figura 44. Composición del fitoplancton en el embalse de Pontón Alto durante el periodo 2006-2015. (Los datos de 2015 corresponden a este trabajo, el resto son datos cedidos por la CHD).	47

Figura 45. Concentración de cianobacterias en los muestreos realizados en el periodo 2006-2015.....	48
Figura 46. Volumen de entrada diario (miles de m ³) y concentración de clorofila a (µg/L) (líneas rojas) en las fechas muestreadas entre 2005 y 2015.	51
Figura 47. Volumen de entrada diario (miles de m ³) desde julio a septiembre (periodo de muestreo), entre 2006 y 2015. Las flechas verdes indican los años en los que se encontraron concentraciones de cianobacterias superiores a 0,2 mm ³ /L Las flechas rojas indican los años en los que la CHD ha tenido conocimiento (a través de la prensa y/o del propio Ayuntamiento de Segovia) de problemas organolépticos en el agua.....	51

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características del embalse de Pontón Alto.	2
Tabla 2. Coordenadas de los puntos de muestreo en el embalse de Pontón Alto.....	2
Tabla 3. Fechas y profundidades de muestreo en el embalse de Pontón Alto.	4
Tabla 4. Parámetros y metodologías analíticas de aguas en el embalse de Pontón Alto.....	6
Tabla 5. Codificación de testigos de sedimento.....	7
Tabla 6. Parámetros y metodologías analíticas de sedimentos en el embalse de Pontón Alto ...	7
Tabla 7. Cálculo del TSI (Trophic State Index)	11
Tabla 8. Niveles tróficos del TSI.....	11
Tabla 9. Combinación de las diferentes posibilidades para el cálculo del ITSC.	11
Tabla 10. Valores Guía de abundancia de cianobacterias que da la OMS para valorar los niveles de riesgo para la salud producidos por cianobacterias en agua destinada a la producción de agua de consumo humano y en aguas de baño (Chorus & Bartram, 1999).....	12
Tabla 11. Aspectos a tener en cuenta en cada uno de los niveles de riesgos señalados en la Tabla 10, según la OMS (Chorus & Bartram, 1999).	12
Tabla 12. Niveles guía de metales en sedimento (Canadian Council of Ministers of Environment).....	27
Tabla 13. Potencial ecológico del embalse de Pontón Alto durante el año 2015. Se señalan los valores de las métricas en cada una de las fechas muestreadas y el valor límite entre el estado bueno y el moderado de las mismas en los embalses de tipo 1. También se indica el valor medio (julio-septiembre) de cada una de las métricas y el Ratio de Calidad Ecológica (RCE). En rojo se señalan los valores que están por debajo del límite B/M.	38
Tabla 14. Clasificación del estado trófico de un sistema acuático según los valores medios anuales de clorofila (datos OCDE, 1982) y los valores medios anuales de biovolumen total de fitoplancton (Willén, 2000).....	39
Tabla 15. Valores de TSI del embalse de Pontón Alto, durante el año 2015, de cada uno de los parámetros implicados en el índice de Carlson (1977) y valor medio.	39
Tabla 16. Cantidad de cianobacterias en el periodo julio-septiembre de 2015. En azul los valores que superan el nivel de vigilancia para agua destinada a la producción de agua de consumo humano, según la OMS (Tabla 10). En amarillo, los valores que superan el nivel de alerta I para el mismo tipo de agua.	40
Tabla 17. Cianobacterias potencialmente tóxicas que se han encontrado durante el periodo de estudio. Se marca con una x las toxinas y sustancias que dan lugar a problemas de olores y sabores que puede producir cada especie. Se señala con interrogación la relación entre la especie y la toxina que sólo se ha encontrado en algunas referencias bibliográficas.	42
Tabla 18. Concentración de clorofila y biovolumen total de fitoplancton en los meses muestreados del periodo 2006-2015 y medias anuales de ambos parámetros. Se señalan	

coloreados los valores que superan el límite entre la mesotrofia y la eutrofia (Tabla 14). (Los datos de 2015 corresponden a este trabajo, el resto son datos cedidos por la CHD). 45

Tabla 19. Concentración (mm^3/m^3) de las especies de cianobacterias potencialmente tóxicas presentes en el periodo 2006-2015. 49

1. ANTECEDENTES

De acuerdo con la encomienda de gestión de servicios de la Confederación Hidrográfica del Duero (CHD), del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, al Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, del Ministerio de Fomento, para el *Programa de control limnológico bianual intensivo del Lago de Sanabria. Seguimiento de blooms en embalses*, firmada el 3 de junio de 2015, el CEDEX realizará el seguimiento quincenal durante el verano de un embalse localizado en la cuenca del Duero, que presente el desarrollo de un *bloom* de cianobacterias durante ese periodo estival, con el fin de determinar las causas y condiciones que provoquen la formación del mismo, o la posible liberación de determinados compuestos químicos del sedimento cuya presencia constituya un problema para los usos del embalse. En este embalse, se muestrearán en un punto ubicado en la zona de máxima profundidad.

En respuesta a la solicitud por parte de la CHD de realizar un seguimiento quincenal en el embalse de Pontón Alto (Segovia), el Centro de Estudios Hidrográficos (CEH) del CEDEX inició los muestreos en esta masa de agua el 15 de julio de 2015, finalizando el 16 de septiembre.

2. INTRODUCCIÓN

El presente informe recoge los resultados obtenidos en el seguimiento limnológico del embalse de Pontón Alto (Segovia) durante 5 campañas, en relación con la calidad del agua y la proliferación de cianobacterias, dictaminando un diagnóstico con las especies de cianobacterias presentes y las condiciones limnológicas en las que se han desarrollado.

Se determinan o analizan las posibles causas y condiciones limnológicas que han podido conducir a la proliferación de estas algas, así como las consecuencias en la calidad del agua del embalse y su estado ecológico. Se incluyen unas recomendaciones para la gestión del embalse encaminadas a minimizar los problemas ocasionados por la proliferación de las algas en el embalse, así como los posibles riesgos en relación con la calidad del agua y sus usos.

3. ÁREA DE ESTUDIO

El embalse elegido por la CHD para realizar un seguimiento quincenal durante el verano de 2015 fue Pontón Alto (Figura 1), situado en la provincia de Segovia, en la cuenca alta del río Eresma (Figura 2). En la Tabla 1. se recogen algunas de sus características. Su destino principal es el abastecimiento a la ciudad de Segovia y otros municipios cercanos. Es un

embalse perteneciente al tipo E-T01 de la tipología ecológica de la Directiva Marco del Agua, correspondiente a embalses monomíticos, silíceos de zonas húmedas, con temperatura media anual inferior a 15 °C y pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos (RD 817/2015).



Figura 1. Embalse de Pontón Alto (Segovia).

La Figura 3 muestra un mapa del embalse de Pontón Alto donde se señala el punto de muestreo en la zona de mayor profundidad (PAL1), cercano a la presa, así como los otros dos puntos en los que se obtuvieron testigos de sedimento (PAL2 y CAM1), ubicados en las dos colas del embalse. La Tabla 2 recoge las coordenadas UTM para dichos puntos.

Tabla 1. Características del embalse de Pontón Alto.

Provincia	Segovia
Municipios	Palazuelos de Eresma La Granja de San Ildefonso
Ríos	Eresma y Cambrones
Superficie cuenca	153,08 km ²
Superficie embalse	70 ha
Volumen embalse	7,41 hm ³
Aportación media anual	113,00 hm ³
Altitud (cota máxima)	1.102,00 m
Altura desde cauce	43,00 m
Uso	Abastecimiento

El embalse de Pontón Alto cuenta con 2 tomas de abastecimiento, una más superficial (toma 1, 1093 msnm) y otra más profunda (toma 2, 1079 msnm). En ocasiones, el nivel de agua en verano se sitúa por debajo de la toma 1, lo que obliga a captar el agua de abastecimiento de la toma 2, aunque en los años hidrológicos más húmedos, el nivel del agua del embalse se sitúa siempre por encima de la toma 1 (CHD, 2014).

Tabla 2. Coordenadas de los puntos de muestreo en el embalse de Pontón Alto

Punto de muestreo	Coordenadas UTM
PAL1	30 T 412810 4529752
PAL2	30 T 413428 4528781
CAM1	30 T 413568 4529419



Figura 2. Vista aérea del embalse de Pontón Alto y su cuenca.



Figura 3. Localización de los puntos de muestreo en el embalse de Pontón Alto.

4. METODOLOGÍA

4.1. Muestreos

En la Tabla 3 figuran las fechas de los muestreos limnológicos realizados para el seguimiento intensivo del embalse de Pontón Alto.

Tabla 3. Fechas y profundidades de muestreo en el embalse de Pontón Alto.

Fecha de muestreo	Profundidades de muestreo	
	Integrada (m) (zona fótica)	Puntuales (m)
15-07-2015	11,5	10 / 35
29-07-2015	7,6	9 / 20 / 28
18-08-2015	8	10 / 21 / 29
01-09-2015	5,4	11,5 / 26
16-09-2015	5,8	18 / 26

Los muestreos se realizaron en el punto de máxima profundidad del embalse (PAL1), a unos 200 m de la presa (Figura 3).

Para medir la transparencia del agua se utilizó un Disco de Secchi de 20 cm de diámetro. En la columna de agua se realizaron perfiles verticales con una sonda multiparamétrica YSI 6600 (Xylem, Rye Brook, New York, USA) registrando datos de temperatura, oxígeno disuelto, pH, conductividad y clorofila al menos cada 0,5 m.

Para llevar a cabo los análisis químicos y biológicos se tomó una muestra integrada de la zona fótica con un muestreador integrador UWITEC. Para ello, se consideró la zona fótica como una capa con una profundidad igual a 2,5 veces el valor obtenido con el disco de Secchi. De esta muestra integrada se recogieron submuestras en las que se analizaron la clorofila, el fitoplancton y los parámetros químicos. Además, con una botella hidrográfica tipo Van Dorn, se cogieron varias muestras puntuales (Tabla 3): una en el fondo y otra al final del metalimnion, coincidiendo con la disminución de oxígeno de esa profundidad.

Adicionalmente, el 29 de julio y el 18 de agosto se tomaron muestras a las profundidades de 20 m y 21 m respectivamente, intentando coincidir con la toma nº 2 de agua. En todas las muestras puntuales se analizaron parámetros químicos.

El 1/09/2015 se obtuvieron testigos de sedimento en 3 puntos del embalse (Figura 1): uno en la zona de máxima profundidad de la presa (PAL1), otro en la cola del río Eresma (PAL2) y otro en la cola del río Cambrones (CAM1). Para ello, se utilizó un corer de gravedad (modelo UWITEC-Kayak) obteniéndose testigos de entre 25 y 30 cm de longitud. Estos

testigos fueron conservados en oscuridad y a 4°C hasta su laminación en el laboratorio para su posterior análisis químico.

Con el fin de valorar la evolución del embalse en el tiempo, se han recopilado los datos de fitoplancton y de perfiles de temperatura y oxígeno anteriores a 2015 (2006-2014), comparándolos con los recogidos en este estudio. Estos datos, junto con los de caudales de entrada de agua diarios al embalse, así como el nivel de agua diario del embalse (utilizado para calcular la altura de las tomas de agua en cada fecha de muestreo), han sido proporcionados por la CHD.

4.2. Análisis de parámetros químicos

4.2.1. Análisis de aguas

Los parámetros analizados en las muestras de agua obtenidas en las cinco campañas realizadas en el Pontón Alto (Tabla 3), se han hecho siguiendo una serie de Instrucciones Técnicas (IT), normas establecidas en el Laboratorio de Calidad de las Aguas del CEH en el marco de la Certificación para la ISO 9001:2008, y se describen en la Tabla 4, junto con su correspondiente metodología.

En las muestras de aguas se han llevado a cabo todas las analíticas de metales, aniones, cationes, formas nitrogenadas y fosforadas que se exponen en la Tabla 4, en las que se incluyen, a petición de la CHD, el cromo VI y la dureza. El cromo VI se realiza por espectrofotometría y la dureza es un parámetro calculado a partir de las concentraciones de calcio y de magnesio, obtenidas en la muestra según la siguiente fórmula:

$$\text{Dureza en mg/L de CaCO}_3 = (\text{Mg} \times 4,12) + (\text{Ca} \times 2,50)$$

El análisis del cromo VI se realizó si las concentraciones de cromo total superaban 5 µg/L. Para el análisis de los aniones se ha empleado un cromatógrafo iónico DIONEX de Vertex. Los parámetros cationes y metales se han analizado con un plasma de acoplamiento inductivo óptico OPTIMA 2000 DV de Perkin Elmer.

La determinación analítica de nitrógeno y fósforo total, micronutrientes necesarios para el crecimiento y proliferación de las algas, se ha llevado a cabo mediante la técnica de microflujo segmentado, con un autoanalizador AxFlow de Seal Analytical, alcanzándose niveles de detección de ppb.

Tabla 4. Parámetros y metodologías analíticas de aguas en el embalse de Pontón Alto.

Componentes Mayoritarios		
Parámetro	Norma/IT	Método
pH laboratorio Conductividad de laboratorio	IT 11 03/ IT 11 04	Electrometría
Fluoruros Cloruros Nitritos Nitratos Bromuros Ortofosfatos Sulfatos	IT 11 02	Cromatografía iónica
Nitrógeno total Fósforo total Fósforo disuelto	IT 11 23/ IT 11 26	Espectrofotometría de microflujo segmentado
Bicarbonatos Carbonatos	IT 11 07	Volumetría
Calcio Magnesio Sodio Potasio	IT 12 01/ IT 12 05	ICP-OES
Amonio	IT 11 10	Espectrofotometría
Dureza	Método USGS	Cálculo
Metales		
Parámetro	Norma/IT	Método
Aluminio Arsénico Bario Berilio Boro Cadmio Cinc Cobalto Cobre Cromo Hierro Manganeso Níquel Plomo Selenio Vanadio	IT 12 01/ IT 12 05	ICP-OES
Cromo VI	IT 11/09	Espectrofotometría

4.2.2. Análisis de sedimentos

Los parámetros analizados en los testigos de sedimento muestreados en el Pontón Alto, codificados en la Tabla 5, se describen en la Tabla 6 junto con las metodologías empleadas.

Se ha llevado a cabo el análisis de metales, nutrientes y materia orgánica en los 20 primeros centímetros de los tres testigos, tomando una submuestra de cada centímetro.

Tabla 5. Codificación de testigos de sedimento

Identificación muestra/testigo	Descripción
PAL15/01	Zona de máxima profundidad del embalse, cerca de la presa
PAL15/02	Cola del río Eresma
CAM15	Cola del río Cambrones

Tabla 6. Parámetros y metodologías analíticas de sedimentos en el embalse de Pontón Alto

Componentes Mayoritarios		
Parámetro	Norma/IT	Método
Materia Orgánica	IT 11 30	Gravimetría
Nitrógeno total Fósforo total	IT 11 23/ IT 11 26	Espectrofotometría de microflujo segmentado
Metales		
Parámetro	Norma/IT	Método
Aluminio Arsénico Bario Berilio Cadmio Cinc Cobalto Cobre Cromo Hierro Manganeso Níquel Plomo Selenio Vanadio	IT 12 04/IT 12 01/ IT 12 05	ICP-OES

En la determinación de nutrientes y metales en sedimentos se han empleado distintas sistemáticas para la extracción de estos componentes y la misma metodología analítica y equipamiento que en las muestras de agua. La extracción del fósforo se ha llevado a cabo siguiendo el método SMT (Standards, Measurements and Testing Programme) (Ruban *et al.*, 2001) con calcinación a 450 °C y extracción posterior con ácido clorhídrico 3,5 M. La extracción del nitrógeno se ha realizado con ácido sulfúrico y peróxido de hidrógeno a 440°C. El protocolo analítico seguido para la extracción de nitrógeno total, y fósforo total en sedimentos se describe en la Figura 4 .

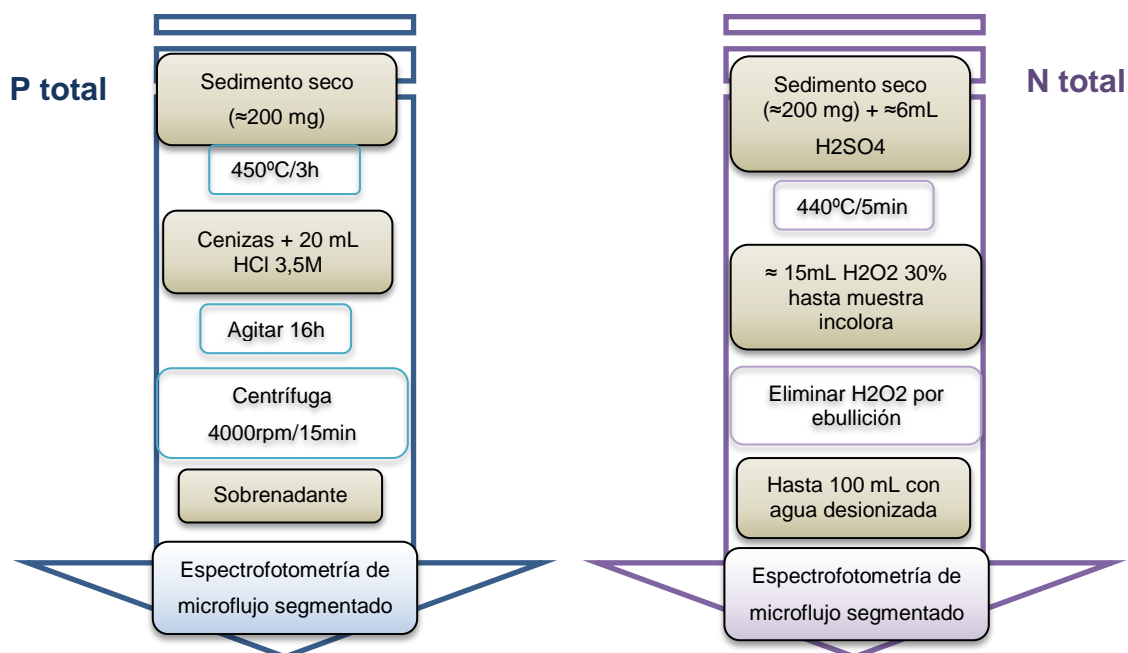


Figura 4. Protocolo para la extracción de nutrientes en sedimentos.

La extracción de metales se ha realizado por microondas (Ethos Sel de Millistone) con ácido nítrico y peróxido de hidrógeno, siguiendo la metodología interna del laboratorio del CEH en su instrucción técnica IT 12 04. El análisis de la materia orgánica en el sedimento se ha llevado a cabo según el protocolo analítico descrito en la Figura 5.

4.3. Fitoplancton

Para los análisis de clorofila, los recuentos de células y el cálculo del biovolumen celular del fitoplancton se han seguido los criterios del “Protocolo de análisis y cálculo de métricas de fitoplancton en lagos y embalses. Código: MFIT- 2013”. Versión 1” de la Dirección General del Agua (DGA). El cálculo del potencial ecológico se ha hecho de acuerdo con este protocolo y el RD 817/2015.

4.3.1. Recuentos de fitoplancton

Los recuentos de fitoplancton se han realizado por el método de Utermöhl, utilizando cámaras de sedimentación y microscopio invertido, tal y como se explica en el protocolo anteriormente mencionado.

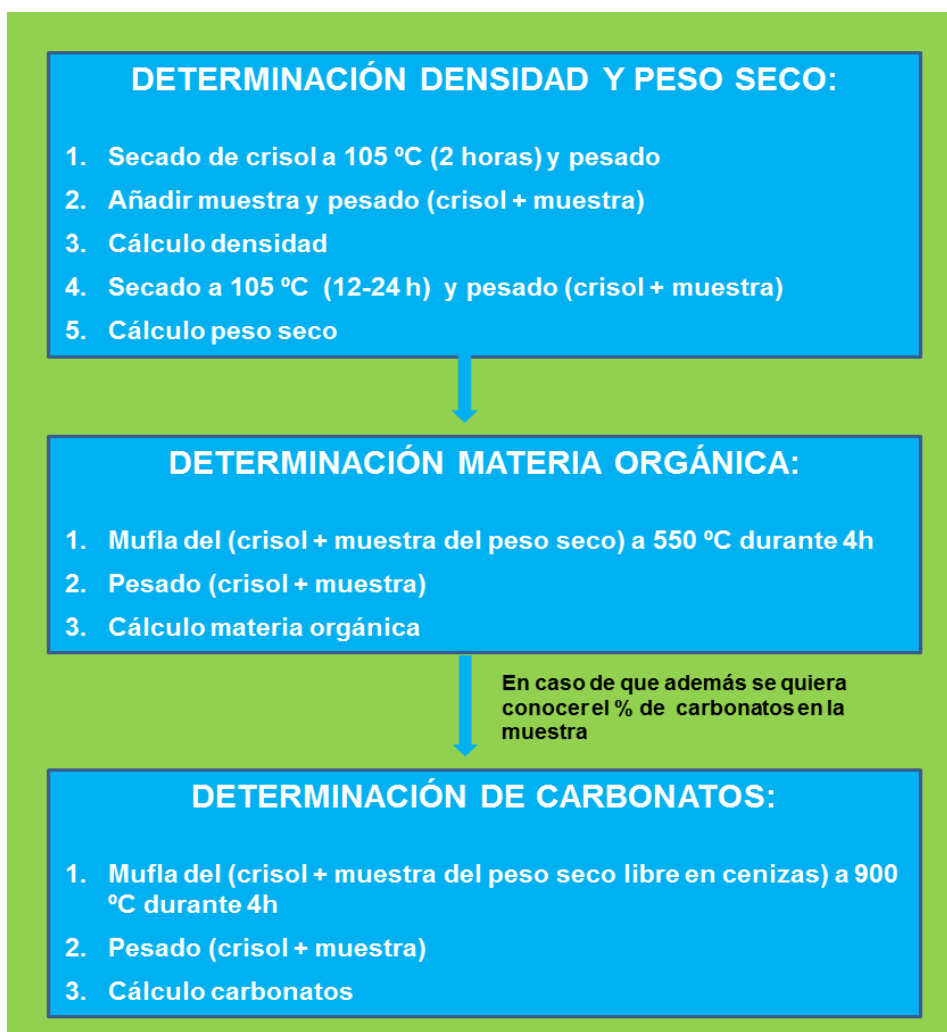


Figura 5. Protocolo para la determinación de materia orgánica en sedimentos.

4.3.2. Cálculo del biovolumen

Se han utilizado los biovolúmenes celulares que figuran en TAXAGUA¹ en todas las especies en las que aparece esta información. Cuando el biovolumen de la especie no aparece en TAXAGUA, se ha calculado siguiendo los siguientes criterios, según marca el protocolo:

- Se han utilizado la figura geométrica y fórmula asignadas en TAXAGUA para dicha especie, y se ha calculado el biovolumen a partir de las dimensiones de los individuos de las muestras del embalse. El número de individuos medidos ha sido de 20, siempre que ha sido posible. Cuando no figura en TAXAGUA la figura

¹ TAXAGUA: Tesoro Taxonómico para la clasificación del estado ecológico de las masas de agua continentales. Consiste en una lista patrón de taxones, en forma de árbol, que pueden aparecer en los muestreos de los elementos de calidad biológicos pertinentes para la clasificación del estado ecológico de las masas de agua continentales. <http://www.magrama.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/programas-seguimiento/TAXAGUA.aspx>

geométrica asociada a la especie (únicamente dos casos), se ha tomado la figura que aparece en el *Standard Operating Procedure for Phytoplankton Analysis* (EPA, 2010).

- El volumen celular de cada especie se calculó como la media de los biovolúmenes individuales resultantes de aplicar las dimensiones lineales en la fórmula asociada a la figura geométrica correspondiente.
- En el caso de *Dinobryon*, únicamente se ha tenido en cuenta el contenido orgánico (plasma) de la célula, no el esqueleto externo.
- En el caso de *Planktolyngbya* y *Aphanizomenon* se ha calculado el volumen medio de 1 μm de filamento, para posteriormente multiplicar por la longitud de filamentos calculada en el recuento y así hallar el biovolumen total de la especie.

4.3.3. Análisis de clorofila

Para el cálculo de la clorofila se filtró un volumen conocido de agua con filtros de microfibras de vidrio de 47 mm \varnothing y 0,45 μm de tamaño de poro, conservándose en crioviales en nitrógeno líquido hasta su análisis en el laboratorio. La extracción de los pigmentos se realizó con una solución acuosa de acetona (90%), determinándose la densidad óptica (absorbancia) del extracto por medio de un espectrofotómetro. Para el cálculo de la concentración de clorofila *a* se utilizó la fórmula tricromática de Jeffrey & Humphrey (1975), tal y como se indica en el protocolo de la DGA (MFIT- 2013).

4.3.4. Cálculo del potencial ecológico

Para el cálculo del potencial ecológico se han considerado como valores anuales de cada métrica, las medias de los valores de cada una de ellas obtenidos en los muestreos realizados desde julio a septiembre. A partir de los valores medios de las métricas se ha calculado el RCE (Ratio de Calidad Ecológica) anual del embalse.

4.3.5. Cálculo del TSI y el ITSC

Se ha calculado el índice de estado trófico de Carlson (1977) o TSI (Trophic State Index), que tiene en cuenta la concentración de fósforo total, la transparencia del agua (Disco de Secchi) y la concentración de clorofila "a". Este índice se calcula según se explica en la Tabla 7. Los valores de cada uno de los parámetros en las fórmulas son las medias de los valores del verano. El nivel trófico del TSI se asigna según la clasificación que se observa en la Tabla 8.

Tabla 7. Cálculo del TSI (Trophic State Index)

Parámetro	Funciones del estado trófico por parámetros
DS(m)	$TSI (DS) = 60 - 14,41 \cdot \ln DS$
Clorofila a (µg/L)	$TSI (Clor.) = 9,81 \cdot \ln Clor. + 30,6$
PT (µg/L)	$TSI (PT) = 14,42 \cdot \ln PT + 4,15$
-	$Media TSI = (TSI(DS) + TSI(Clor) + TSI(PT)) / 3$

Tabla 8. Niveles tróficos del TSI.

Nivel trófico	TSI
Oligotrofia	<30
Oligo-mesotrofia	30-40
Mesotrofia	40-50
Eutrofia moderada	50-60
Eutrofia	60-70
Eutrofia elevada	70-80
Hipereutrofia	>80

Además, con los datos medios del verano, y bajo indicación de la CHD, se ha aplicado una variante del índice TSI, el ITSC (índice trófico (TSI), SH₂ y cianofíceas). Los criterios para establecer el ITSC son cualitativos, y se han combinado de forma que se pueda ordenar el estado de los embalses desde su mejor situación a la potencialmente más problemática. En la Tabla 9 se especifica la combinación de las diferentes posibilidades.

Tabla 9. Combinación de las diferentes posibilidades para el cálculo del ITSC.

ITSC		
Oligotrofia		Muy bueno
Oligotrofia con SH ₂		Bueno
Oligotrofia con Cianobacterias		
Oligo-mesotrofia		Moderado
Oligo-mesotrofia con Cianobacterias		
Mesotrofia		Bueno
Mesotrofia con SH ₂		Moderado
Mesotrofia con Cianobacterias		
Mesotrofia con SH ₂ y con Cianobacterias		Deficiente
Eutrofia		Moderado
Eutrofia con SH ₂		Deficiente
Eutrofia con Cianobacterias		
Eutrofia con SH ₂ y con Cianobacterias		Malo
Hipereutrofia		

4.3.6. Cianobacterias

Además del porcentaje de cianobacterias en el total del biovolumen del fitoplancton, requerido para el cálculo del potencial ecológico, se ha calculado el total del biovolumen de cianobacterias. Este valor se ha comparado con los valores guía de la Organización Mundial de la Salud (OMS) para aguas de baño o aguas destinadas a la producción de agua de consumo humano (Tabla 10 y Tabla 11). También se indican las especies potencialmente tóxicas, según la bibliografía de que se dispone. Hay que tener en cuenta que aparecen con mucha frecuencia trabajos nuevos que demuestran la producción de cianotoxinas por especies en las que se desconocía esa capacidad. Por esta razón la OMS sigue el criterio de utilizar el total de cianobacterias para asignar los niveles de riesgo.

Tabla 10. Valores Guía de abundancia de cianobacterias que da la OMS para valorar los niveles de riesgo para la salud producidos por cianobacterias en agua destinada a la producción de agua de consumo humano y en aguas de baño (Chorus & Bartram, 1999).

Agua destinada a la producción de agua de consumo humano	Aguas de baño	Biovolumen de cianobacterias (mm ³ /l)
Nivel de Vigilancia		0,02
Nivel de Alerta I		0,2
	Nivel guía I	2
Nivel de Alerta II	Nivel guía II	10

Tabla 11. Aspectos a tener en cuenta en cada uno de los niveles de riesgos señalados en la Tabla 10, según la OMS (Chorus & Bartram, 1999).

El Nivel de Vigilancia constituye un aviso de posibilidad de formación de un <i>bloom</i> . Por lo que cuando se sobrepasa el Nivel de Vigilancia es apropiado aumentar la frecuencia de muestreo.
El Nivel de Alerta 1 es el biovolumen de cianobacterias donde la concentración de microcistinas en el agua podría exceder el nivel guía de la OMS para microcistinas-LR (1 µg/l), asumiendo que se trata de especies productoras de microcistinas. Requiere una consulta con las autoridades sanitarias y un análisis de toxinas en el agua de consumo.
El Nivel de Alerta 2 con la presencia de toxinas confirmada describe un <i>bloom</i> tóxico que indica un incremento significativo de riesgo de efectos adversos para la salud si el agua no es tratada o es tratada con un sistema ineficaz.
El Nivel Guía 1 indica bajas probabilidades de efectos adversos para la salud, debidos principalmente a las irritaciones y alergias que pueden producir los componentes de las cianobacterias. Se recomienda informar a los bañistas sobre el peligro.
El Nivel Guía 2 indica moderadas probabilidades de efectos adversos para la salud. La posibilidad de síntomas de irritación de la piel son elevadas y a estas concentraciones de cianobacterias, las concentraciones de toxinas pueden ser altas (hasta 20 veces el nivel recomendado por la OMS). En estos casos la restricción del baño puede ser apropiada.

5. RESULTADOS

5.1. Introducción

Durante el mes de septiembre de 2013 algunos medios de comunicación publicaron diversa información relativa al supuesto deterioro de las características organolépticas del agua de consumo de varias poblaciones que se abastecen del embalse de Pontón Alto (CHD, 2014). Una de las hipótesis para explicar este problema fue que la toma de agua que se usaba en esos momentos coincidía con una zona del metalimnion con acumulación de células fitoplanctónicas muertas, que en su descomposición daban lugar a un brusco descenso del oxígeno disuelto. Para revisar esta hipótesis y poder estudiar otras posibles causas de los problemas detectados en el agua de abastecimiento de este embalse, además de los datos recogidos por el CEDEX durante el verano de 2015, se han utilizado datos de años anteriores (2006-2014) proporcionados por la CHD. Los resultados de todas las analíticas realizadas se recogen en el Anexo I (formato digital-CD).

5.2. Variación de los parámetros físico-químicos en la columna de agua

Para el análisis de la calidad de las aguas del embalse, se ha realizado una revisión de los datos fisicoquímicos así como de los contaminantes específicos (micronutrientes y metales), aportados por la CHD (2006-2014). No se han detectado variaciones significativas en relación con los datos obtenidos por el CEDEX (Anexo I) en las cinco campañas llevadas a cabo en el 2015. Sus aguas son, en líneas generales, de buena calidad físico-química.

A continuación se describen con más detalle la evolución de algunos de estos parámetros analíticos.

5.2.1. Temperatura

Se observó la presencia de una termoclina durante todo el periodo de estudio, situándose inicialmente alrededor de los 7 m en el mes de julio, profundizándose posteriormente hasta casi desaparecer a mediados de septiembre (Figura 6).

5.2.2. Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto mostró una fuerte disminución justo debajo de la termoclina (en torno a los 8-10 m en julio y a los 10-13 m en agosto), recuperándose en parte a mayor profundidad, para disminuir de nuevo cerca del fondo. Se corresponde con una curva típica heterograda negativa. Siguiendo este esquema general, la concentración fue disminuyendo a lo largo del verano, a medida que disminuía el espesor del hipolimnion por pérdida de agua del embalse, dando lugar a unos perfiles casi paralelos (Figura 6). En septiembre el

oxígeno disuelto llegó a valores cercanos a 0 mg/l en toda la columna de agua situada por debajo de la termoclina. Este esquema, como veremos en el apartado 5.4.2, se viene repitiendo todos los años de los que se dispone de datos, influyendo consecuentemente en la calidad del agua que se sitúa a la altura de las tomas de agua en cada momento a lo largo del verano.

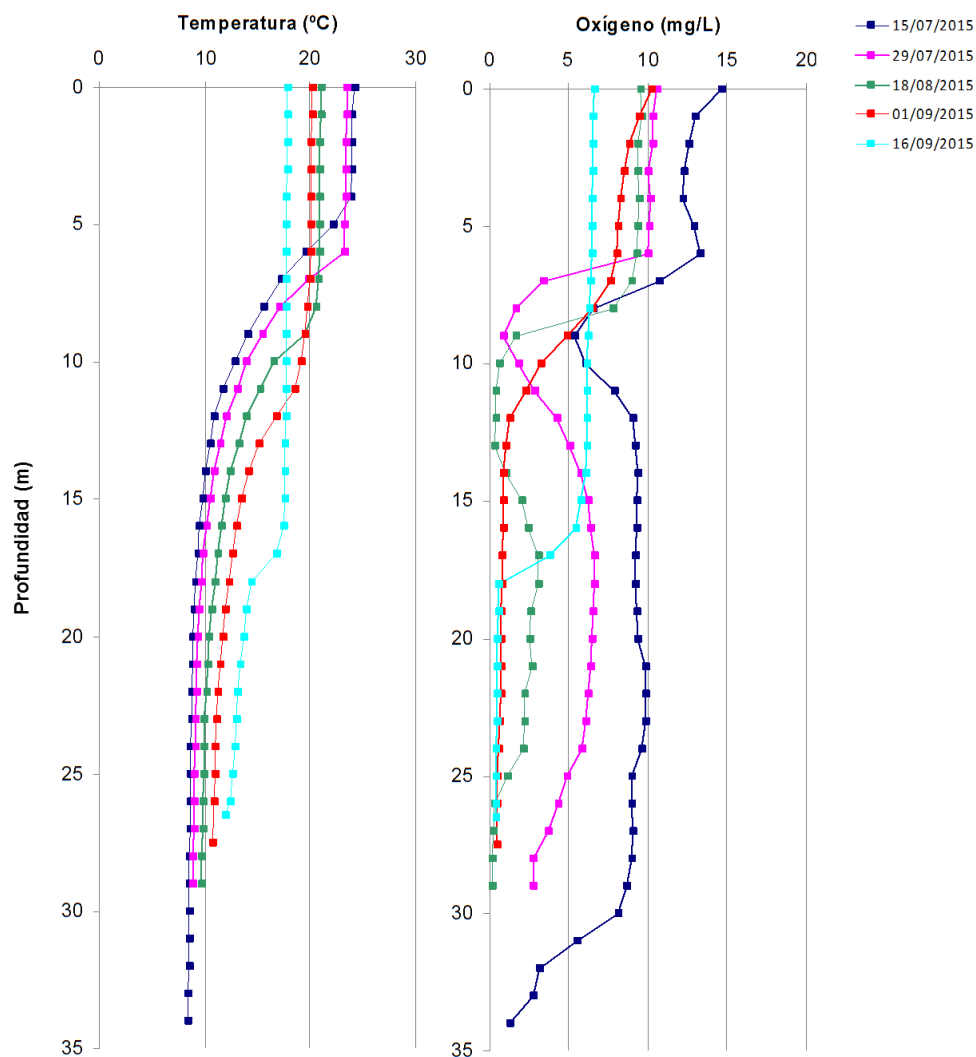


Figura 6. Variación de la temperatura del agua y del oxígeno con la profundidad durante el verano de 2015.

5.2.3. Clorofila a

La Figura 7 muestra la concentración a lo largo de la columna de agua de la clorofila a en las diferentes campañas medida con sonda multiparamétrica. A mediados de julio y mediados de septiembre se observaron los valores máximos de clorofila en el periodo de estudio, que coincidieron con la profundidad de la termoclina. En el resto de los meses, la

clorofila se concentró más o menos homogéneamente en todo el epilimnion. Hay que tener en cuenta que los valores representados en los perfiles son relativos, ya que se han tomado con una sonda, y no han sido calibrados para toda la columna de agua con valores absolutos medidos. En el apartado 5.4.3 y anexos, se señalan los valores absolutos de este parámetro para determinadas profundidades analizados en el laboratorio.

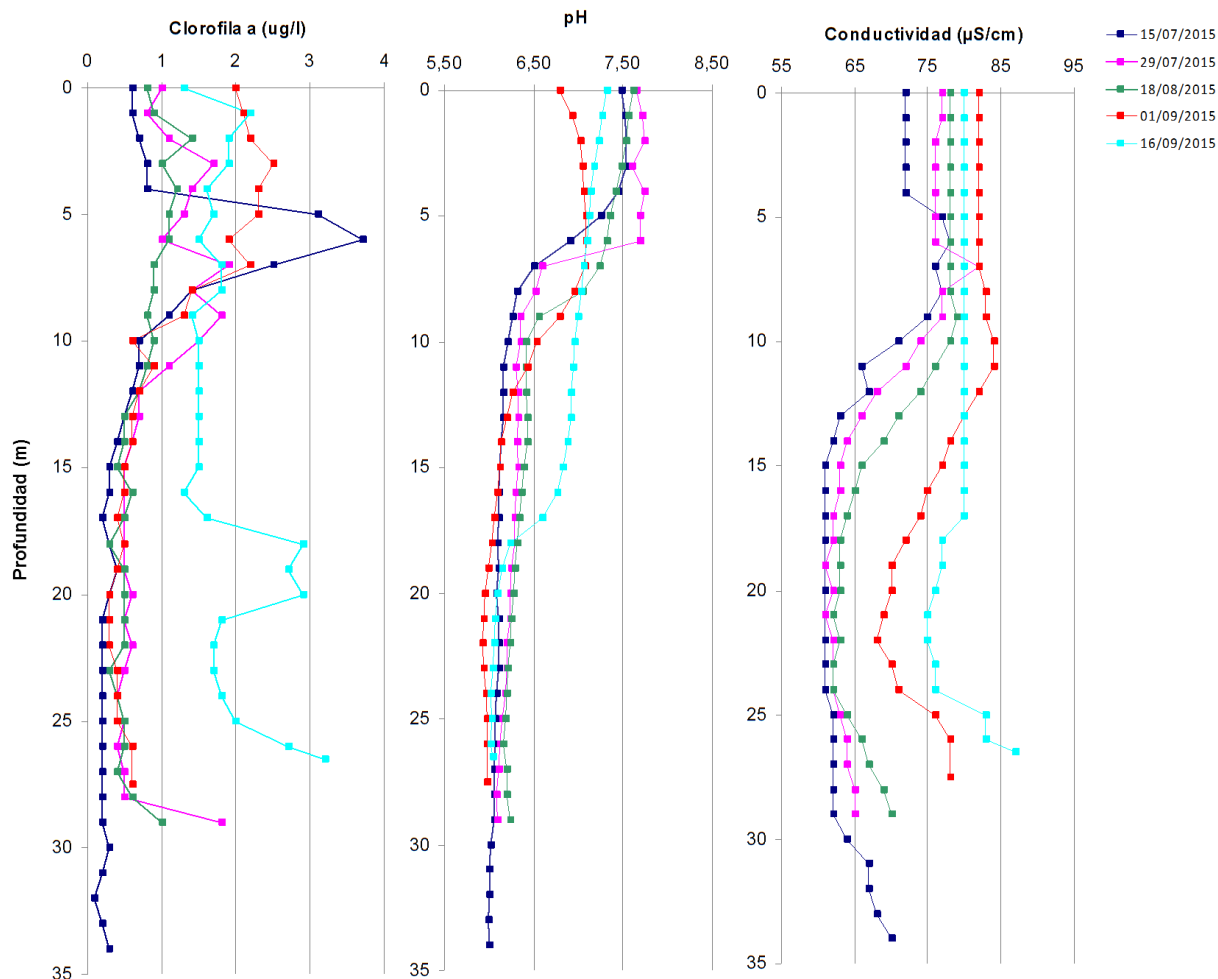


Figura 7. Variación de la clorofila a, pH y conductividad con la profundidad durante el verano de 2015. Los valores de concentración de clorofila a se deben interpretar como valores relativos.

5.2.4.pH

El pH sufre un descenso característico por debajo de la termoclina en todas las campañas, reflejando claramente la ubicación de la zona fótica, en la que se produce el mayor consumo de CO₂, como consecuencia de la fotosíntesis durante el día. También se observa una ligera disminución progresiva del mismo en el epilimnion a lo largo del verano, así como valores mínimos en la zona del máximo de Chl a hipolimnético de mediados de septiembre, lo que indicaría que se trata de una capa de células sin actividad fotosintética, probablemente sedimentando, ubicadas muy por debajo de la zona fótica (5,8 m en esas fechas) (Figura 7).

5.2.5. Conductividad

El patrón general de la conductividad en profundidad es un aumento ligero en la termoclina, disminución brusca por debajo de ella y aumento a unos 3-5 m sobre el fondo del embalse, coincidiendo con la zona en la que se produce el agotamiento total del oxígeno disuelto (Figura 6 y Figura 7). Estos máximos profundos se deben a la mineralización de la materia orgánica y la liberación de hierro y otros elementos desde el sedimento al disminuir el potencial redox bajo condiciones de anoxia. En líneas generales, se observa un aumento progresivo de la conductividad a lo largo del verano.

5.2.6. Nutrientes

5.2.6.1. Fósforo

La Figura 8 refleja cómo el contenido de fósforo es generalmente superior a mayor profundidad, aumentando su concentración, especialmente en las capas profundas, a lo largo del verano, coincidiendo con la disminución del oxígeno disuelto, lo que parece indicar una liberación de este compuesto desde el sedimento bajo condiciones de anoxia. La degradación microbiana de la materia orgánica que sedimenta en el fondo del embalse es el principal proceso de consumo de oxígeno disuelto, disminuyendo el potencial redox, y favoreciendo la movilización y difusión de compuestos e hidróxidos férricos con formas de fósforo adsorbido al agua desde el sedimento, donde su concentración es muy superior a la existente en la columna de agua.

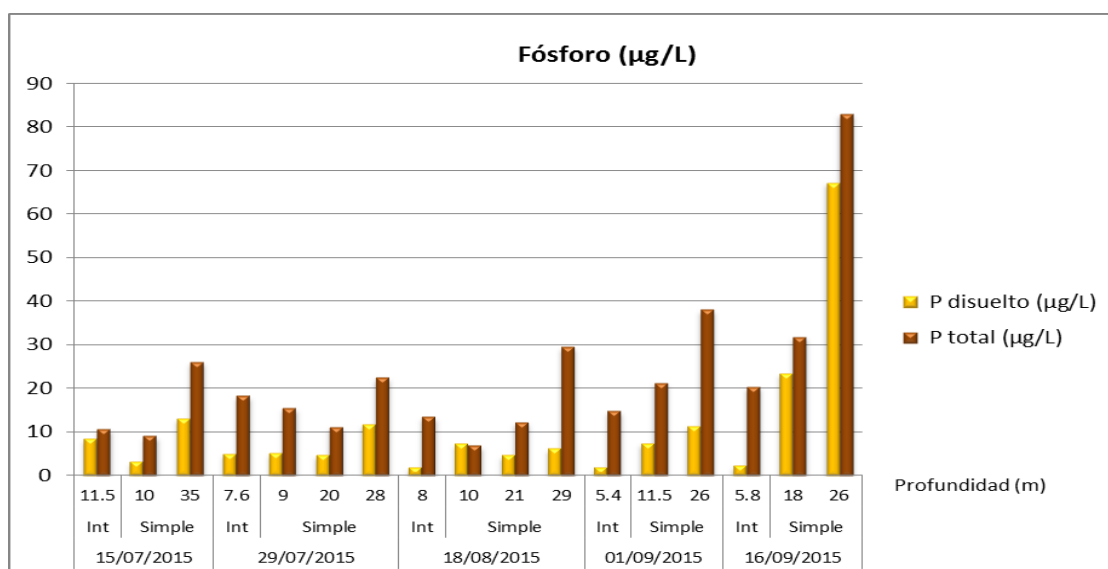


Figura 8. Variación de la concentración de fósforo (disuelto y total) con la profundidad durante el verano de 2015. "Int"= muestra integrada de la zona fótica.

La sensible disminución del P disuelto en la zona fótica a lo largo del verano, podría corresponderse con una asimilación progresiva de este compuesto reflejada en un incremento de los niveles de clorofila en dicha zona de la columna de agua.

5.2.6.2. Nitrógeno

Los datos reflejados en la Figura 9 no muestran cambios sustanciales en la evolución del nitrógeno a lo largo del verano en las aguas del embalse, siendo ligeramente inferiores en la segunda mitad del periodo muestreado, pudiendo estar relacionado con un mayor consumo por fotosíntesis, reflejado en las concentraciones sensiblemente superiores de Chl a en este periodo (Figura 7). El valor máximo detectado en la zona profunda de la columna de agua a mediados de septiembre, puede corresponderse con una acumulación de células de fitoplancton sedimentadas, tal y como refleja el perfil de Chl a en esa profundidad (Figura 7).

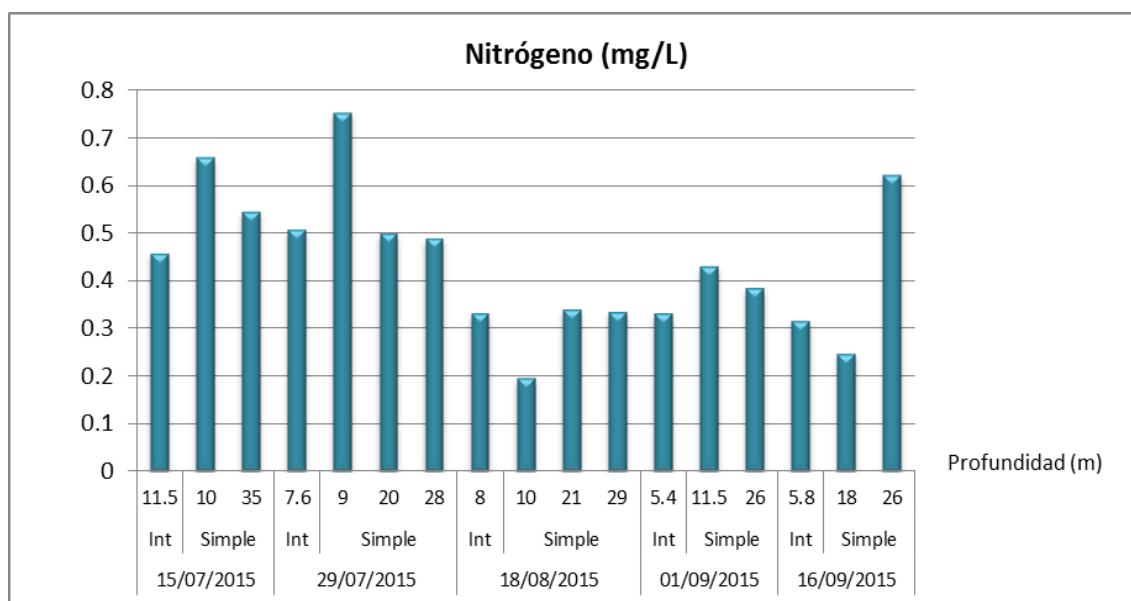


Figura 9. Variación de la concentración de nitrógeno total con la profundidad durante el verano de 2015.

5.2.7. Metales

El estudio se ha centrado en el análisis de aquellos metales presentes en el agua del embalse que resultan de mayor interés desde el punto de vista de la calidad del agua, y considerando la naturaleza de los materiales geológicos de la cuenca vertiente y las posibles presiones situadas aguas arriba.

5.2.7.1. Hierro

El análisis de la evolución del contenido en hierro del agua del embalse, muestra un aumento gradual y significativo en su concentración del fondo de la columna de agua según

avanza el verano (Figura 10). La evolución observada en el fósforo muestra una estrecha relación con este aumento de hierro, debido probablemente a que en el sedimento el fósforo se encuentra ligado a hidróxidos de este metal, produciéndose su liberación conjunta de sedimento a agua en condiciones de anoxia con bajo potencial redox.

Comparando estos valores con los de la normativa de uso más restrictiva, la de calidad de aguas de consumo humano (R.D 140/2003)², se ha de tener en cuenta que todas las muestras de la capa del fondo del embalse, y la del 16/09, que coincide con el final del metalimnion, poseen una concentración de hierro disuelto superior a 200 µg/L.

5.2.7.2. *Manganeso*

Manganeso y hierro normalmente presentan un comportamiento similar, de este modo la concentración de manganeso se incrementa gradualmente según avanza el período estival (Figura 11), aunque en menor magnitud que el hierro. Comparando estos valores con los de la normativa de calidad de aguas de consumo humano (R.D 140/2003), se observa que más de la mitad de las muestras, especialmente en las capas medias y profundas del embalse, poseen un contenido de manganeso disuelto superior a 50 µg/L.

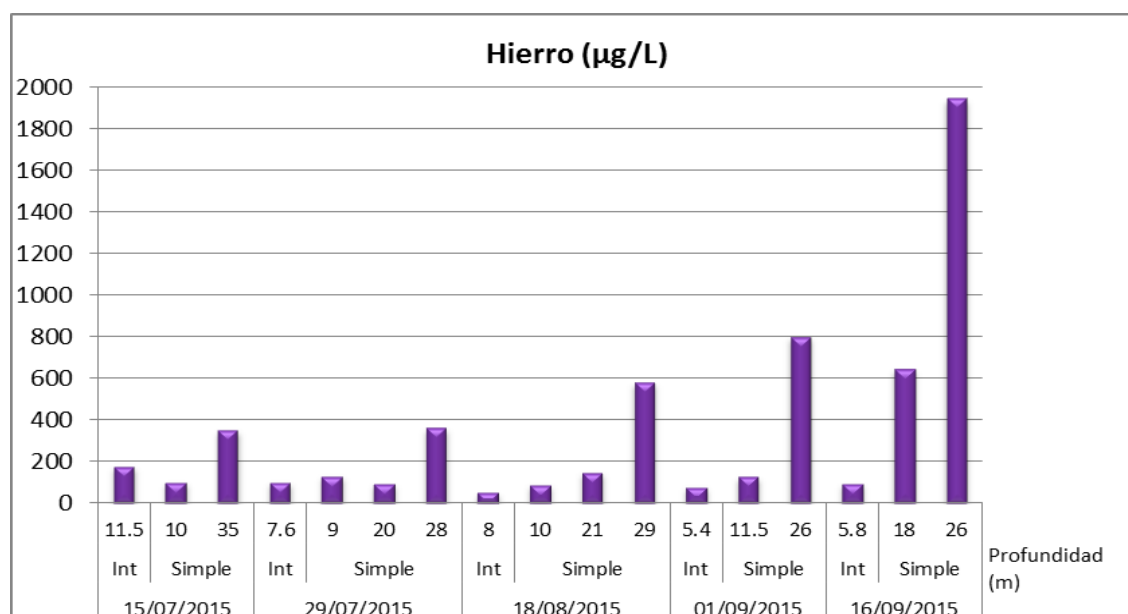


Figura 10. Variación en la concentración de hierro (Fe) en agua con la profundidad durante el verano de 2015.

² El R.D 140/2003 no es de aplicación directa a las aguas del embalse, sino al agua de consumo humano o "agua de grifo", tras haber pasado por un proceso de potabilización.

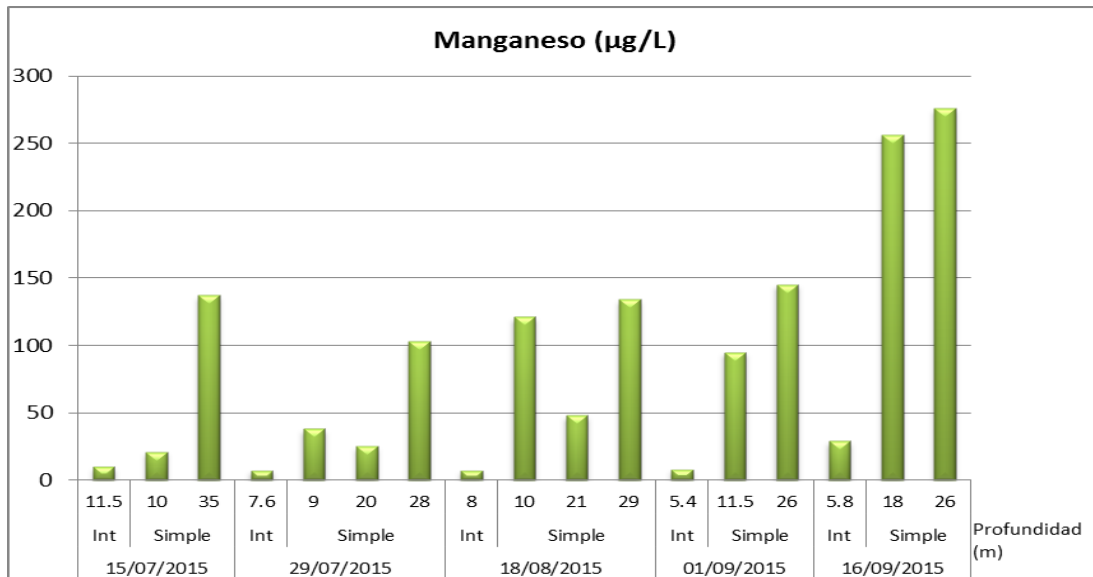


Figura 11. Variación en la concentración de manganeso (Mn) en agua con la profundidad durante el verano de 2015.

5.2.7.3. Arsénico

Respecto a la concentración del arsénico en agua, en la Figura 12 se puede ver que aparecen valores notables en su contenido en algunas fechas, principalmente en las muestras de fondo, alcanzándose en el agua de fondo del último muestreo los 10 µg/L, valor paramétrico máximo estipulado en la normativa de calidad de aguas de consumo humano, aunque el valor límite aplicable en las Normas de Calidad Ambiental (NCA) para el As establecida en el anexo V del RD 817/2015 es de 50 µg/L.

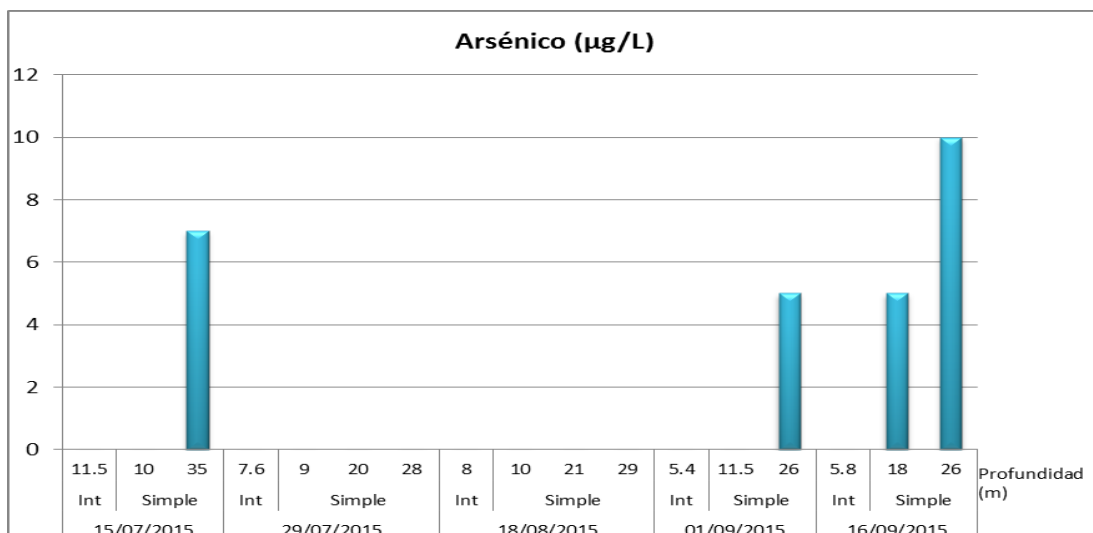


Figura 12. Variación en la concentración de arsénico (As) en agua con la profundidad durante el verano de 2015.

El arsénico se encuentra, de forma natural, ligado a los óxidos-hidróxidos de hierro, compitiendo con el fósforo, por lo que su dinámica de liberación del sedimento a la columna de agua es similar a este elemento, así como a la del hierro y manganeso.

5.2.7.4. Aluminio

La concentración de aluminio en el agua del embalse se encuentra dentro de los rangos de normalidad (Figura 13).

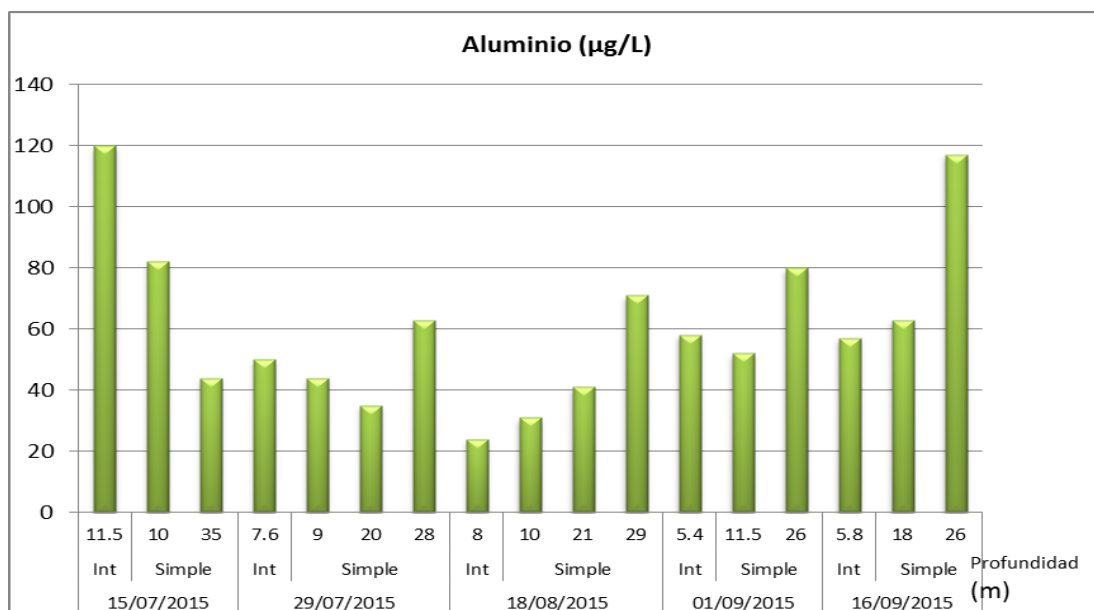


Figura 13. Variación en la concentración de aluminio (Al) en agua con la profundidad durante el verano de 2015.

5.2.7.5. Cromo

La concentración de cromo en el agua del embalse no supera en ningún caso los 5 µg/L (Figura 14), por lo que no ha sido necesario analizar la concentración de cromo VI, cuya norma de calidad ambiental (media anual) como sustancia preferente, se sitúa en este valor.

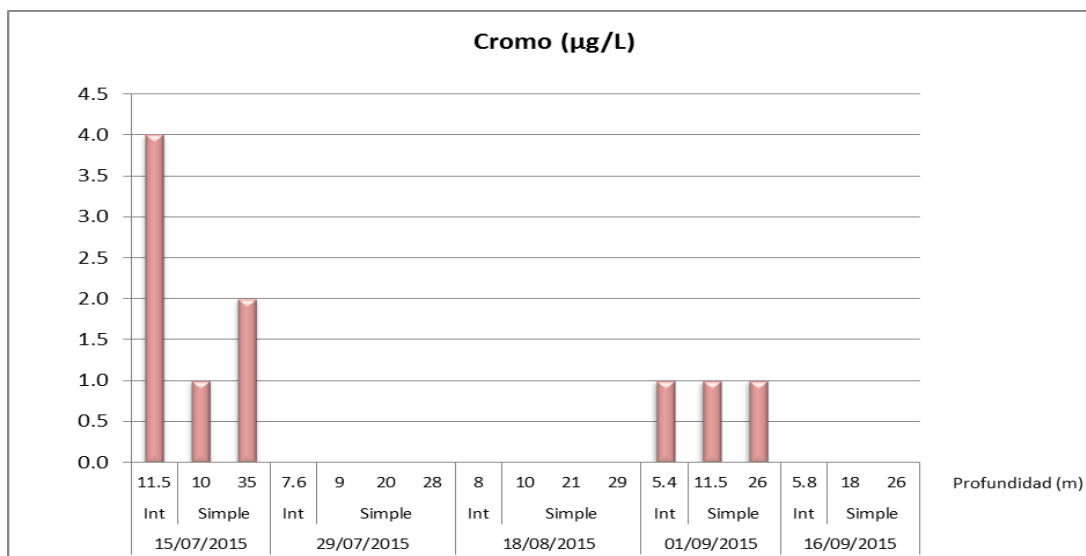


Figura 14. Variación en la concentración de cromo (Cr) en agua con la profundidad durante el verano de 2015.

5.3. Parámetros químicos analizados en los testigos de sedimento

5.3.1. Densidad, materia orgánica y carbonatos

La densidad del sedimento proporciona una información de interés sobre las tasas de entrada de materiales minerales de la cuenca a la cubeta del embalse en relación con la materia orgánica sedimentada, tanto de origen alóctono como autóctono. Esta materia orgánica sedimentada evoluciona y se transforma en función de la actividad microbiana, la capacidad de adsorción con componentes orgánicos y contaminantes, o la demanda bioquímica de oxígeno (Avnimelech *et al.*, 2001). En general, el porcentaje de materia orgánica en el sedimento, suele disminuir con la profundidad en el mismo debido por un lado a los procesos de descomposición, y por otro al menor contenido en agua y aumento de la densidad por compactación y disminución de la porosidad. Es habitual que la materia orgánica sedimentada sea mayor en las zonas más profundas de lagos y embalses, ya que las tasas de descomposición son menores a temperaturas y concentraciones de oxígeno más bajas, en comparación con las zonas más someras o litorales, generalmente más oxigenadas y con temperaturas superiores.

A mayor contenido en materia orgánica, mayor porosidad, y mayor difusión y transferencia de sustancias disueltas entre el sedimento y la capa de agua en contacto con la superficie del mismo (Avnimelech *et al.*, 2001).

La Figura 15, Figura 16 y Figura 17 muestran los perfiles de densidad, materia orgánica y carbonatos del sedimento en los tres testigos obtenidos en el embalse de Pontón Alto: presa, cola del Eresma y cola del arroyo Cambrones respectivamente. Como tendencia general en los tres testigos, la densidad aumenta en profundidad al disminuir el contenido en agua. No obstante, pueden apreciarse algunas peculiaridades en cada caso.

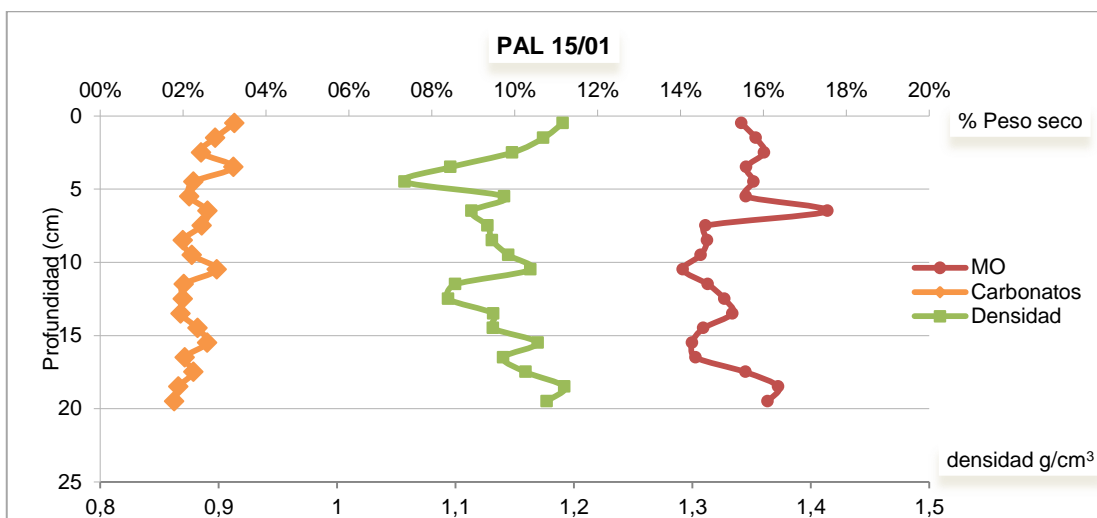


Figura 15. Perfil de materia orgánica, carbonatos y densidad del sedimento correspondiente a la zona de máxima profundidad de la presa.

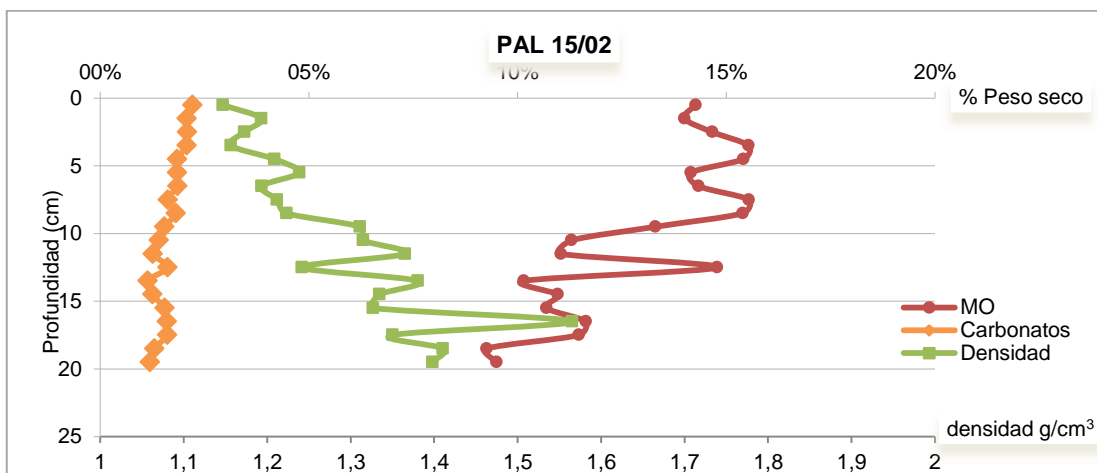


Figura 16. Perfil de materia orgánica, carbonatos y densidad del sedimento correspondiente a la cola del río Eresma.

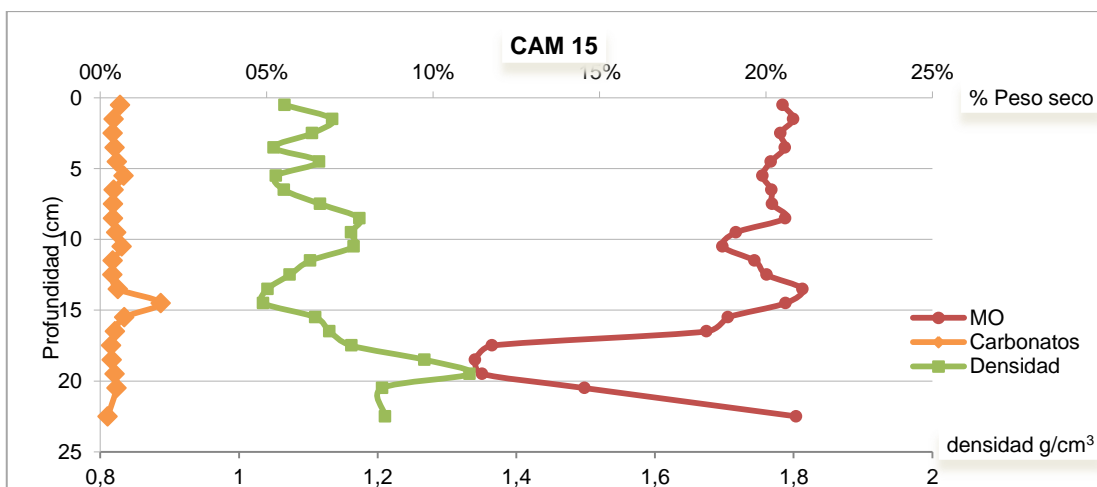


Figura 17. Perfil de materia orgánica, carbonatos y densidad del sedimento correspondiente a la cola del río Cambrones.

Las partículas minerales de mayor tamaño arrastradas por los ríos de entrada a la cubeta del embalse, sedimentan en las zonas más alejadas de la presa, por lo que el contenido de estos materiales en la zona más profunda de la presa es menor, donde sólo llegan los materiales más finos (limos, arcillas y materia orgánica). La mayor densidad que muestra el perfil del punto ubicado en la cola del río Eresma refleja ese mayor porcentaje de materiales minerales arrastrados por las entradas de agua del río, con una cuenca mayor que la del Arroyo Cambrones y con mayor aportación de caudales. Los valores máximos alcanzados a 17 cm de profundidad, próximos a $1,6 \text{ g/cm}^3$, son cercanos a los considerados típicos de sedimentos característicos procedentes de crecidas ($1,7 \text{ g/cm}^3$, según Avnimelech *et al.*, 2001). Este hecho se ve confirmado por un menor porcentaje en materia orgánica en este testigo. Por el contrario, los testigos en los otros dos puntos del embalse, muestran valores que oscilan entre $1,0$ y $1,3 \text{ g/cm}^3$, dentro del rango considerado como característico de sedimentos normales ($1,0$ - $1,6 \text{ g/cm}^3$ según Brady, 1984). Los sedimentos localizados en la cola del Arroyo Cambrones muestran un mayor contenido (%) en materia orgánica, probablemente debido a ese menor contenido en materiales minerales.

En las tres figuras, dentro de las tendencias de cada variable y punto de muestreo, se aprecia una oscilación aparentemente periódica, aunque con diferente grado de magnitud, lo que podría indicar la ocurrencia de uno o varios procesos de periodicidad anual, cuyos efectos quedan reflejados en el sedimento. Estos procesos o su interrelación podrían estar relacionados con algunos aspectos como el ciclo hidrológico anual (régimen pluvio-nival característico de esta cuenca de montaña), la formación de un hipolimnion anóxico al final de cada periodo estival, la estacionalidad de la cubierta vegetal en la cuenca, etcétera. Para definir mejor este posible patrón temporal, sería necesario llevar a cabo un análisis con mayor resolución del registro sedimentario, obteniendo varias réplicas en cada ubicación. El contenido de carbonatos en el sedimento del embalse es bajo, correspondiéndose con los valores típicos de una cuenca de naturaleza silícea.

5.3.2. Nutrientes: fósforo y nitrógeno

Dependiendo de las condiciones limnológicas, de las entradas de fósforo al embalse y de las formas de acumulación o especiación, el sedimento puede actuar bien como un sumidero de este elemento o bien como una fuente interna del mismo para la masa de agua. Gran parte del fósforo acumulado en el sedimento puede quedar definitivamente inmovilizado si la tasa de sedimentación es elevada, quedando en capas profundas desde las que ya no es posible su movilización a la columna de agua. Por el contrario, mientras el fósforo se encuentra almacenado en las capas superficiales del sedimento (en torno a los 0-10 cm), puede ser reintroducido en la columna de agua por procesos químicos o por la actividad biológica.

En los embalses de la Península Ibérica situados en cuencas silíceas, el fósforo se almacena en el sedimento principalmente unido a óxidos de hierro y formas orgánicas (López and Morguί, 1993). En general, el conocimiento de la composición química de los sedimentos, especialmente de la concentración de elementos como el fósforo, puede ayudar a comprender mejor los procesos biogeoquímicos que se producen en el embalse y adoptar estrategias de gestión que prevengan la ocurrencia de blooms de algas (López et al, 2009).

Los perfiles de la concentración de fósforo en el sedimento pueden aportar información de la evolución de este elemento en el pasado, especialmente en las capas más profundas del registro sedimentario, que ya no están sometidas a esos procesos químicos o biológicos de intercambio con la columna de agua. Si se observa el contenido en fósforo de los tres testigos analizados (Figura 18, Figura 19 y Figura 20), puede apreciarse cómo el sedimento perteneciente a la zona de máxima profundidad del embalse (PAL 15/01), presenta una mayor concentración de este nutriente en todo el registro.

En principio esta sería una distribución lógica del fósforo acumulado ya que es en las zonas más profundas y alejadas de las colas de los embalses donde se acumula mayor cantidad del material arcilloso, de menor granulometría y, por lo tanto, mayor superficie reactiva. El fósforo generalmente es inmovilizado en el sedimento mediante mecanismos de adsorción con óxidos de metales y partículas arcillosas, así como con la materia orgánica fina.

Los niveles de fósforo en el sedimento de Pontón Alto muestran valores algo superiores a 1500 mg P/Kg, valores medios registrados en embalses localizados en cuencas silíceas españolas (López and Morguί, 1993). Igualmente, las concentraciones son algo superiores a las medias encontradas en un grupo de 5 embalses de la cabecera del cercano río Lozoya, embalses de carácter oligo-mesotrófico, no sometidos a procesos de eutrofización importantes, y en una cuenca de litología y presiones humanas similares (775 -2480 mg P / Kg), en los que también se encontraron valores superiores en las zonas más profundas cercanas a las presas (López *et al.*, 2009).

La concentración de nitrógeno en el sedimento de Pontón Alto muestra valores algo superiores a los encontrados en otros embalses de la región con carácter oligo-mesotrófico, también situados en cuencas de litología y presiones humanas similares (ej.: 770 -4620 mg N / Kg en 5 embalses de la cabecera del río Lozoya) (López et al., 2009), incrementándose también los valores en las zonas cercanas a las presas. No obstante, el nitrógeno, a diferencia del fósforo, alcanza su concentración más alta en el sedimento tomado en la cola del embalse correspondiente al río Cambrones (CAM 15) (Figura 20). Es interesante remarcar también que en los 3 centímetros superiores del sedimento perteneciente al punto de máxima profundidad del embalse (PAL 15/01), se observa un fuerte incremento en la concentración de nitrógeno, alcanzando valores máximos superiores a 9 g N/Kg.

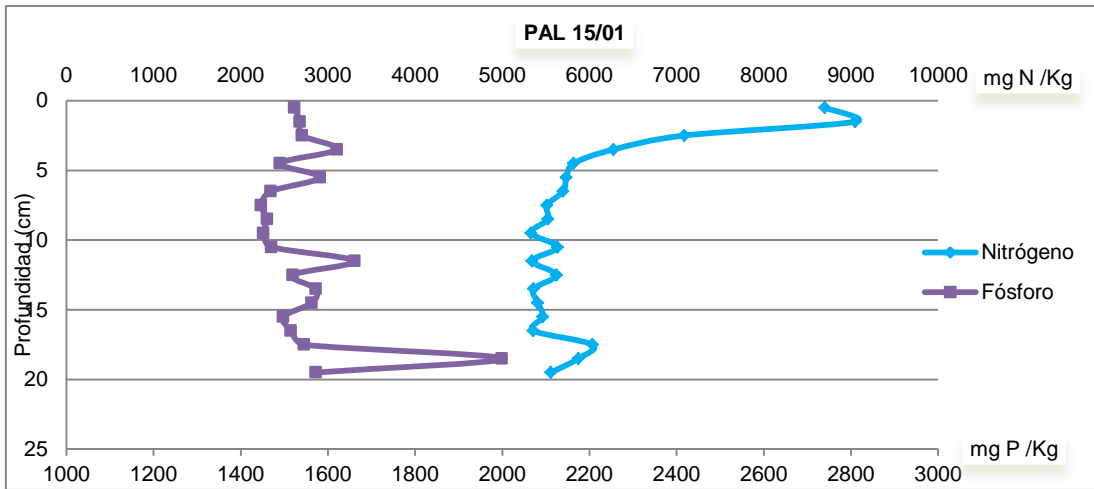


Figura 18. Perfil de nitrógeno y fósforo del sedimento correspondiente a la zona de máxima profundidad de la presa.

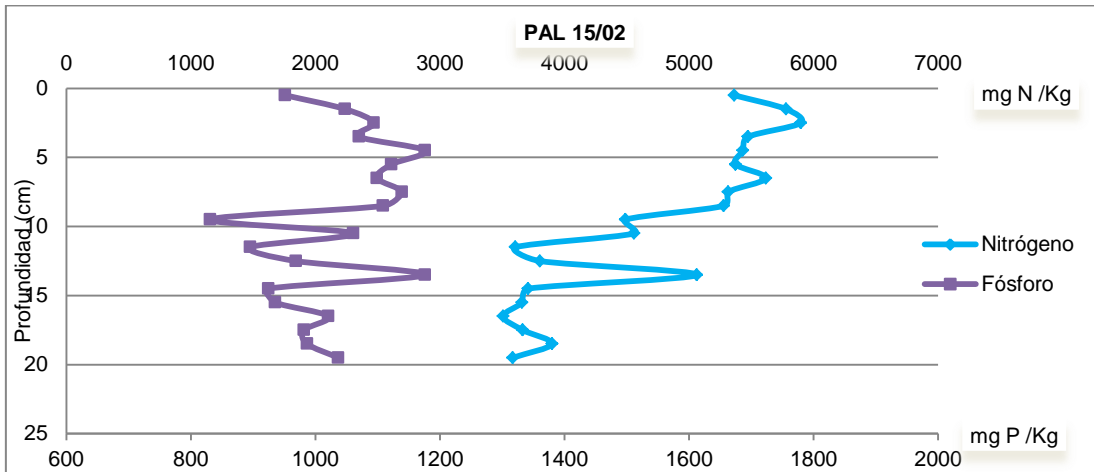


Figura 19. Perfil de nitrógeno y fósforo del sedimento correspondiente a la cola del río Eresma.

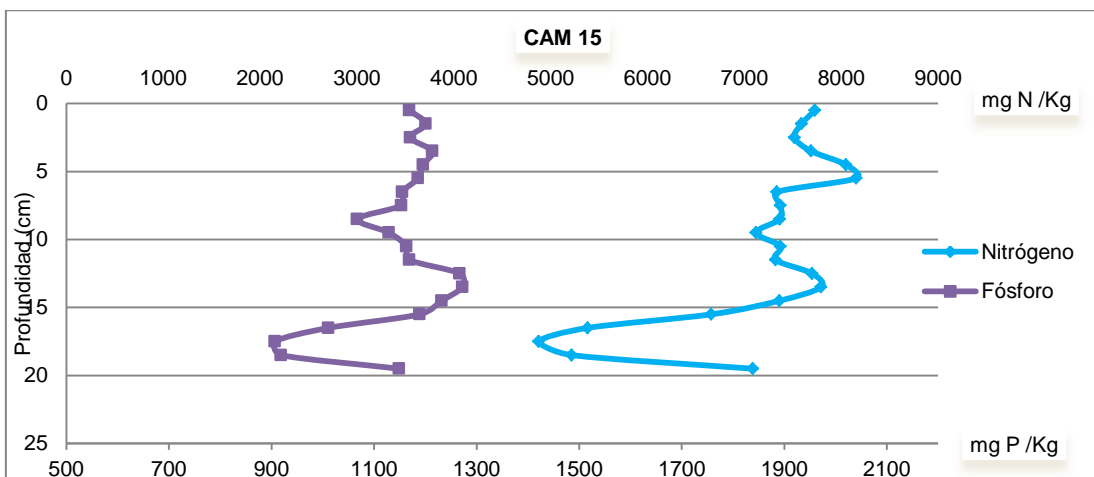


Figura 20. Perfil de nitrógeno y fósforo del sedimento correspondiente a la cola del río Cambrones.

5.3.3. Metales

No existe una legislación específica que regule la calidad de los sedimentos de lagos y embalses. Para poder evaluar las características de los sedimentos estudiados, se ha comparado su composición con fichas geoquímicas de la zona del Instituto Geológico y Minero de España (IGME) y con los valores guías establecidos por el Canadian Council Ministers of Environment (CCME, 2003) para la protección de la vida acuática de calidad canadienses, referentes para cualquier clasificación de calidad de sedimentos.

Respecto a las fichas geoquímicas consultadas de la base de datos del IGME, dos de ellas se sitúan en las inmediaciones del río Eresma, aguas abajo del embalse del Pontón, una de ellas es de suelo y la otra de sedimento. Las otras tres se sitúan en las inmediaciones del río Cambrones, una de una muestra de suelo y las otras dos de sedimento (Figura 21).

En la Tabla 12 se muestran, según las guías establecidas por el CCME (Canadian Environmental Quality Guidelines), los valores guías *Interim Sediment Quality Guideline* (ISQG), concentración por debajo de la cual no se esperan efectos biológicos adversos, y los valores a partir de los que se considera probable que haya efectos biológicos asociados, *Probable Effect Level* (PEL).

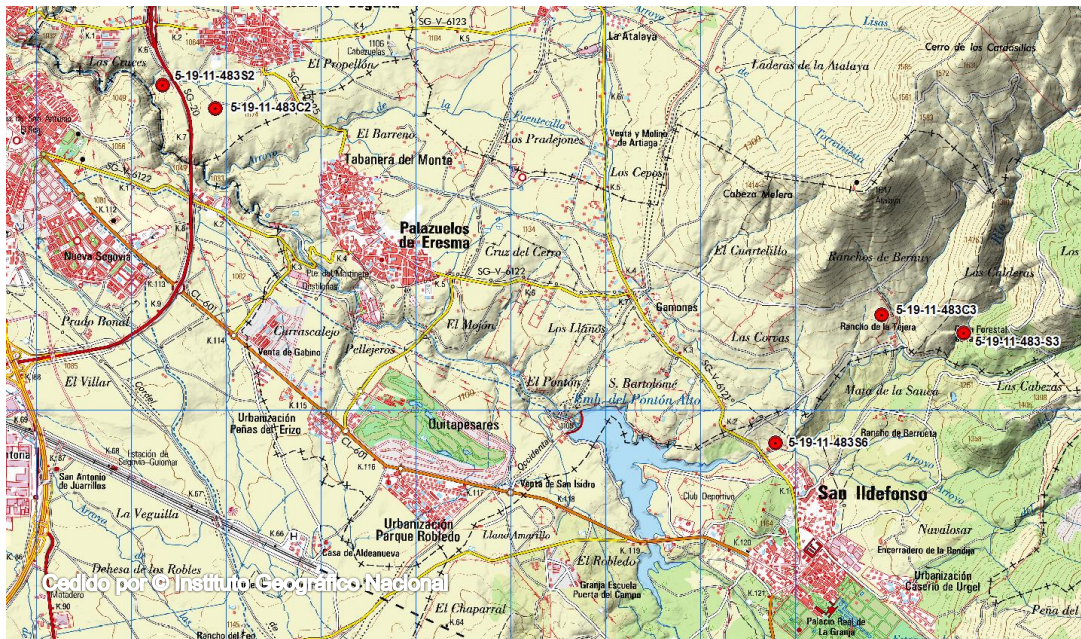


Figura 21. Ubicación de los puntos de caracterización geoquímica del IGME en la cuenca alta del río Eresma.

La composición de metales que muestran las fichas geoquímicas del IGME es muy similar a la obtenida en la analítica del sedimento del embalse, por lo que no se considera que las concentraciones elevadas detectadas para algunos de los elementos (ej. Fe y Al) procedan de ningún foco de contaminación, sino de un enriquecimiento natural procedente del terreno.

Tabla 12. Niveles guía de metales en sedimento (Canadian Council of Ministers of Environment)

Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life			
Freshwater			
		Concentration (µg/kg dry weight)	Concentration (µg/kg dry weight)
Chemical name	Chemical group	ISQG	PEL
Arsenic	Inorganic Metals	5900	17 000
Beryllium	Inorganic Metals	No data	No data
Cadmium	Inorganic Metals	600	3500
Chromium (total)	Inorganic Metals	37 300	90 000
Copper	Inorganic Metals	35 700	197 000
Lead	Inorganic Metals	35 000	91 300
Zinc	Inorganic Metals	123 000	315 000

No obstante, y como efecto del gradiente granulométrico natural decreciente en dirección a la presa, en el sedimento extraído del punto de máxima profundidad del embalse se observa una mayor concentración de metales. Este efecto se debe a que los materiales de granulometría más pequeña, como arcillas y limos, presentan más superficie activa, es decir, mayor capacidad de adsorber o retener metales por intercambio catiónico.

Este fenómeno se hace más patente en el caso del aluminio y del hierro (Figura 22, Figura 23 y Figura 24), alcanzándose concentraciones de aluminio de un 15% del peso seco, y de más de un 8% para el hierro. En cuencas silíceas como la del embalse de Pontón Alto, el hierro aparece asociado al aluminio como óxidos metálicos procedentes de la meteorización de los materiales de la cuenca, precipitando en el embalse en presencia de oxígeno disuelto como oxi-hidróxidos con una gran capacidad de adsorción de fósforo, existiendo una buena correlación en la concentración de estos elementos en el sedimento (López, 2009).

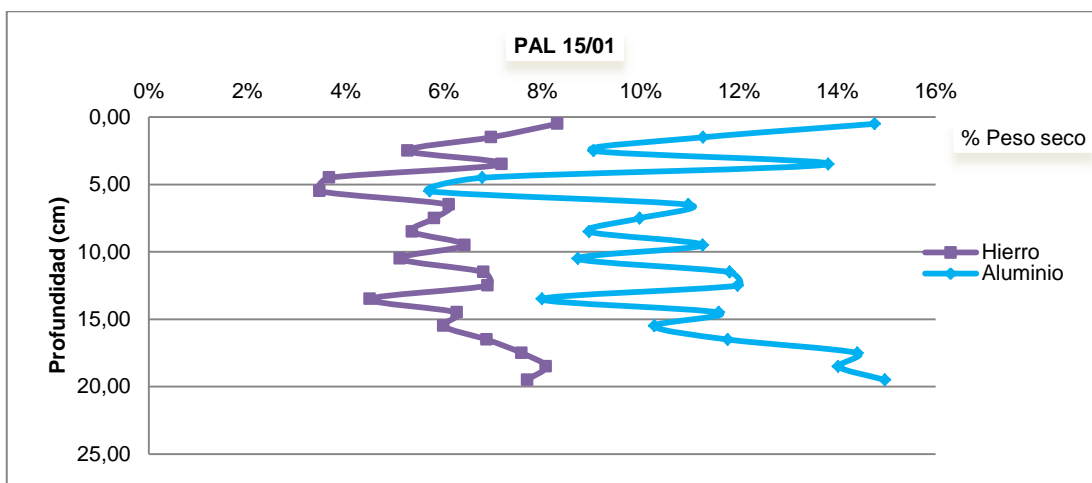


Figura 22. Perfil de hierro y aluminio del sedimento correspondiente a la zona de máxima profundidad de la presa.

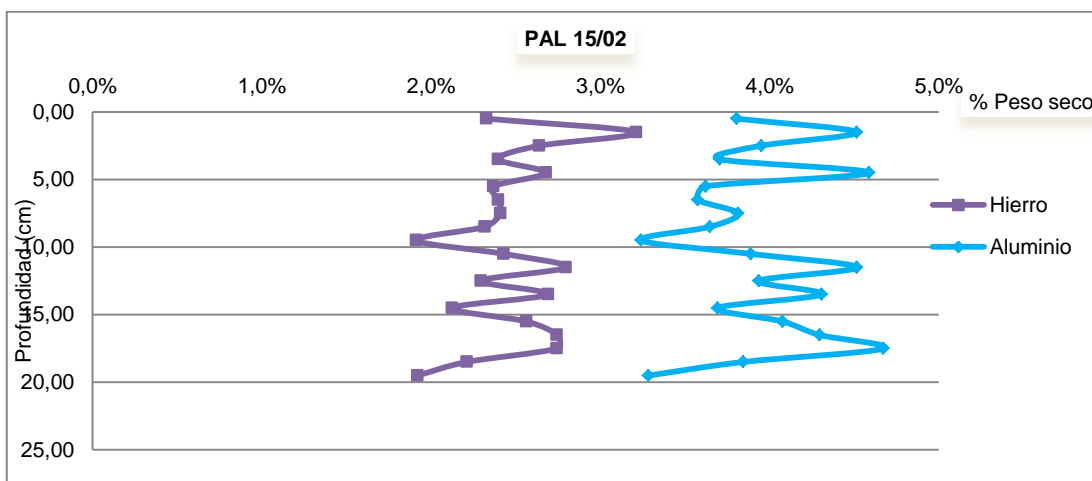


Figura 23. Perfil de hierro y aluminio del sedimento correspondiente a la cola del río Eresma.

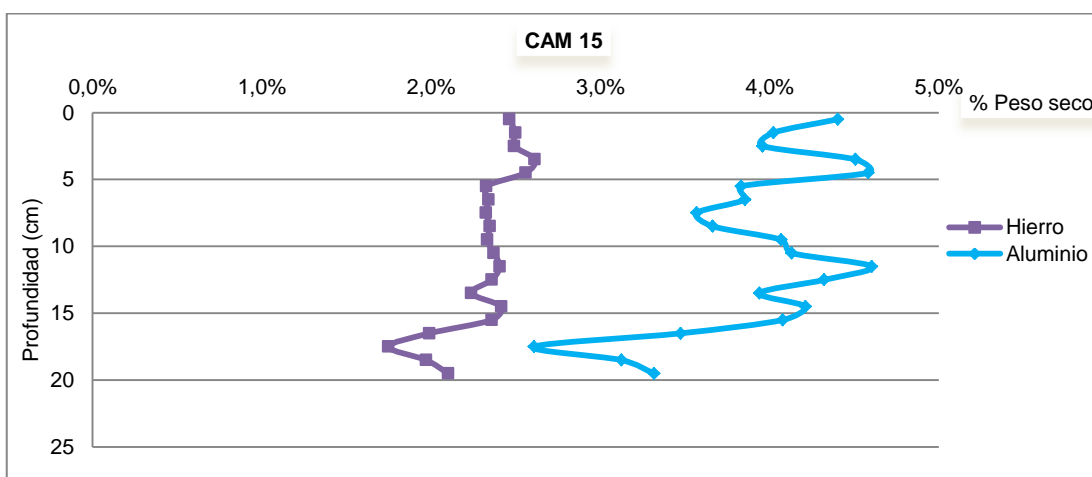


Figura 24. Perfil de hierro y aluminio del sedimento correspondiente a la cola del río Cambrones

Al igual que sucedía con los perfiles de densidad y materia orgánica, se observa una oscilación aparentemente periódica en los valores reflejados en las figuras 22, 23 y 24, y muy especialmente marcada en la zona más profunda del embalse, mostrando esa posible ocurrencia de uno o varios procesos con periodicidad anual, con efectos reflejados en el sedimento. La estrecha relación de estos metales con los procesos de oxidación/reducción podría apuntar al origen de estas oscilaciones en los periodos anuales de agotamiento del oxígeno hipolimnético al final de cada periodo estival, en mayor o menor magnitud según las condiciones ocurridas en cada año. De confirmarse esta relación de periodicidad anual, podría suponer un *proxi* cronológico que permitiese reconstruir cronológicamente con una resolución anual, la relación entre variables de naturaleza distinta: hidrológicas, presiones, climáticas, de gestión del embalse, etc...

En el caso del arsénico, la concentración encontrada en el sedimento correspondiente al punto de máxima profundidad del embalse (Figura 25), supera el valor establecido como de probable efecto sobre la vida acuática (PEL) (Tabla 12); de hecho se podría relacionar su movilización con los máximos valores de arsénico encontrados en el agua de fondo del embalse (Figura 12). Se recomienda tener en cuenta este contenido de arsénico en el sedimento, inmovilizado en su mayor parte, a la hora de ejercer cualquier actuación que implicase la movilización o posible resuspensión del sedimento del embalse, con el riesgo de toxicidad correspondiente.

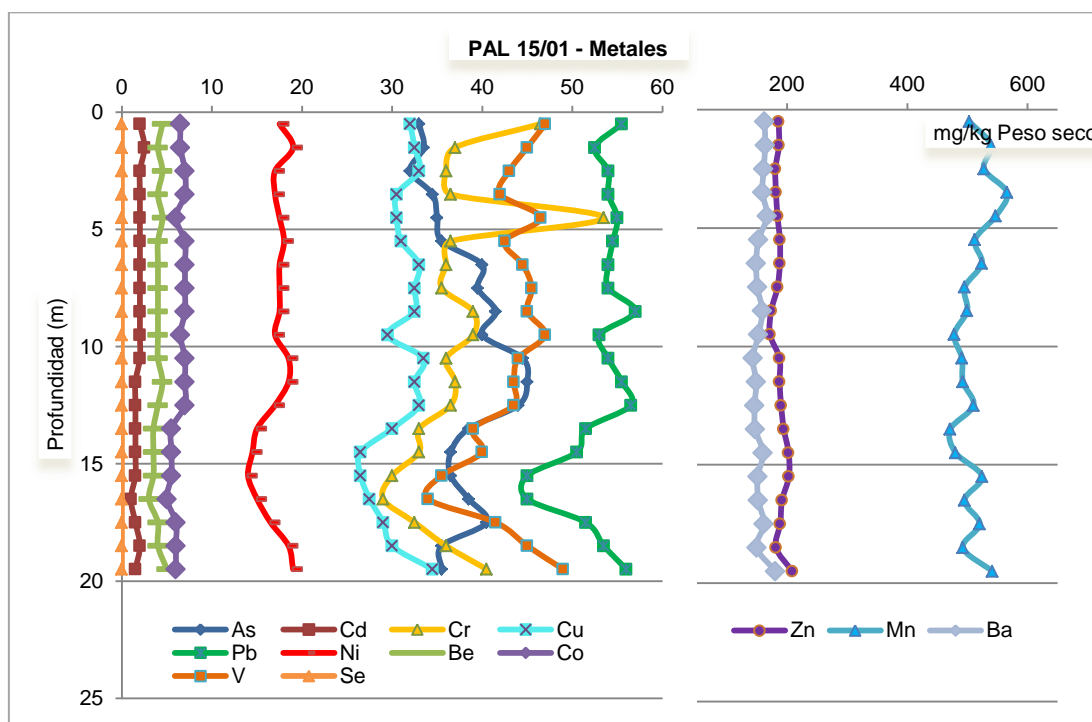


Figura 25. Perfil de metales del sedimento correspondiente a la zona de máxima profundidad de la presa.

Con respecto al resto de metales analizados en el sedimento del embalse (Figura 25, Figura 26 y Figura 27), no hay que destacar ninguno de los resultados obtenidos (se adjuntan los gráficos de los metales restantes que se incluyen en los niveles guía - Tabla 12), y su interpretación se escapa de los objetivos de este trabajo.

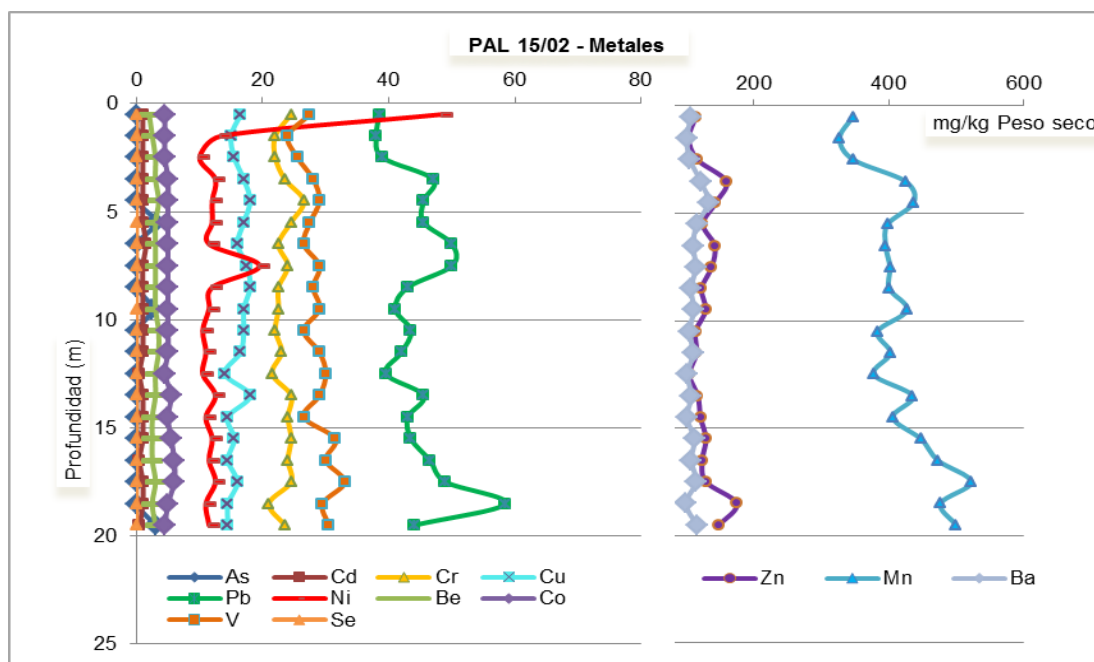


Figura 26. Perfil de metales del sedimento correspondiente a la cola del río Eresma.

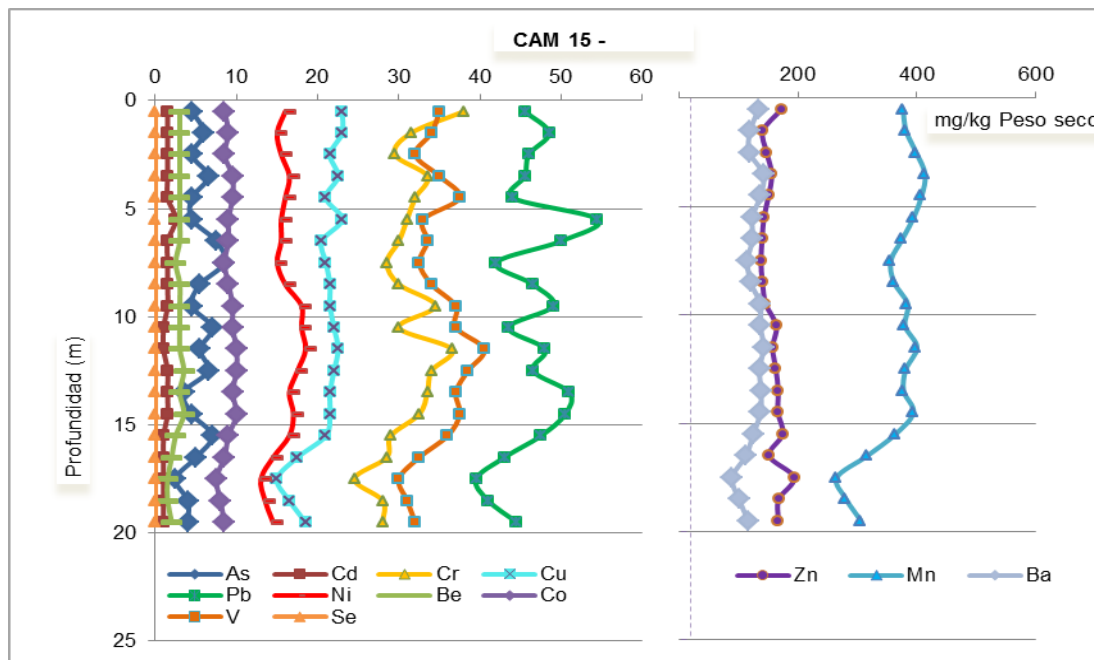


Figura 27. Perfil de metales del sedimento correspondiente a la cola del río Cambrones.

5.4. Situación de las tomas de agua para abastecimiento en la columna de agua del embalse durante el verano de los últimos años (2006-2015). Relación con la concentración de oxígeno.

Una de las hipótesis de partida de este trabajo era que el deterioro de las características organolépticas del agua de consumo de varias poblaciones que se abastecen del embalse de Pontón Alto, se debía a que la toma de agua que se usaba en esos momentos coincidía con una zona del metalimnion con acumulación de células fitoplanctónicas muertas, que en su descomposición, daban lugar a un brusco descenso del oxígeno disuelto (CHD, 2014).

Se ha comparado la profundidad a la que se encontraban la toma 1 (1093 msnm) y la toma 2 (1079,5 msnm) en cada una de las fechas de muestreo de los que tenemos datos (2007-2015) con el perfil de oxígeno de cada fecha (Figura 28, Figura 30 y Figura 31). Se puede observar como en septiembre de 2013, fecha en la que se publica en la prensa información sobre el deterioro del agua de las poblaciones abastecidas por este embalse, la profundidad de la toma 1 coincide con la bajada de oxígeno del metalimnion (Figura 28 y Figura 29), lo que concuerda con la hipótesis planteada.

En los datos de 2015 (Figura 28, Figura 29) se puede ver que la toma 1 sólo coincide con la oxiclina del metalimnion (Figura 29) en el muestreo de 15-7-2015, fecha en la que no conocemos que se hayan producido problemas en el agua. Sí que sabemos que existieron en septiembre, periodo en el que el agua se estaba tomando del epilimnion (Figura 28), con alta concentración de oxígeno. Hay otras fechas, dentro de los muestreos realizados, en las que la toma 1 coincide con la oxiclina metalimnética (28-7-2014, 17-7-2012, 1-8-2011, 21-8-2008) (Figura 28, Figura 30 y Figura 31), por lo que parece ser una situación bastante común en el embalse. En todas estas fechas no conocemos que haya habido problemas organolépticos en el agua de consumo, aunque no podemos asegurar que no se hayan producido.

Por lo expuesto anteriormente se puede decir que la coincidencia de la posición de la toma 1 del agua con la oxiclina metalimnética, por sí sola, no explica en todas las ocasiones los problemas organolépticos que se han venido produciendo en el agua abastecida desde este embalse, ya que hay momentos en los que no se ha producido esta situación y se ha detectado el problema.

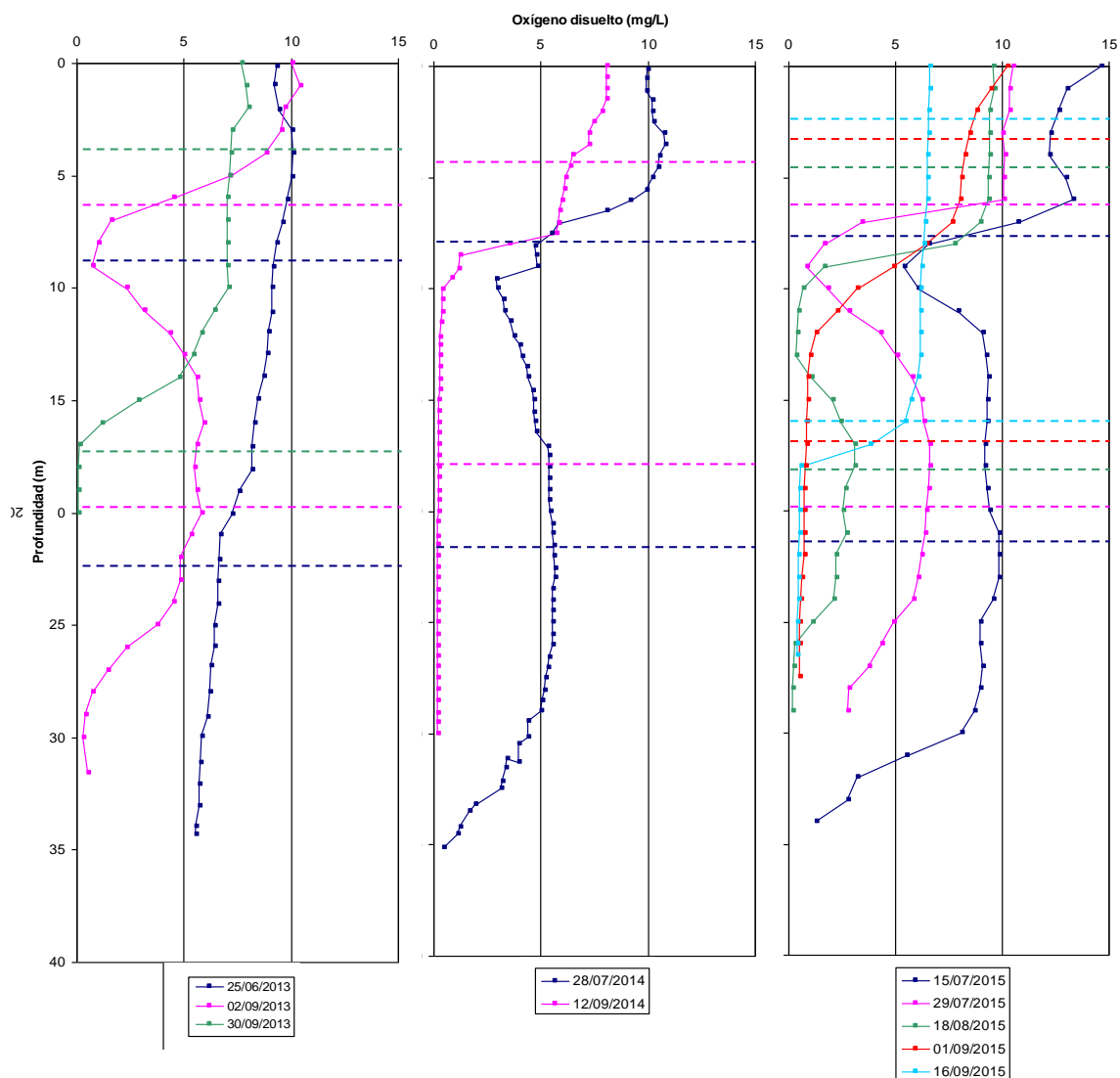


Figura 28. Variación del oxígeno con la profundidad durante los veranos de 2013, 2014 y 2015. Las líneas horizontales señalan las profundidades de la toma 1 y la toma 2 en cada muestreo.

La toma 2 se localiza casi siempre en el hipolimnion (Figura 28, Figura 30, y Figura 31) por debajo de la oxiclina metalimnética, por lo que al principio de verano tiene oxígeno. El oxígeno va disminuyendo en la zona alta del hipolimnion hasta que desaparece, quedándose el agua de esta zona prácticamente anóxica, como quedó registrado en los muestreos de 2010, 2011, 2012, 2014 y 2015 (Figura 28 y Figura 31).

La formación de un perfil o curva de oxígeno heterograda negativa puede responder a varios procesos o causas; una de ellas es la oxidación de material producido en el epilimnion (ej. algas muertas que van sedimentando) y que al llegar a la capa metalimnética, en la que se produce un fuerte gradiente de densidad y mayor temperatura que en la zona

hipolimnética, presentaría una mayor tasa de descomposición, y por tanto, un mayor consumo de oxígeno (Wetzel, 2001).

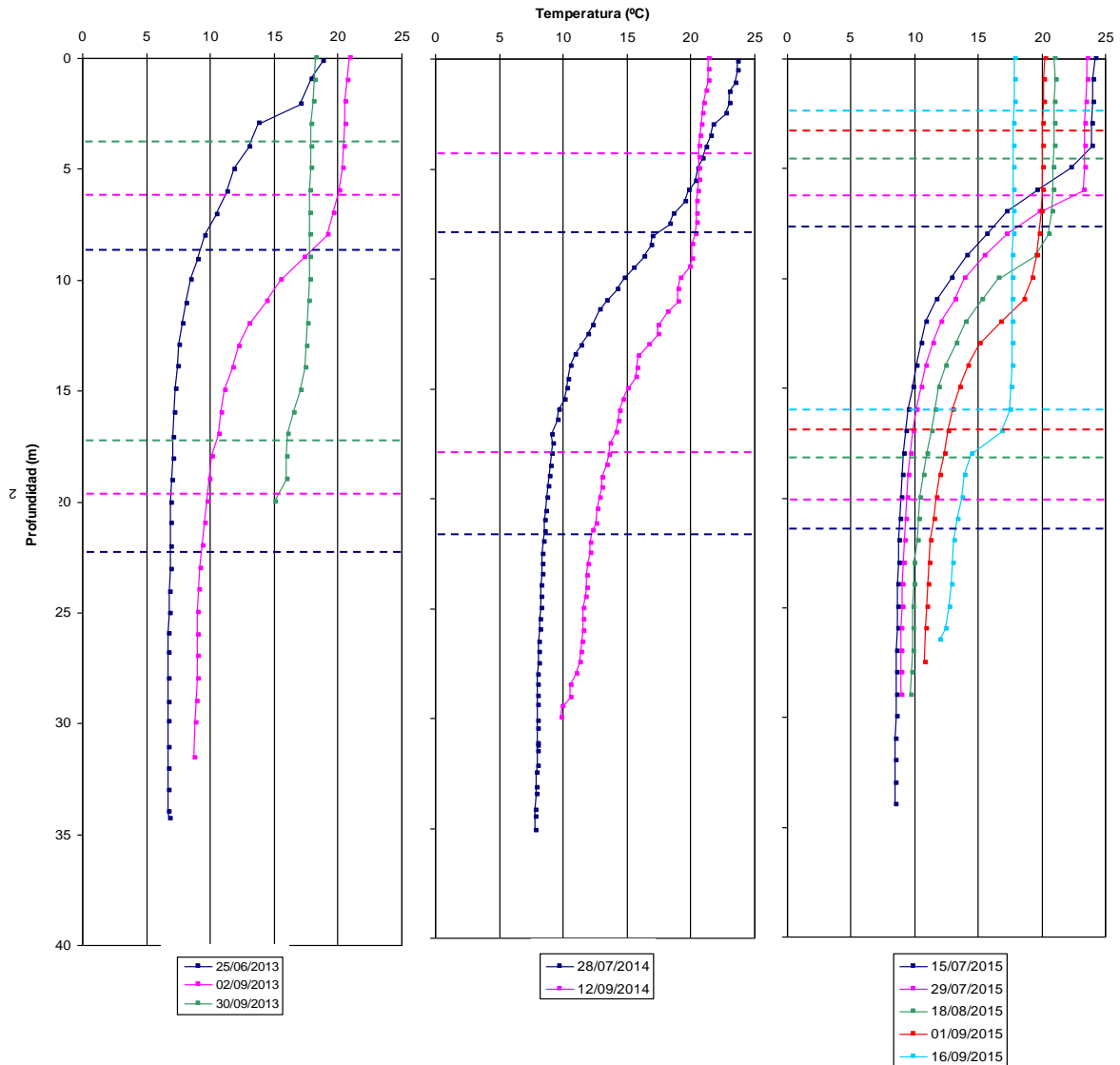


Figura 29. Variación de la temperatura con la profundidad durante los veranos de 2013, 2014 y 2015. Las líneas horizontales señalan las profundidades de la toma 1 y la toma 2 en cada muestreo.

El criterio de uso de las tomas para el agua de abastecimiento, según comunicación verbal del Servicio de Explotación del embalse es el siguiente: se recoge agua de la toma 1 hasta que el nivel del embalse desciende y ésta llega a la superficie del agua. En ese momento se pasa a usar la toma 2. En los muestreos realizados desde 2006 hasta 2015 sólo en una ocasión (19-9-2009) se registró esta situación (Figura 30). En esa fecha la profundidad de la toma 2 quedaba en la zona del epilimnion y por tanto muy oxigenada.

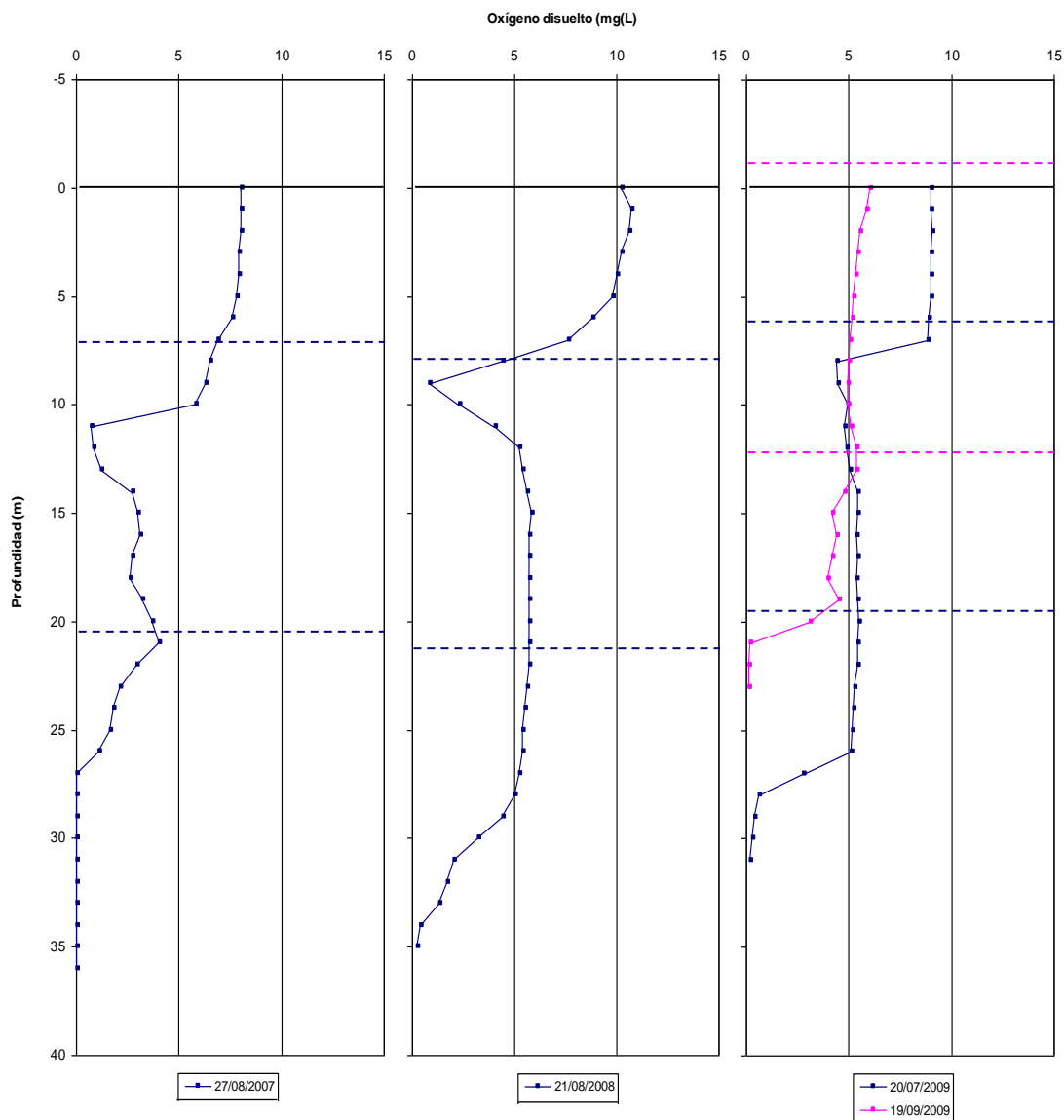


Figura 30. Variación del oxígeno con la profundidad durante los veranos de 2007, 2008 y 2009. Las líneas horizontales señalan las profundidades de la toma 1 y la toma 2 en cada muestreo.

Cuando la toma 1 coincide con la superficie, la toma 2 se sitúa a 13,5 m. Teniendo en cuenta que, a lo largo del verano, la termoclina se profundiza y que el nivel del agua va bajando, lo más probable es que cuando se coge agua de la toma 2 (siguiendo el criterio comentado anteriormente), esta toma se sitúe en el epilimnion y por tanto en una zona con suficiente oxígeno disuelto.

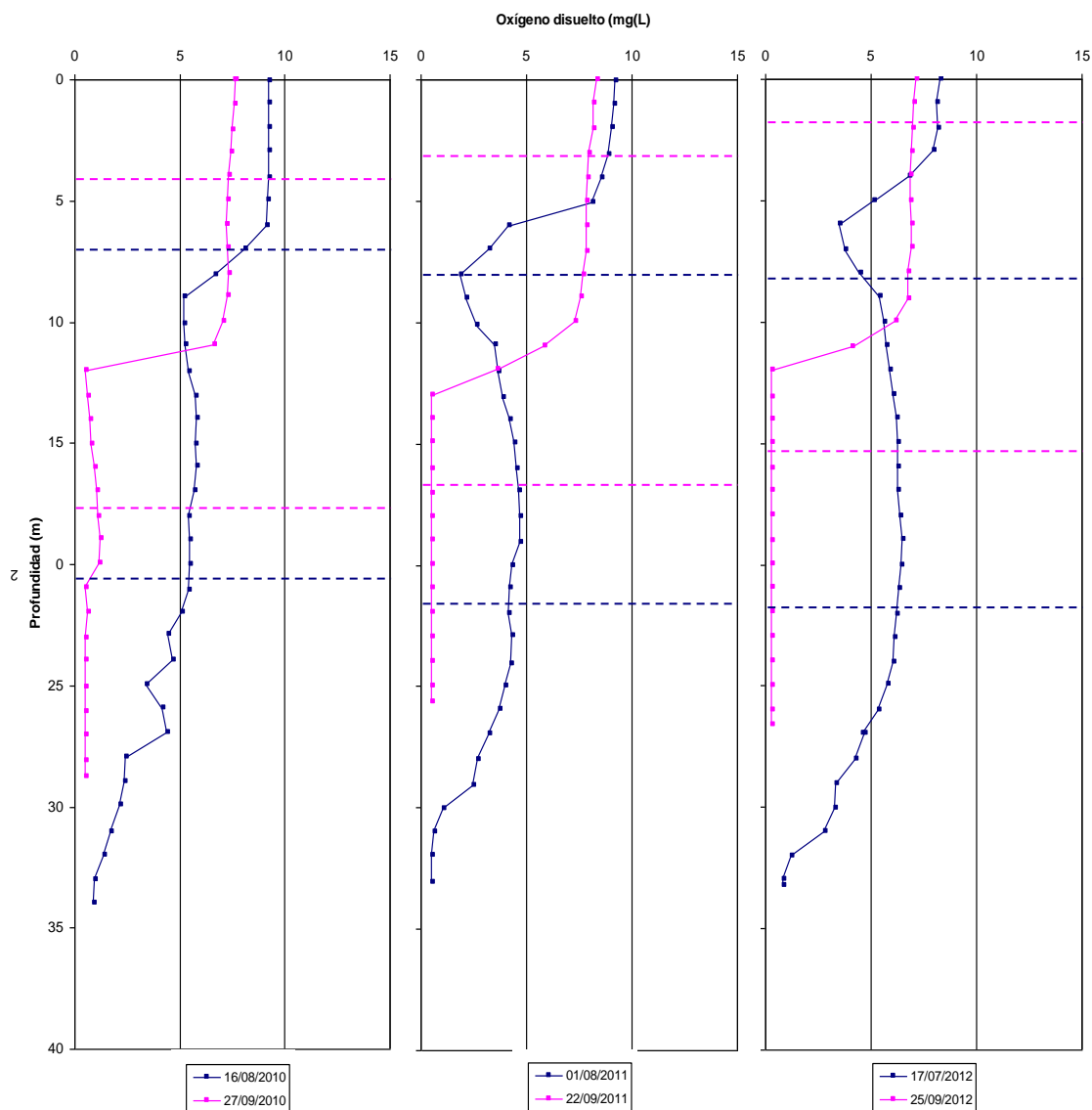


Figura 31. Variación del oxígeno con la profundidad durante los veranos de 2010, 2011 y 2012.

5.5. Fitoplancton, estado trófico y potencial ecológico

5.5.1. Evolución del fitoplancton durante el periodo de estudio

Durante el periodo estival de 2015, la clorofila y el biovolumen de fitoplancton se mantuvieron en unas concentraciones relativamente bajas en la primera parte del verano, subiendo en septiembre a concentraciones de clorofila superiores a 12 $\mu\text{g/L}$ y un biovolumen de más de 2,5 mm^3/L (Figura 32).

La composición del fitoplancton también cambió en septiembre, pasando de una dominancia de las diatomeas (División Bacillariophyta), en los primeros muestreos, a un aumento de

cianobacterias (División Cyanophyta) y dinoflagelados (División Dinophyta) al final del verano (Figura 33). Entre los grupos menos abundantes, merece la pena resaltar la disminución de crisofíceas (División Heterokontophyta) y el aumento de euglenofíceas (División Euglenophyta) a lo largo del periodo de estudio (Figura 34). Las crisofíceas son un grupo típico de aguas oligotróficas, mientras las cianobacterias y euglenofíceas son indicadoras de eutrofia. Es decir, la composición del fitoplancton coincide con los indicadores de biomasa en indicar un aumento de eutrofia a lo largo del verano.

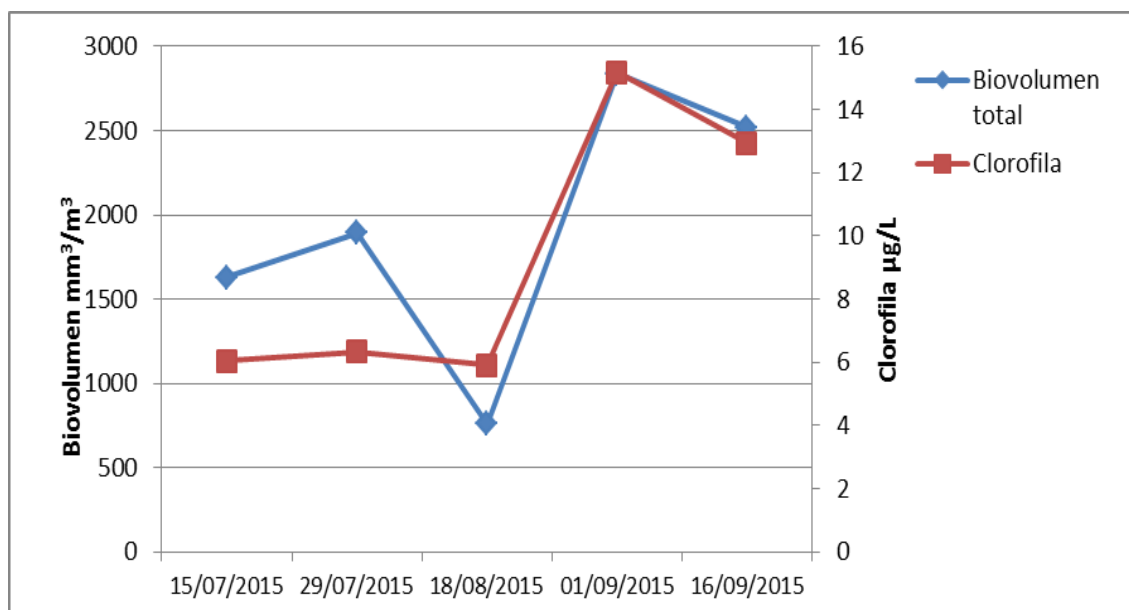


Figura 32. Evolución de la clorofila y el biovolumen del fitoplancton durante el periodo julio-septiembre de 2015.

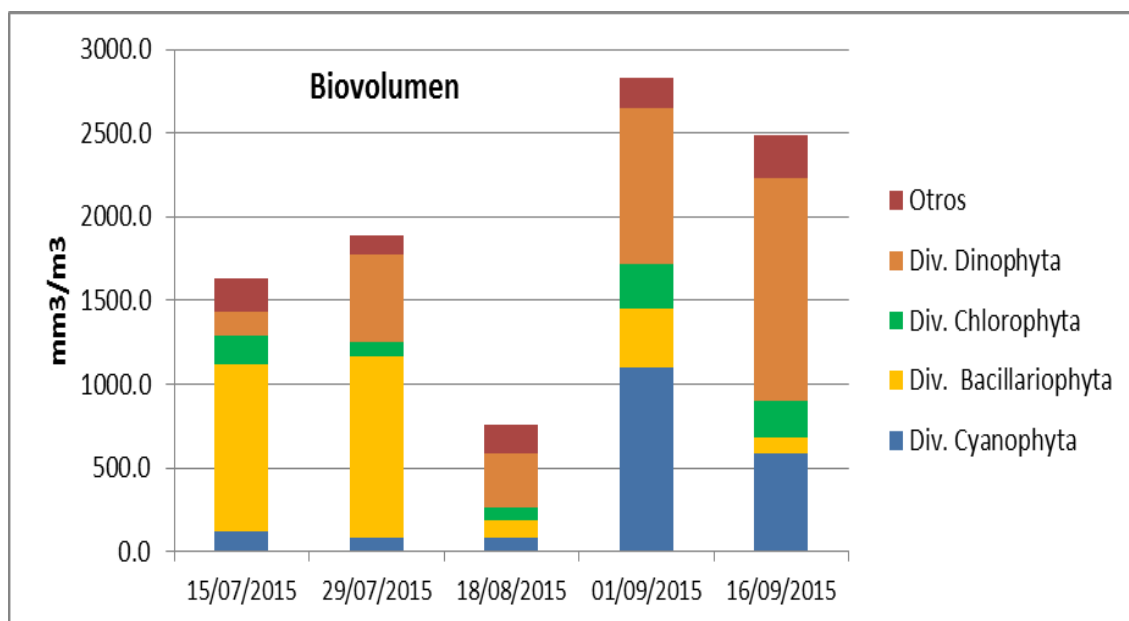


Figura 33. Composición del fitoplancton en el periodo julio-septiembre de 2015.

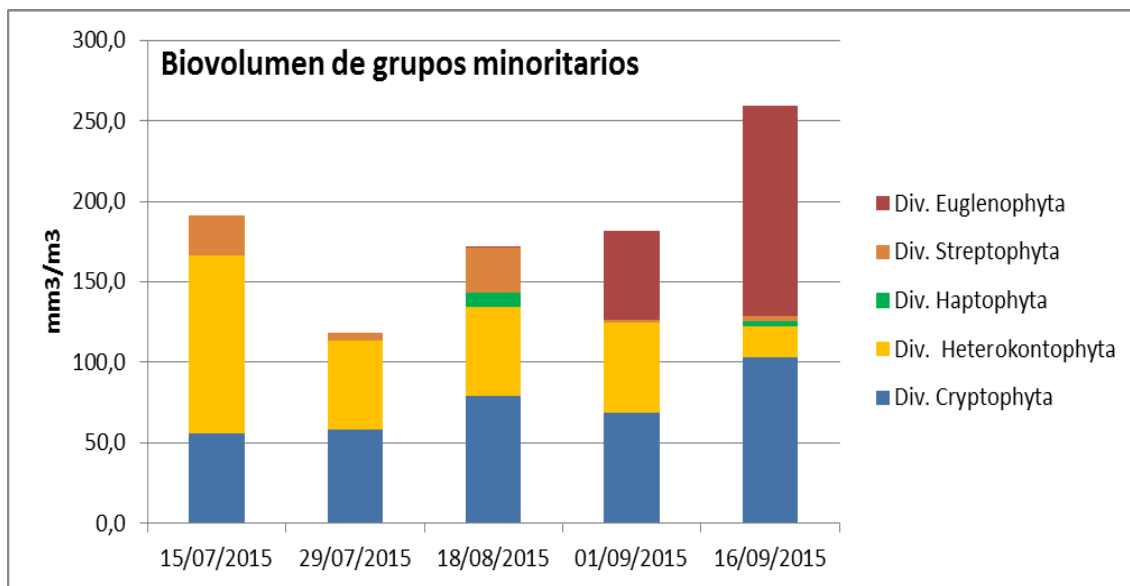


Figura 34. Composición del fitoplancton de los grupos menos abundantes (incluidos en el grupo de "Otros" en la figura 33) en el periodo julio-septiembre de 2015.

5.5.2. Relación del fitoplancton con el disco de Secchi

Durante el periodo de muestreo la profundidad de visión del disco de Secchi varió entre 2,15 m y 4,58 m. En este embalse se observa una relación significativa entre la cantidad de fitoplancton y la profundidad de visión del disco de Secchi (Figura 35 y Figura 36).

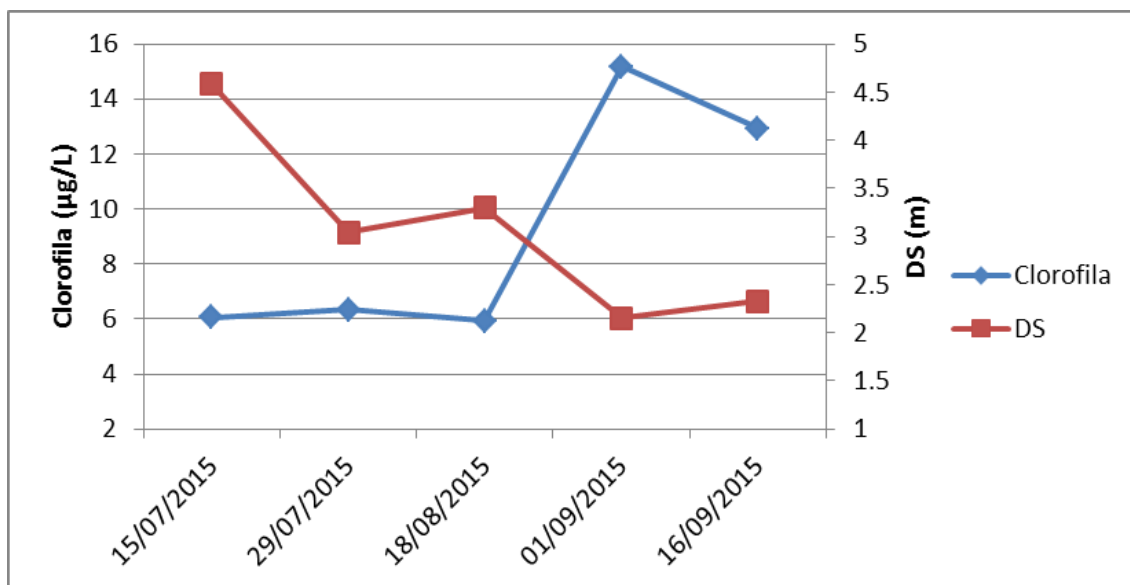


Figura 35. Relación entre el disco de Secchi y la clorofila.

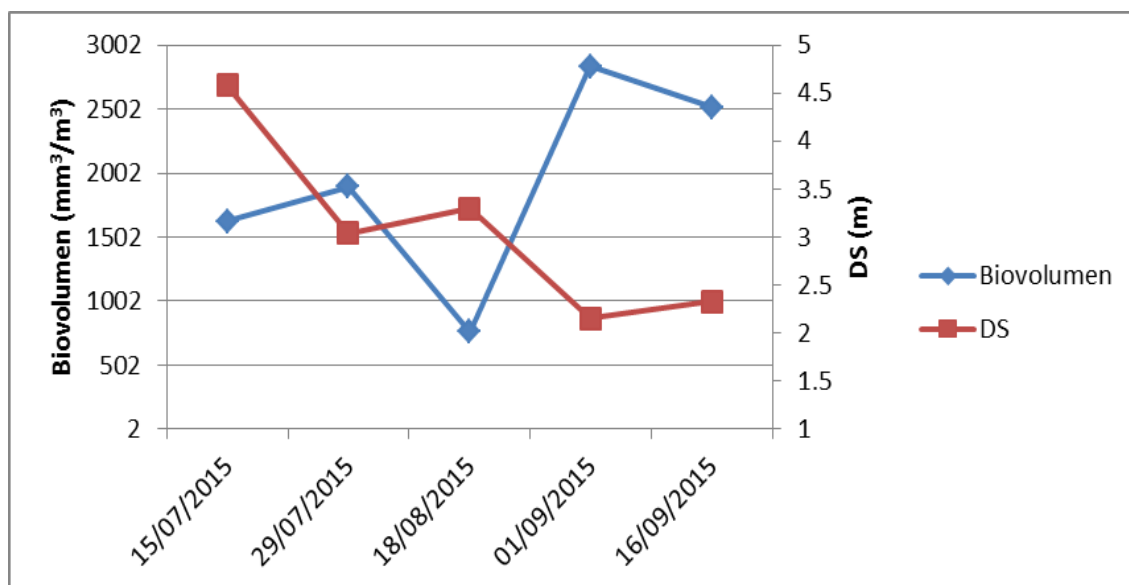


Figura 36. Relación entre el disco de Secchi y el biovolumen de fitoplancton.

5.5.3. Potencial ecológico, estado trófico e índice TSI

El potencial ecológico del embalse de Pontón Alto durante el año 2015 ha sido de 0,66 (Bueno), muy próximo al límite entre Bueno y Moderado (0,6) (Tabla 13).

En el mes de julio, los valores de las métricas son bajos, pero la situación va empeorando a lo largo del verano. Durante la última parte del periodo estival, en agosto y especialmente septiembre, casi todas las métricas (clorofila, biovolumen y porcentaje de cianobacterias) superan los respectivos límites B/M (Tabla 13).

Tabla 13. Potencial ecológico del embalse de Pontón Alto durante el año 2015. Se señalan los valores de las métricas en cada una de las fechas muestreadas y el valor límite entre el estado bueno y el moderado de las mismas en los embalses de tipo 1. También se indica el valor medio (julio-septiembre) de cada una de las métricas y el Ratio de Calidad Ecológica (RCE). En rojo se señalan los valores que están por debajo del límite B/M.

		15/7/15	29/7/15	18/8/15	01/9/15	16/9/15	Media 2015	Media 2015	Media 2015
Métrica	B/M	Valor	Valor	Valor	Valor	Valor	Valor	RCE transformado métrica	RCE fitopl.
Clorofila (µg/L)	9,5	6,05	6,34	5,92	15,19	12,93	9,29	0,60	0,66
Biovolumen (mm ³ /L)	1,9	1,6	1,90	0,8	2,8	2,5	1,92	0,59	
% Cianobact.	9,2	6,8	3,6	10,1	38,7	23,3	16,5	0,55	
IGA (Índice Grupos Algales)	10,6	6,2	2,2	0,9	2,9	1,1	2,7	0,90	

La media de clorofila de las fechas muestreadas es 9,29 µg/L y la media de biovolumen total es 1,92 mm³/L (Tabla 13). Teniendo en cuenta que el periodo de estudio es en el que se espera mayor crecimiento de fitoplancton y que los datos de invierno y primavera bajarían estas medias, estimamos que el estado trófico de este embalse está más cerca de la mesotrofia que de la eutrofia (Tabla 14).

Tabla 14. Clasificación del estado trófico de un sistema acuático según los valores medios anuales de clorofila (datos OCDE, 1982) y los valores medios anuales de biovolumen total de fitoplancton (Willén, 2000).

	Clorofila (ug/l)	Biovolumen (mm ³ /l)
Oligotrófico	<2,5	<1
Mesotrófico	2,5-8	1-2
Eutrófico	8-25	2-8
Hipereutrófico	>25	>8

Siguiendo los criterios de Carlson (1977) se ha calculado el TSI (Trophic State Index) según se explica en la metodología. El valor de este índice, obtenido a partir de las medias de disco de Secchi, clorofila y fósforo es 46,35, por lo que se corresponde con la mesotrófia (Tabla 8 y Tabla 15).

Se ha calculado también el ITSC, modificación del TSI que incluye parámetros establecidos por la Confederación Hidrográfica del Duero (cianobacterias y SH₂) (ver metodología). Al tener en cuenta las cianobacterias, el ITSC baja de Bueno a Moderado (Tabla 9). No se ha analizado el SH₂, pero teniendo en cuenta que a mediados de septiembre los últimos 10 m de la columna de agua presentaban menos de 0,5 mg/L de oxígeno, es muy probable que se haya producido SH₂ durante el verano de 2015, lo que bajaría el ITSC a Deficiente (Tabla 9). Sin embargo las concentraciones de SO₄ detectadas a lo largo del verano de 2015 en la columna de agua del embalse (entre 1-2 mg/l) (ver Anexo) no permiten esperar una producción significativa de SH₂ por reducción del SO₄ en condiciones de estratificación y anoxia en el hipolimnion, con bajos potenciales redox.

Tabla 15. Valores de TSI del embalse de Pontón Alto, durante el año 2015, de cada uno de los parámetros implicados en el índice de Carlson (1977) y valor medio.

Parámetro	Valor
TSI (DS)	43,8
TSI (Clor.)	52,5
TSI (PT)	42,8
Media TSI	46,4

5.5.4. Cianobacterias

La cantidad de cianobacterias en las muestras integradas de la zona eufótica varían entre 0,08 y 1,1 mm³/L (Tabla 16). Estos valores, en el inicio del verano, superan el nivel de vigilancia para aguas destinadas a la producción de aguas potables marcado por la OMS y a finales de verano superan el nivel de alerta I (Tabla 10).

El nivel de vigilancia recomienda únicamente continuar los muestreos. Superar el nivel de alerta I requiere, según recomendaciones de la OMS, una consulta con las autoridades sanitarias ya que puede significar concentraciones de microcistinas-LR superiores a 1 µg/l si las especies presentes son productoras de microcistinas (Tabla 16).

Tabla 16. Cantidad de cianobacterias en el periodo julio-septiembre de 2015. En azul los valores que superan el nivel de vigilancia para agua destinada a la producción de agua de consumo humano, según la OMS (Tabla 10). En amarillo, los valores que superan el nivel de alerta I para el mismo tipo de agua.

Fecha	15/07/2015	29/07/2015	18/08/2015	01/09/2015	16/09/2015
Profundidad (m)	Integrada (11,5 m)	Integrada (7,6 m)	Integrada (8m)	Integrada (5,4 m)	Integrada (5,5 m)
Cianobacterias (mm ³ /L)	0,12	0,08	0,08	1,10	0,59

Durante el mes de julio son mayoritarias las cianobacterias del grupo Croococales (Figura 37) siendo *Woronichinia naegeliana* la más abundante. Las nostocales son más importantes en la segunda parte del verano. A finales de julio empieza a detectarse *Aphanizomenon flos-aquae* que alcanza su máximo desarrollo a principios de septiembre. Lo mismo pasa con *Dolichospermum circinalis* y *Dolichospermum crassum* (Figura 38). Las Oscillatoriales son muy poco abundantes en este embalse (Figura 37 y Figura 38). La (Figura 39) muestra las principales especies de cianobacterias del embalse de Pontón Alto.

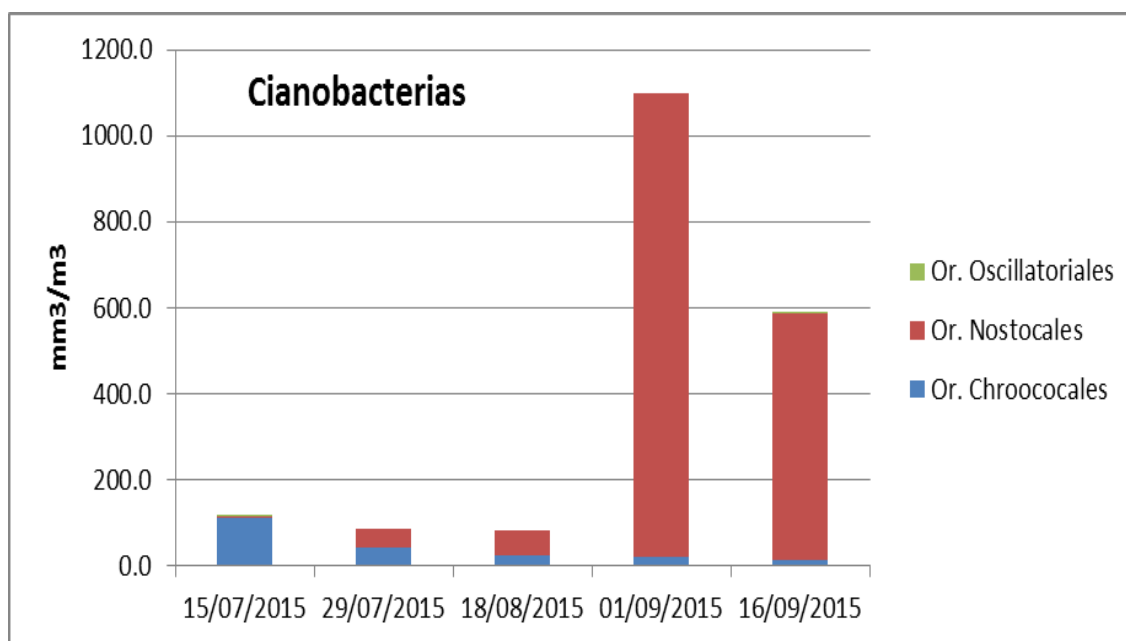


Figura 37. Evolución de los grupos de cianobacterias en el periodo julio-septiembre de 2015.

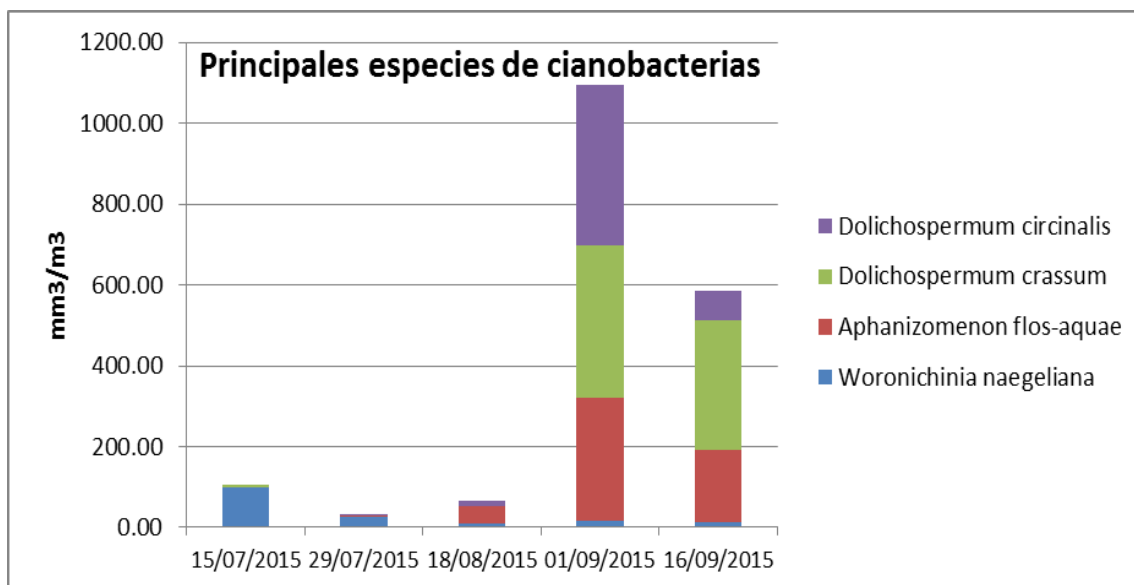


Figura 38. Evolución de las principales especies de cianobacterias en el periodo julio-septiembre de 2015.

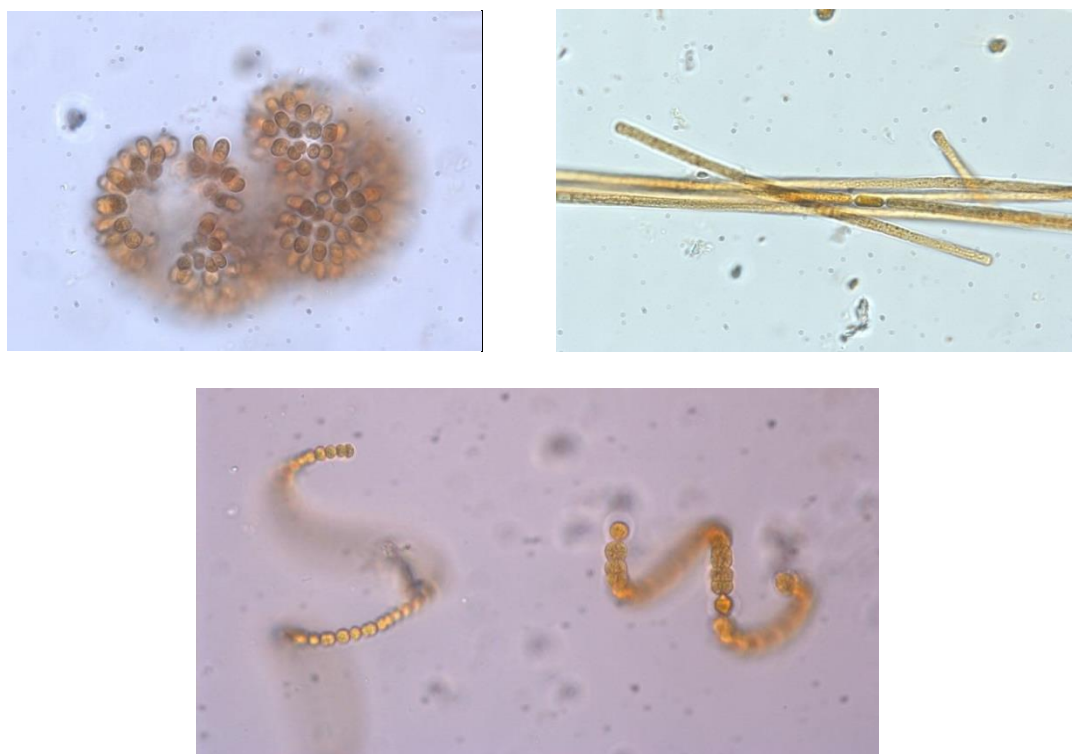


Figura 39. Principales especies de cianobacterias del embalse de Pontón Alto. Arriba a la izquierda, *Woronichinia naegeliana*. Arriba a la derecha, *Aphanizomenon flos-aquae*. Abajo *Dolichospermum circinalis* y *Dolichospermum crassum*.

En la Tabla 17 se indican las cianobacterias potencialmente tóxicas que se han encontrado durante el periodo de estudio. Se marcan con una "X" las toxinas que pueden producir cada especie, según múltiples referencias y revisiones bibliográficas. Se ha puesto una

interrogación cuando la relación entre una especie y una toxina aparece en alguna referencia bibliográfica, pero no se acepta de manera generalizada en revisiones globales. En esta tabla también hay una columna con sustancias que producen malos olores y sabores (geosmina).

Tabla 17. Cianobacterias potencialmente tóxicas que se han encontrado durante el periodo de estudio. Se marca con una x las toxinas y sustancias que dan lugar a problemas de olores y sabores que puede producir cada especie. Se señala con interrogación la relación entre la especie y la toxina que sólo se ha encontrado en algunas referencias bibliográficas.

	Hepatotoxinas	Citotoxinas	Neurotoxinas		Olor y sabor
	Microcistinas	Cilindrospermopsina	Anatoxina a	Saxitoxina	Geosmina
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>		x	x	x	x
<i>Dolichospermum planctonicum</i>		¿x?	x		
<i>Dolichospermum circinalis</i>	¿x?		x	x	x
<i>Microcystis aeruginosa</i>	x				
<i>Woronichinia naegeliana</i>			¿x?		

De todas las especies potencialmente tóxicas encontradas, sólo *Woronichinia naegeliana*, *Aphanizomenon flos-aquae* y *Dolichospermum circinalis* han aparecido en concentraciones relativamente importantes (superiores a 100 mm³/m³). Por lo que la posible toxicidad de este medio estaría relacionada fundamentalmente con neurotoxinas y cilindropermopsina. Ni la legislación española ni la OMS señalan, de momento, límites de concentración de estas toxinas, aunque sí que existen en la normativa de algunos países, como Australia, Brasil o Canadá (Chorus, 2012).

Además, *Aphanizomenon flos-aquae* y *Dolichospermum circinalis* pueden producir geosmina, sustancia que da lugar a malos olores y sabores del agua. De hecho, la aparición de ambas especies, en septiembre, coincide con la fecha de las noticias publicadas en la prensa sobre el deterioro de las características organolépticas del agua de consumo obtenida a partir del agua de este embalse, por lo que la presencia de estas podría ser la causa del problema.

5.5.5. Estudio histórico del fitoplancton

Se han comparado los datos de fitoplancton de este estudio con otros de años anteriores (2006-2014) proporcionados por la Confederación Hidrográfica del Duero. Al revisar los datos conjuntamente, no se observa, como cabría esperar, una relación entre la concentración de clorofila y el biovolumen total del fitoplancton (R=0,1, n=23) (Figura 40).

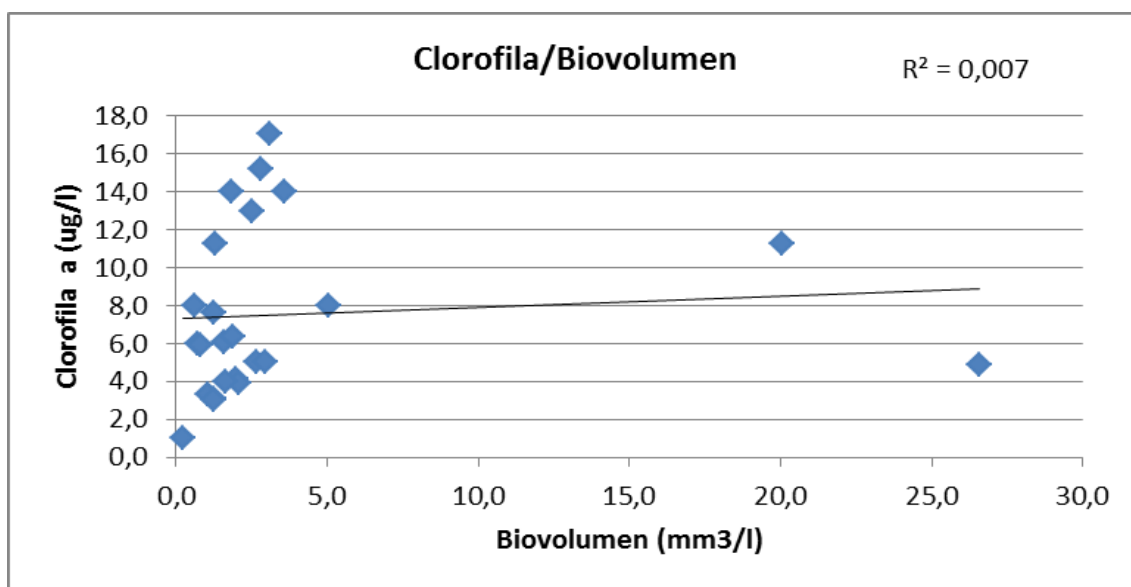


Figura 40. Relación entre el biovolumen total de fitoplancton y la clorofila a en todos los muestreos realizados entre 2006 y 2015.

En las muestras consideradas, se pueden observar algunos posibles errores en los cálculos de recuentos o biovolumen de fitoplancton:

- En el año 2009 se hizo el recuento del número de colonias de cianobacterias (no del número de células) y el cálculo de biovolumen se realizó a partir del biovolumen de la colonia. El volumen intercelular en una colonia puede ser muy alto y varía según la especie. Si se cuantifican colonias, deberían usarse, para calcular el biovolumen, unos factores de corrección que posiblemente no se han utilizado en estos análisis ya que se observan unos valores de biovolumen total de fitoplancton muy altos, comparados con la clorofila de esos mismos muestreos. Las muestras a las que nos referimos son los dos puntos que aparecen separados del resto en la Figura 40.
- En agosto y septiembre del año 2010 se hicieron recuentos de un número de especies razonable, pero sólo se calculó el biovolumen de las especies con más de 100 células/ml. Esto puede suponer, como es el caso del mes de agosto de ese año, que se quedasen fuera especies con biovolumen celular alto que supondrían una importante aportación al total.

Si se eliminan los 4 datos de biovolumen indicados, la relación entre la clorofila y el biovolumen aumenta considerablemente, siendo significativa: $R=0,61$ ($n=19$) (Figura 41).

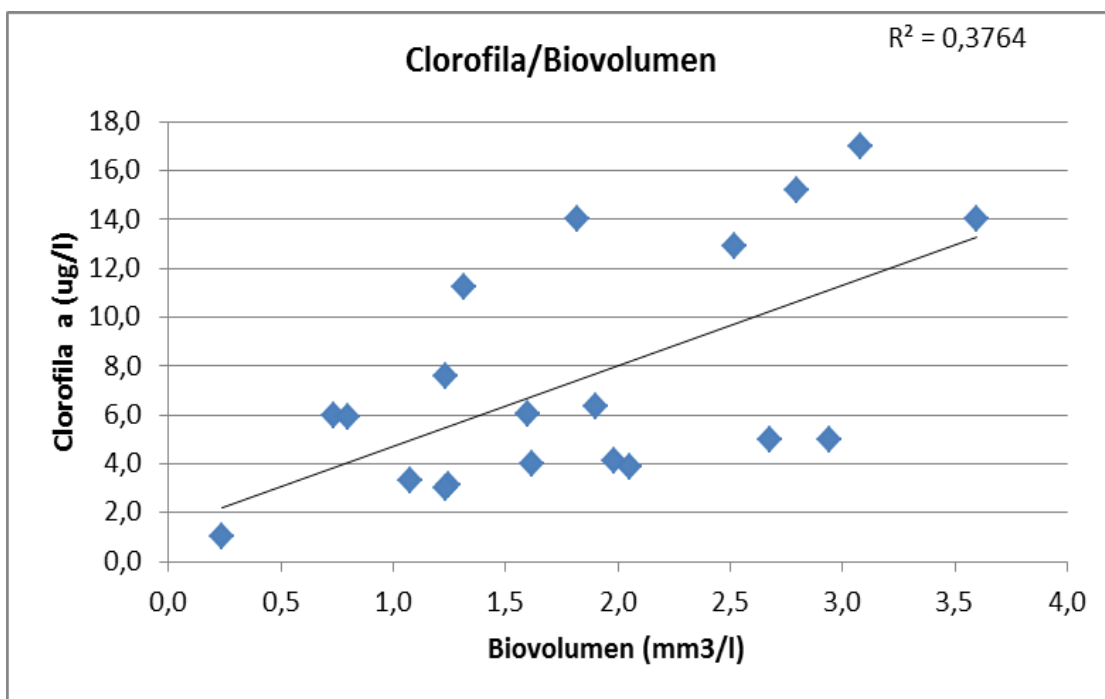


Figura 41. Relación entre el biovolumen total de fitoplancton y la clorofila a en los muestreos realizados entre 2006 y 2015 (eliminando 4 muestras que podrían tener errores).

Las consideraciones que se exponen a continuación sobre las variaciones del fitoplancton de este embalse durante los últimos años se han hecho sin tener en cuenta los datos de biovolumen total del fitoplancton de las 4 muestras señaladas anteriormente.

Si comparamos los datos de la Tabla 18 con los límites de la Tabla 14, observamos que este embalse se encuentra durante todo el periodo 2006-2015 entre la mesotrofia y la eutrofia. En la Tabla 18 se han coloreado los valores de medias anuales que superan el límite entre la mesotrofia y la eutrofia. Hay que tener en cuenta que las medias de clorofila y biovolumen en esta tabla se han hecho sobre un escaso número de meses (de 1 a 5) y que en la mayoría de los casos se recogieron durante el verano. Es de esperar que, de contar con datos de todos los meses, las medias anuales fueran más bajas que los valores representados en la Tabla 18.

No se observa una tendencia regular de aumento o disminución de la eutrofización. Hay dos periodos (2009-2011 y 2014-2015) en los que la calidad del agua parece empeorar sensiblemente (Tabla 18, Figura 42 y Figura 43). Por otro lado, a finales del verano (agosto y septiembre) se observa, en casi todos los años, una mayor cantidad de fitoplancton que en los meses anteriores.

Tabla 18. Concentración de clorofila y biovolumen total de fitoplancton en los meses muestreados del periodo 2006-2015 y medias anuales de ambos parámetros. Se señalan coloreados los valores que superan el límite entre la mesotrofia y la eutrofia (Tabla 14). (Los datos de 2015 corresponden a este trabajo, el resto son datos cedidos por la CHD).

	Valores puntuales		Medias anuales	
	Biovolumen total mm ³ /m ³	Clorofila a mg/m ³	Biovolumen total mm ³ /m ³	Clorofila a mg/m ³
01/04/2006	2,0	4,1	1,6	3,6
08/09/2006	1,2	3,1		
04/04/2007	1,1	3,3	1,9	4,2
27/08/2007	2,7	5,0		
02/04/2008	1,2	7,6	1,6	5,8
21/08/2008	2,1	3,9		
20/07/2009		4,9		8,1
19/09/2009		11,3		
23/03/2010	1,2	3,0	2,4	8,3
16/08/2010		8,0		
27/09/2010	3,6	14,0		
01/08/2011	2,9	5,0	2,35	9,5
22/09/2011	1,8	14,0		
17/07/2012	1,6	4,0	1,2	5,0
25/09/2012	0,7	6,0		
25/06/2013	0,2	1,0	0,2	4,5
02/09/2013		8,0		
28/07/2014	3,1	17,0	2,2	14,1
12/09/2014	1,3	11,3		
15/07/2015	1,6	6,05	1,9	9,3
29/07/2015	1,9	6,3		
18/08/2015	0,8	5,9		
01/09/2015	2,8	15,2		
16/09/2015	2,5	12,9		

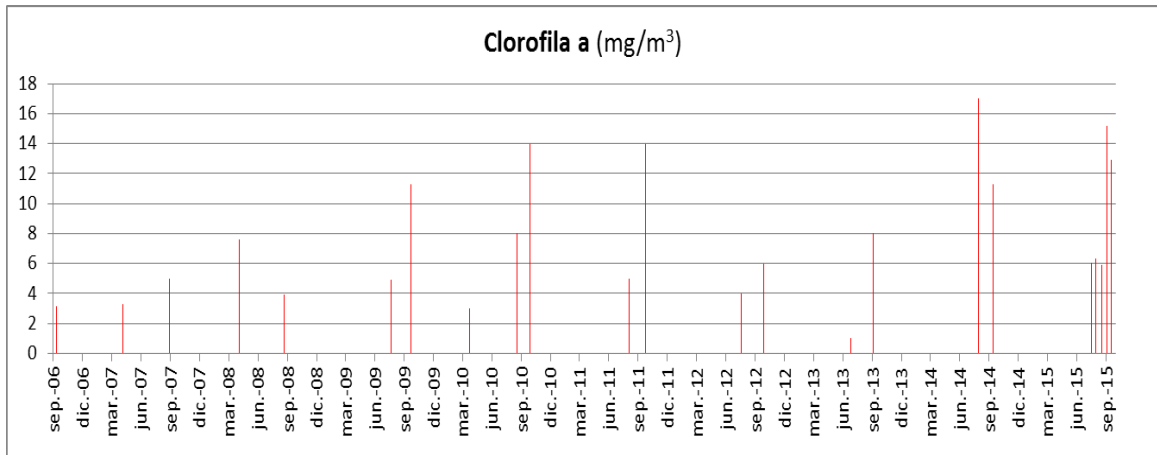


Figura 42. Concentración de clorofila a en los meses muestreados del periodo 2006-2015. (Los datos de 2015 corresponden a este trabajo, el resto son datos de la Confederación Hidrográfica del Duero).

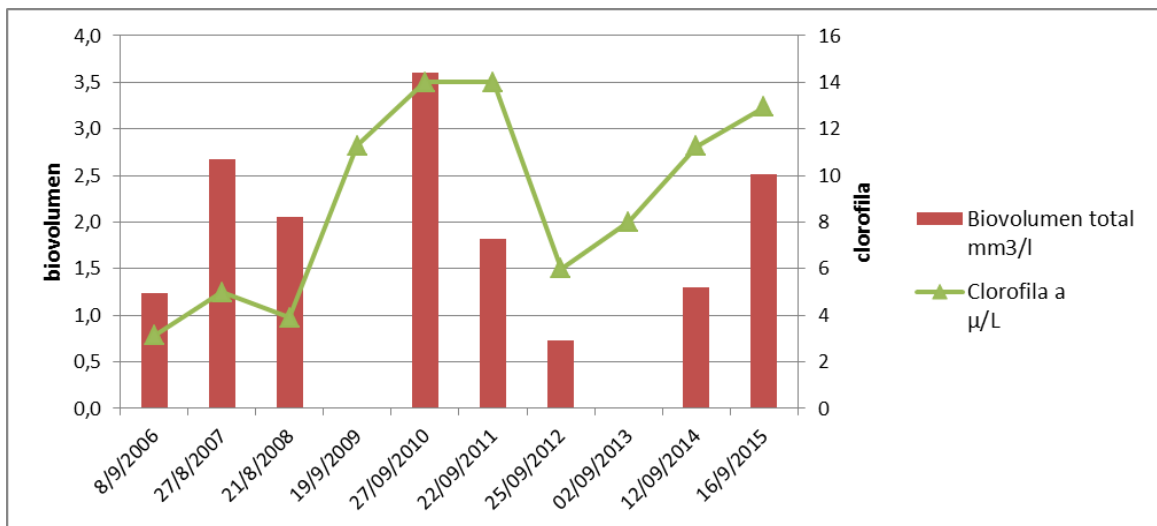


Figura 43. Concentración de clorofila y biovolumen total de fitoplancton en los meses de agosto o septiembre del periodo 2006-2015. (Los datos de 2015 corresponden a este trabajo, el resto son datos de la Confederación Hidrográfica del Duero).

La composición de fitoplancton del año 2015 coincide con la los años 2006 y 2012: las diatomeas (División Bacillariophyta) dominan en la primera parte del periodo de estratificación y las cianobacterias (División Cyanophyta) en la parte final del mismo. Curiosamente, en 2011 aparecen las cianobacterias como dominantes en agosto y las diatomeas en septiembre. En el resto de los años los grupos dominantes son las criptofíceas y las desmidiáceas en 2007 y 2008, las zygmematales en 2010 y las diatomeas en 2014 (Figura 44).

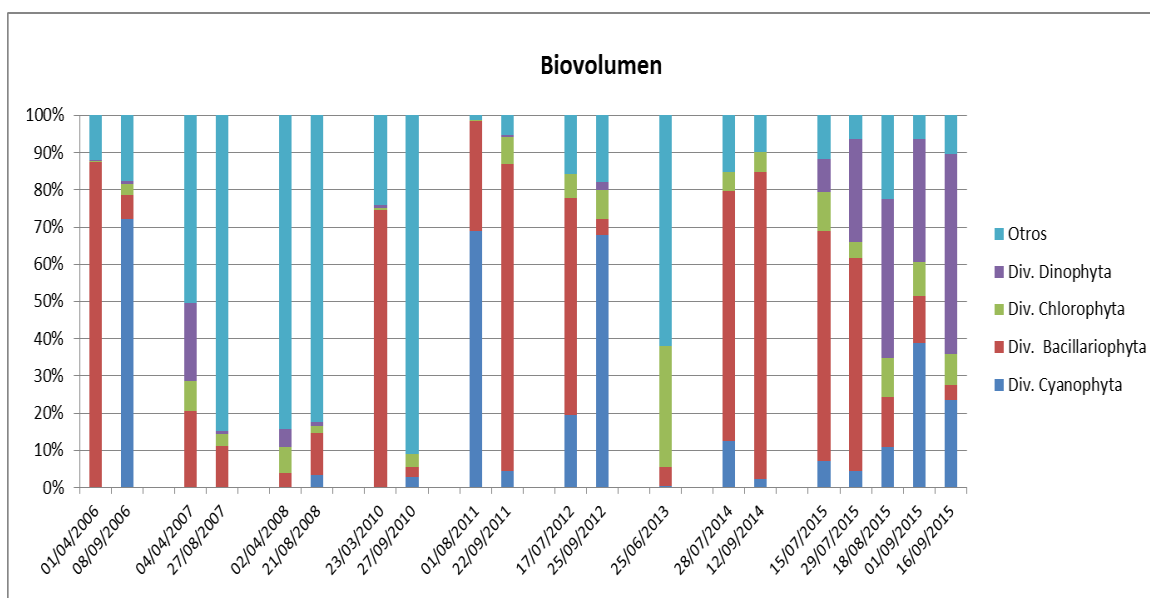


Figura 44. Composición del fitoplancton en el embalse de Pontón Alto durante el periodo 2006-2015. (Los datos de 2015 corresponden a este trabajo, el resto son datos cedidos por la CHD).

5.5.6. Estudio histórico de las cianobacterias

En la Figura 45 se observan las concentraciones de cianobacterias en los muestreos realizados durante el periodo 2006-2015. En el año 2006 y a partir del año 2011 se supera en alguna fecha el nivel de alerta I para aguas destinadas a la producción de aguas potables marcado por la OMS (Tabla 10). En el año 2009 también se registraron concentraciones altas de cianobacterias, superando incluso el nivel de alerta II de la OMS, aunque se considera, como ya se ha comentado en el apartado anterior, que estas concentraciones deben estar sobreestimadas, por lo que no aparecen en la Tabla 19.

Como hemos comentado en el apartado 4.3.6, el nivel de alerta I indica que la concentración de microcistinas en el agua podría exceder el nivel guía de la OMS para microcistinas-LR (1 µg/l), asumiendo que se trata de especies productoras de microcistinas, y requiere una consulta con las autoridades sanitarias y un análisis de toxinas en el agua de consumo (Tabla 11). Las especies de cianobacterias mayoritarias de este embalse (Tabla 19) no son productoras de microcistinas (Tabla 17) y por el momento, la OMS no señala límites orientativos de concentración de estas especies, o de las toxinas que producen, en relación con el riesgo para la salud.

Durante 2007, 2008 y 2010 prácticamente no se registraron cianobacterias en el embalse, aunque podrían haberse desarrollado en los meses no muestreados. La distribución de las especies de cianobacterias potencialmente tóxicas que han estado presentes en este embalse se puede ver en la Tabla 19. En algunos años no se determinaron las especies correspondientes a los géneros *Microcystis*, *Woronichinia* y *Aphanizomenon* y aparecen en la tabla como *Microcystis* sp, *Woronichinia* sp y *Aphanizomenon* sp. Se han incluido porque

es probable que se trate de las únicas especies (todas potencialmente tóxicas) de estos mismos géneros registradas en este embalse en otras fechas. Hay registros de *Dolichospermum* sp en concentraciones abundantes en 2011 y 2012, pero no se han incluido en la tabla ya que hay 3 especies de este género citadas en este embalse: *D. circinalis*, *D. planctonicum* y *D. crassum*. Las dos primeras especies están citadas como potencialmente tóxicas (Tabla 17), pero la última no, por lo que no podemos asegurar que la especie de *Dolichospermum* encontrada en 2011 y 2012 fuera potencialmente tóxica.

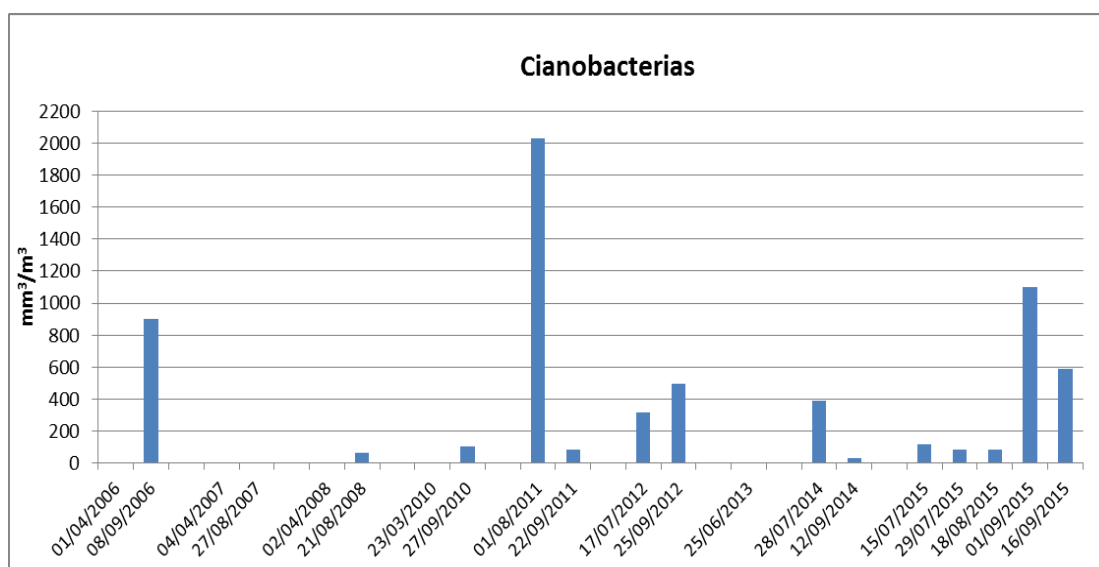


Figura 45. Concentración de cianobacterias en los muestreos realizados en el periodo 2006-2015.

Considerando las toxinas producidas por las cianobacterias encontradas (Tabla 17) y las concentraciones registradas de cada especie (Tabla 19), en el periodo 2006-2014, sólo 2013, además de 2015 (ya comentado en el apartado 5.5.4), podría haber sufrido problemas de toxicidad debido a neurotoxinas. En el resto de los años no parece haber habido riesgos de toxicidad.

Según el informe de la CHD "Informe sobre el estado del embalse del Pontón Alto. Servicio de Control de Calidad. Área de Calidad de Aguas", en septiembre de 2013 se detectó un deterioro de las características organolépticas en el agua de consumo de las poblaciones que se abastecen de este embalse, lo que ha ocurrido también en 2015. Se plantea la hipótesis de que el problema se deba a la especie *Dolichospermum circinalis*, especie que además de ser potencialmente tóxica, puede producir geosmina (Tabla 17). La geosmina podría ser la sustancia causante de los malos sabores y olores detectados. *Aphanizomenon flos-aquae* también es una especie potencialmente productora de geosmina, pero si fuera esta especie la responsable, el problema habría aparecido antes de 2013, ya que esta especie está registrada en este embalse desde el año 2008. No obstante, hay que tener en cuenta que, como se ha comentado anteriormente, durante 2011 y 2012 (en menor concentración) hay registros de *Dolichospermum* sp que podrían ser *D. circinalis*, aunque no

se puede asegurar ya que en este embalse se han determinado al menos 3 especies del género *Dolichospermum* en el periodo estudiado.

Tabla 19. Concentración (mm^3/m^3) de las especies de cianobacterias potencialmente tóxicas presentes en el periodo 2006-2015.

	<i>Microcystis aeruginosa</i>	<i>Microcystis sp.</i>	<i>Woronichinia naegeliana</i>	<i>Woronichinia sp.</i>	<i>Dolichospermum planctonicum</i>	<i>Dolichospermum circinalis</i>	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	<i>Aphanizomenon sp.</i>
Ab-06								
Sp-06	55,5							
Ab-07			P					
Ag-07	P		1,4					
Ab-08	P		P					
Ag-08	P		P		P		66,0	
JI-09			P					
Sp-09	P		P					
Mr-10								
Ag-10			P					
Ag-11				2,7				21,3
JI-12			64,3					9,5
Sp-12		7,6	26,3					38,9
Jn-13			26,3					
Sp-13						201,9		
JI-14			P				25,4	
Sp-14	P	P	P			P		P
JI-15		4,8	99,9					
JI-15			26,2		35,0	4,0	2,5	
Ag-15		10,6	8,3			11,9	44,7	
Sp-15		4,9	15,8			395,4	303,6	
Sp-15			11,9			74,1	181,2	

5.5.7. Relación del fitoplancton y las cianobacterias con la hidrología de la cuenca receptora

No parece haber una relación evidente entre los caudales de entrada al embalse y la concentración de clorofila en el embalse (Figura 46). Años con lluvias torrenciales durante el invierno o primavera (que provocan grandes caudales puntuales de entrada al embalse) (2009, 2013, 2014) muestran valores mayores de clorofila en el verano, pero hay años también con concentraciones altas de clorofila (2010, 2015) en los que no se han registrado entradas significativas previas de agua al embalse. Esto indicaría que la posible entrada de nutrientes que pudiese originar una mayor producción primaria en el embalse, representada por un aumento de fitoplancton, se debería no sólo a los arrastres desde la cuenca por escorrentía, sino también a otras posibles causas como fuentes puntuales de contaminación, carga ganadera o a la carga interna del embalse.

Se observa una relación mayor entre las entradas de agua al embalse durante el verano y la cantidad de cianobacterias presentes. En los años con escasas entradas de agua al



SEGUIMIENTO DE BLOOMS DE CIANOBACTERIAS EN EMBALSES DE LA CUENCA DEL DUERO.
SEGUIMIENTO INTENSIVO EN EL EMBALSE DE PONTÓN ALTO (SEGOVIA)

embalse, ocasionando un mayor tiempo de residencia, durante el verano se produce un mayor desarrollo o acumulación de cianobacterias que en los años en los que esas entradas son mayores y la tasa de renovación es mayor. En la Figura 47 se señalan con una flecha de color verde los años en los que, en algún muestreo, se han registrado concentraciones de cianobacterias superiores a $0,2 \text{ mm}^3/\text{L}$ (Nivel de Alerta I de la OMS, Tabla 10). Con una flecha roja se indican los años en los que la CHD ha tenido conocimiento (a través de la prensa y/o del propio Ayuntamiento de Segovia) de problemas organolépticos en el agua.

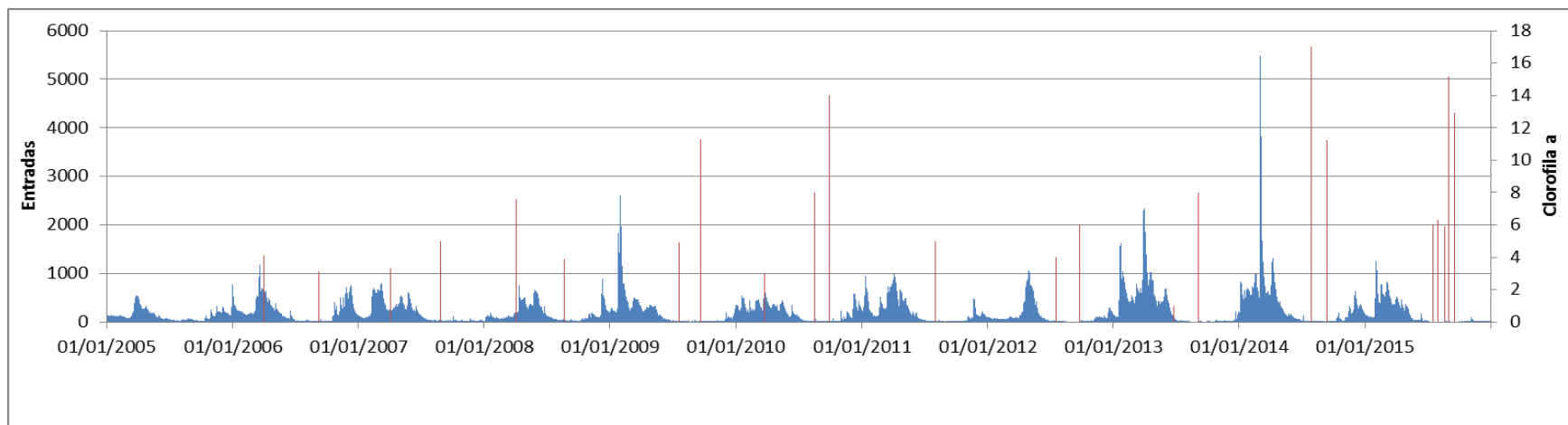


Figura 46. Volumen de entrada diario (miles de m³) y concentración de clorofila a (µg/L) (líneas rojas) en las fechas muestreadas entre 2005 y 2015.

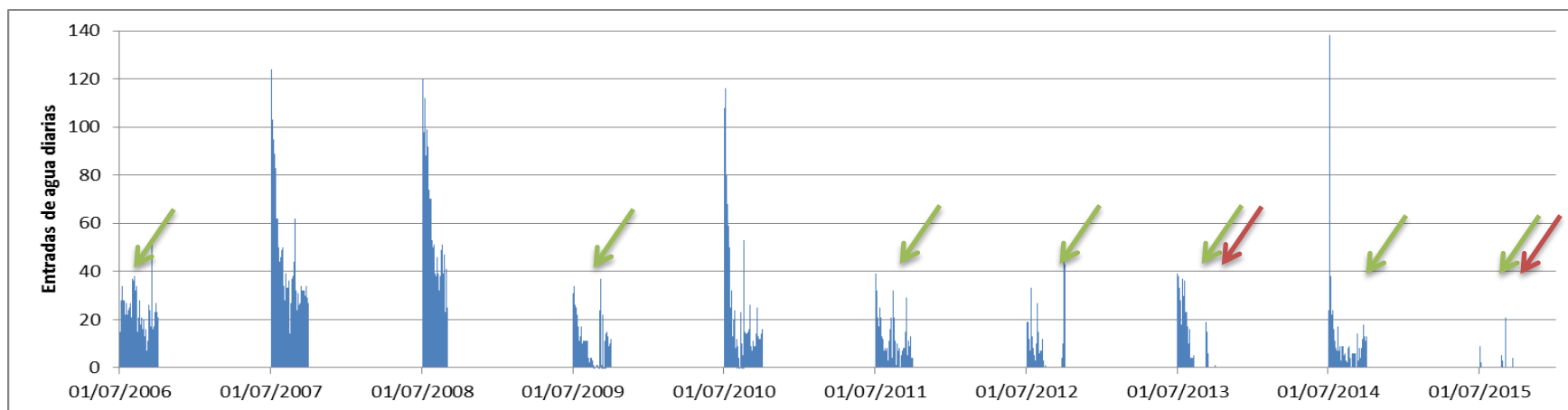


Figura 47. Volumen de entrada diario (miles de m³) desde julio a septiembre (periodo de muestreo), entre 2006 y 2015. Las flechas verdes indican los años en los que se encontraron concentraciones de cianobacterias superiores a 0,2 mm³/L Las flechas rojas indican los años en los que la CHD ha tenido conocimiento (a través de la prensa y/o del propio Ayuntamiento de Segovia) de problemas organolépticos en el agua.

6. CONCLUSIONES

El embalse de Pontón Alto muestra, en líneas generales, aguas con una buena calidad físico-química, pudiendo clasificarse según su grado trófico, entre mesotrófico y eutrófico, en función de los datos obtenidos para clorofila y biovolumen de fitoplancton, no observándose una tendencia regular de aumento o disminución de la eutrofización en el periodo considerado en este estudio (2006-2015), aunque hay dos periodos (2009-2011 y 2014-2015) en los que la calidad del agua parece empeorar sensiblemente.

El TSI (Trophic State Index) para 2015, obtenido a partir de las medias de visión del disco de Secchi, clorofila y fósforo es 46,35, lo que se corresponde con un grado de mesotrofia. Si se tienen en cuenta las cianobacterias presentes, el valor del ITSC (modificación del TSI que incluye parámetros establecidos por la Confederación Hidrográfica del Duero) baja de *Bueno* a *Moderado*. De haberse detectado SH₂ en las aguas, el ITSC bajaría a *Deficiente*. Aunque las concentraciones de oxígeno en el hipolimnion apuntan a la probable existencia de este compuesto, no se ha analizado en este trabajo. No obstante, las concentraciones de SO₄ detectadas a lo largo del verano de 2015 en la columna de agua del embalse (entre 1-2 mg/l) no permiten esperar una producción significativa de SH₂ por reducción del SO₄ en condiciones de estratificación y anoxia en el hipolimnion, con bajos potenciales redox.

El potencial ecológico del embalse, calculado para 2015, es *Bueno*, aunque cerca del límite entre *Bueno* y *Moderado*, ya que varias métricas a partir de las que se calcula superan en algunas fechas los valores límites establecidos para las mismas. Los límites entre estas clases de estado se han establecido sobre la media de los resultados en periodo de estratificación, y el hecho de que en algunos muestreos puntuales se hayan superado esos límites podría dar lugar a malinterpretar los resultados globales para la evaluación del potencial ecológico.

La concentración de oxígeno registrada a principios del verano de 2015 en la columna de agua, sufrió una disminución en el metalimnion, recuperándose en la parte alta del hipolimnion para disminuir de nuevo cerca del fondo, mostrando una típica curva heterograda negativa. A medida que avanzó el verano fue estrechándose la capa oxigenada del hipolimnion, disminuyendo la concentración de oxígeno de la misma. Al final del periodo de estratificación, el agotamiento de oxígeno del metalimnion continuaba hasta el fondo, dando lugar a un hipolimnion prácticamente anóxico. Este esquema se ha repetido en los años anteriores de los que se dispone de datos, y puede responder a la sedimentación progresiva de materia orgánica procedente de la producción primaria algal, que inicialmente provoca un consumo elevado de oxígeno en la zona metalimnética, y que posteriormente va descendiendo a lo largo de la zona hipolimnética

hasta el agotamiento casi total. A su vez, el hipolimnion disminuye su volumen debido al descenso del nivel del agua del embalse,

El contenido en fósforo aumenta con la profundidad y se eleva su contenido en el fondo a lo largo del verano, coincidiendo con el agotamiento del oxígeno, lo que sugiere una liberación en condiciones anaerobias desde el sedimento, donde se encuentra unido a hidróxidos de hierro por adsorción. Este hierro, junto con el manganeso, también evoluciona a lo largo del verano de la misma manera en el fondo del embalse, por las mismas causas. No obstante, puesto que en este periodo el embalse está estratificado térmicamente, dificultándose la mezcla de las aguas entre el epilimnion y el hipolimnion, este fósforo liberado del sedimento no se encontraría accesible para las poblaciones de algas localizadas en las capas superiores de la columna de agua. No se observan cambios sustanciales en la evolución del nitrógeno.

La concentración del arsénico en agua alcanza en el agua de fondo del embalse en el último muestreo una concentración de 10 µg/L, valor paramétrico máximo estipulado en la normativa de calidad de aguas de consumo humano. Su liberación desde el sedimento responde al mismo proceso que el fósforo y el hierro, al encontrarse ligado a los óxidos-hidróxidos de hierro.

El sedimento de la cola del embalse proveniente del río Cambrones, presenta un mayor contenido de materia orgánica, nutrientes y de metales que la cola proveniente del río Eresma, en la que los arrastres de materiales gruesos de la cuenca son mayores. Igual sucede con la zona de la presa, en la que sólo llegan y sedimentan materiales más finos y orgánicos. Es en esta zona de la presa donde la concentración de fósforo en sedimento es mayor, por su capacidad de adsorción a las partículas orgánicas y arcillosas, mostrando valores sensiblemente superiores a otros embalses de naturaleza similar en cuencas silíceas españolas.

Según las guías canadienses de calidad del sedimento para lagos y embalses (no existe legislación nacional al respecto), la concentración de arsénico encontrada en el sedimento de la zona más profunda del embalse de Pontón alto supera el valor establecido como de probable efecto sobre la vida acuática, siendo probablemente la causa de los valores de este elemento encontrados en la zona profunda de la columna de agua a finales del verano. Aunque este arsénico se encuentra en su mayoría inmovilizado en el sedimento, se recomienda tener en cuenta este contenido elevado de arsénico a la hora de ejercer cualquier actuación que implique la movilización o posible resuspensión del sedimento del embalse, con el riesgo de toxicidad que conllevaría.

Se observa una oscilación aparentemente periódica en la mayoría de los perfiles de las variables analizadas del sedimento, con diferente grado de magnitud, lo que podría indicar la ocurrencia de uno o varios procesos de periodicidad anual, cuyos efectos

quedan reflejados en el sedimento, pudiendo estar relacionados con algunos aspectos como el ciclo hidrológico anual, la formación de un hipolimnion anóxico al final de cada periodo estival, o la estacionalidad de la cubierta vegetal en la cuenca. Para definir mejor este posible patrón temporal, con un interesante potencial como indicador cronológico para la reconstrucción de la evolución de los cambios ambientales y presiones acaecidos en el embalse y su cuenca, sería necesario llevar a cabo un análisis con mayor resolución del registro sedimentario, obteniendo varias réplicas en cada ubicación.

En lo referente a las tomas de agua para abastecimiento del embalse, su posición relativa en relación con la columna de agua varía habitualmente a lo largo del verano, siguiendo el siguiente esquema general: La toma 1 cuando el embalse está alto puede coincidir con la oxiclina metalimnética. En esa situación, la toma 2 se encuentra en la parte alta del hipolimnion, que suele estar oxigenada. Al bajar el nivel del agua, la capa oxigenada del hipolimnion va disminuyendo y todo el hipolimnion se suele quedar sin oxígeno. En esta situación, la toma 1 se acerca al epilimnion oxigenado y la toma 2 al hipolimnion que puede llegar a estar anóxico. Cuando sigue bajando el nivel del agua y la toma 1 queda por encima de la superficie de la misma, la toma 2 suele quedar en el epilimnion, en zona oxigenada. La posición de la toma 1 con respecto a la oxiclina metalimnética, por sí sola, no explicaría los problemas de malos olores que se han venido produciendo durante los últimos años en el agua abastecida desde este embalse.

Se plantea la hipótesis de que los malos olores se deban a la posible presencia de la especie *Dolichospermum circinalis*, especie que puede producir geosmina y que fue registrada por primera vez en 2013 en cantidades importantes, estuvo presente en el embalse en 2014 y de nuevo presentó concentraciones importantes a partir de primeros de septiembre de 2015. También *Aphanizomenon flos-aquae*, especie presente en este embalse antes y después de 2013, es una especie potencialmente productora de geosmina.

La clorofila y el biovolumen de fitoplancton se mantuvieron en unas concentraciones relativamente bajas en la primera parte del verano de 2015, alcanzando en septiembre concentraciones de clorofila superiores a 12 µg/L y un biovolumen de más de 2,5 mm³/L. El fitoplancton estuvo formado fundamentalmente por diatomeas durante la primera parte del verano, y por cianobacterias y dinoflagelados al final del mismo periodo. Este esquema se ha observado también en alguno de los años anteriores. Parece existir una relación entre las entradas de agua al embalse durante el periodo estival y la cantidad de cianobacterias. En los años con escasas entradas en el verano se produce un mayor desarrollo o acumulación de cianobacterias que en los años en los que esas entradas son mayores.

Las concentraciones de cianobacterias en 2015 superan el nivel de Vigilancia de la OMS durante la primera parte del verano y el nivel alerta I en septiembre. En los datos históricos, este nivel se ha superado también en el año 2006, posiblemente en 2009, y a

partir de 2011. La OMS señala que al superar este nivel, la concentración de microcistinas en el agua podría exceder el nivel guía de la OMS para microcistinas-LR (1 µg/l), asumiendo que se trata de especies productoras de microcistinas, y requiere una consulta con las autoridades sanitarias y un análisis de toxinas en el agua de consumo. Hay que tener en cuenta, no obstante, que las especies de cianobacterias mayoritarias de este embalse no son productoras de microcistinas, aunque sí de otras toxinas aún no reguladas.

Considerando las toxinas que pueden producir las especies de cianobacterias presentes en el embalse y las abundancias de esas especies registradas, se puede decir, tanto para el año 2015 como para 2013, que la posible toxicidad de este medio estaría relacionada fundamentalmente con *Dolichospermum circinalis* y *Aphanizomenon flos-aquae*, ambos potencialmente productores de neurotoxinas (y cilindropermopsina en el caso de *Aphanizomenon flos-aquae*). Ni la legislación española ni la OMS señalan de momento límites de concentración de estas toxinas, aunque sí existen en la normativa de algunos países. En el resto de los años considerados, no parece que haya habido riesgos de toxicidad. Por otro lado, tanto *Dolichospermum circinalis* como *Aphanizomenon flos-aquae* son potencialmente productores de geosmina, sustancia que produce malos olores y sabores en el agua, lo que podría ser la causa del deterioro de las características organolépticas del agua que se abastece desde este embalse.

7. RECOMENDACIONES

Para reducir o minimizar los efectos negativos del desarrollo de determinadas especies de algas o cianobacterias sobre la calidad del agua del embalse y sus características limnológicas, caben varios tipos de actuaciones empleando métodos físicos o químicos, dirigidos bien a evitar que se produzcan las condiciones propicias en la masa de agua para la formación o el desarrollo de blooms de cianobacterias (estratificación de la columna de agua), bien a reducir o limitar la disponibilidad de nutrientes, o bien a detener o eliminar el crecimiento de las algas en sus fases iniciales de desarrollo.

Uno de los objetivos deseables en la gestión de un embalse es la reducción de la carga de nutrientes que recibe la masa de agua con el fin de evitar su eutrofización y la consecuente proliferación de organismos no deseados, como es el caso de las cianobacterias. Los aportes recibidos de la cuenca son difíciles de controlar en lo que respecta a las fuentes difusas (agricultura, ganadería, vegetación, escorrentía por precipitación, etc...), existiendo la posibilidad en algunos casos de reducir o eliminar los aportes de fuentes puntuales (vertidos urbanos o industriales, instalaciones de depuración, piscifactorías, etc...). En el caso del embalse de Pontón Alto, no se ha dispuesto para este estudio de una información detallada sobre la caracterización de las entradas más importantes de nutrientes, puntuales o difusas, provenientes de la cuenca,

por lo que en este apartado de recomendaciones no se abordan medidas concretas en relación a este control.

La carga interna de nutrientes, especialmente el fósforo acumulado en el sedimento del embalse, y que puede liberarse a la columna de agua en condiciones anaerobias, puede ser controlada en cierta medida reduciendo o evitando el proceso de estratificación de la columna de agua, con el fin de conseguir una mayor oxigenación del hipolimnion. Si la proporción de la carga interna de nutrientes en un embalse respecto a las otras fuentes es importante, su reducción puede reflejarse en una disminución notable de la biomasa de algas generada en el mismo. No obstante, en algunas ocasiones, como es el caso del embalse de Pontón Alto, la estratificación estival parece impedir en gran medida la difusión y transporte de este fósforo liberado en profundidad a las capas superiores de la columna de agua, no estando fácilmente disponible para las algas localizadas en la zona eufótica del meta- o epilimnion, salvo en el caso de que se produzca una mezcla estacional o puntual de la columna de agua. Si la profundidad de la columna de agua es suficientemente pequeña, el P redissuelto sí podría estar más accesible a las algas localizadas en la zona eufótica (o en el entorno del metalimnion), pudiéndose producir un crecimiento notable de la biomasa algal de forma continua en épocas en las que el nivel del embalse sea extremadamente bajo y se pueda producir una ruptura parcial o total de la estratificación.

El fósforo suele ser el factor limitante en el crecimiento de las algas en los embalses, siendo por tanto el objetivo principal para controlar y reducir su carga en la masa de agua. Las dos posibilidades más habituales de control físico son las siguientes: 1.- *aireación hipolimnética*: inyección de aire u oxígeno en la capa del hipolimnion que presenta déficit de oxígeno disuelto cuando la columna de agua se halla estratificada, evitando romper la termoclina (manteniendo la estratificación), para evitar la dispersión a las capas superiores de la columna de agua de compuestos no deseados o bien para evitar un excesivo calentamiento de la columna entera de agua que pudiese afectar a la fauna piscícola; el sistema más utilizado es la extracción por bombeo de agua del hipolimnion hasta la superficie, donde es oxigenada o aireada, inyectándose posteriormente de nuevo al nivel del hipolimnion (Fast, 1976); 2.- *ruptura de la estratificación*: inyección de aire u oxígeno en un hipolimnion con déficit de oxígeno disuelto, pero provocando una ruptura de la termoclina, favoreciendo con la mezcla de la columna de agua el desarrollo de otros grupos de algas diferentes, facilitando su competencia frente a las cianobacterias. Uno de los principales problemas de los sistemas de aireación artificial es conseguir que la influencia de la pluma de burbujas generada afecte a la mayor superficie o volumen posible de la masa de agua, y no sólo a las inmediaciones del sistema generador. Su aplicación en las cercanías de la toma de agua del embalse, permite conseguir unas características de calidad del agua mucho mejores en términos de concentración de algas (vs. toxinas) y de otros elementos poco deseables como el Fe y Mn, por lo que su utilización es considerada eficaz para los objetivos esenciales de utilización de la masa de agua para usos humanos, aunque en

otras zonas del embalse no se consiga la mezcla de la columna de agua (Brookes et al., 2008).

Ambos métodos persiguen el reducir o eliminar el déficit de oxígeno en el hipolimnion para limitar al máximo el proceso de redisolución del fósforo desde el sedimento, así como prevenir la liberación de otros elementos no deseados como el manganeso, hierro u otros metales (ej. arsénico), producidos en las reacciones redox que tienen lugar bajo condiciones anaeróbicas.

Es fundamental que los métodos de desestratificación se apliquen antes de que se forme la estratificación de la columna de agua y del hipolimnion anóxico, generalmente a finales del invierno o durante la primavera, cuando la columna de agua es todavía isotérmica. De lo contrario, puede obtenerse un efecto contrario al deseado, al mezclar las aguas hipolimnéticas ricas en fósforo y otros compuestos con las aguas superficiales, provocando la aparición de blooms de algas o el movimiento de agua anóxica a niveles superficiales poniendo en riesgo la fauna piscícola y comprometiendo las tomas de agua para otros usos.

La opción más económica y que no requiere ningún tipo de inversión o instalación adicional es gestionar las salidas de agua del embalse, dirigida a evitar, retrasar o minimizar la formación de un hipolimnion con déficit de oxígeno disuelto. La disponibilidad de una toma de agua en la zona más profunda de la presa, puede servir para liberar el agua del fondo antes de que comience a generarse un hipolimnion anóxico en la primavera. Se evitaría así la liberación del fósforo y otras sustancias desde el sedimento al mantener un hipolimnion con mayor concentración de oxígeno disuelto, así como la suelta aguas abajo del embalse de agua anóxica y con una elevada concentración de sustancias no deseadas. La eficacia de esta acción dependería del caudal liberado de agua en relación al volumen de agua almacenada en el embalse, y en el peor de los casos, al menos contribuiría a retrasar la formación de un hipolimnion anóxico y minimizar su espesor. La suelta de agua no debe realizarse cuando ya se ha formado el hipolimnion anóxico para evitar un impacto no deseado en el río aguas abajo del embalse u obtener agua de abastecimiento con una calidad mala. También se recomienda utilizar este sistema cuando el caudal extraído del hipolimnion puede ser reemplazado por un aporte similar de entrada de la cuenca. Asimismo, un método utilizado para paliar los posibles efectos negativos aguas abajo del embalse o en el agua de abastecimiento, es mezclar o diluir las aguas liberadas del hipolimnion con agua liberada del epilimnion.

La gestión adecuada de las tomas de agua del embalse a lo largo del año requiere llevar a cabo un seguimiento al menos mensual, incrementándose a quincenal o semanal durante los meses en los que comienza a estratificarse la columna de agua (junio a noviembre), como base limnológica para la toma de decisiones. El control debería incluir

la realización de un perfil con sonda multiparamétrica en la zona de mayor profundidad cercana a la presa, así como el análisis de la presencia de determinadas sustancias no deseables (eg. geosmina) cuando se detecte o se sospeche la presencia o crecimientos notables de determinadas algas o cianobacterias. Para ello, la sonda debería incluir los siguientes sensores: profundidad, temperatura, conductividad, pH, oxígeno disuelto, clorofila y ficocianina. En el caso de detectarse una concentración anómala de cianobacterias a lo largo de la columna de agua, se tomaría una muestra de agua para conocer si se trata de una especie potencialmente tóxica y/o productora de geosmina, y tomar en su caso las medidas preventivas necesarias para el uso del agua embalsada, utilizándose incluso la toma 2 si dicho perfil reflejase una situación con el agua suficientemente oxigenada a esa profundidad.

Respecto al sedimento, como ya se ha comentado en el apartado de conclusiones, se recomienda tener en cuenta el contenido elevado de arsénico en futuras actuaciones u obras que impliquen o requieran la movilización o posible resuspensión del sedimento del embalse, ya que supondría un riesgo de toxicidad para la masa de agua del embalse o para el río Eresma aguas abajo de la presa.

8. BIBLIOGRAFÍA

AVNIMELECH, Y., RITVO, G., MEIJER, L.E. & KOCHBA, M. 2001. Water content, organic carbon and dry bulk density in flooded sediments. *Aquacultural Engineering*, 25: 25-33.

BRADY, N.C. 1984. *The nature and properties of soils*, 9. Macmillan Publishing Co., New York., 750 pp.

BROOKES, J. D., BURCH, M. D., LEWIS, D. M., AND REGEL, R. H. 2008. Artificial mixing for destratification and control of cyanobacterial growth in reservoirs. CRC for *Water Quality and Treatment. Research Report 59*. Salisbury. 58 pp.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). 2003. *Guidelines for the site-specific application of water quality guidelines in Canada: Procedures for deriving numerical quality objectives*. National Guidelines and Standards Office. Gatineau, QC, Canada.

CARLSON, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanog.* 22:361–369.

CHD, 2014. *Informe sobre el estado del embalse del Pontón Alto*. Servicio de Control de Calidad. Área de Calidad de Aguas.

CHORUS, I. & BARTRAM, J. (Ed), 1999. *Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management*. World Health Organization.

CHORUS, I (Ed). 2012. *Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries*. Federal Environment Agency. Alemania.

EPA, 2010. Standard Operating Procedure for Phytoplankton Analysis. LG401. 42 pp.

FAST, A.W. 1976. Hypolimnetic aeration as a fisheries management technique. *Cal-Neva Wildlife Transactions*, 1976: 38-44.

JEFFREY, S.W. y G.F. HUMPHREY. 1975. New spectrophotometric - equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanz* 167:191-194.

LÓPEZ, P. and J.A. MORGUÍ. 1993. Factors influencing fractional phosphorus composition in sediments of Spanish reservoirs. *Hydrobiologia*, 253: 73-82.

LÓPEZ, P., R. MARCÉ, J. ORDOÑEZ, I. IRRUTIA AND J. ARMENGOL. 2009. Sedimentary phosphorus in a cascade of five reservoirs (Lozoya River, Central Spain). *Lake and Reservoir Management*, 25: 39-48.

OCDE, 1982. Eutrophication of waters: Monitoring, Assessment and Control. Report of the OCDE Cooperative programme on Eutrophication, Prepared by Vollenweider, R.A. & J. Kerekes, O.C.D.E., Paris, 164 pp

RUBAN V, LÓPEZ-SÁNCHEZ J F, PARDO P, RAURET G, MUNTAU H AND QUEVAUVILLER P. 2001. Harmonized protocol and certified reference material for the determination of extractable contents of phosphorus in freshwater sediments - A synthesis of recent works. *Fresenius J. Anal. Chem.*, 370: 224-228.

WETZEL, R.G. 2001. *Limnology. Lake and river ecosystems*. Ed. Elsevier Academic Press. 1006 pp.

WILLÉN, E. 2000. Phytoplankton water quality assessment- an indicator concept. In: Hydrological and limnological aspects of lake monitoring 58-80. In Heinonen, G. Ziglio & A. Van der Beken (eds), Wiley & Sons. LTD.

9. EQUIPO DE TRABAJO

Este trabajo ha sido realizado por el siguiente personal del Área de Medio Ambiente Hídrico del Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX: Manuel Toro, Ana María Alonso, Caridad de Hoyos, Almudena Domínguez, María Peg, Carlos Nuño, José Pahissa, Guillermo Cobo, Ramiro Barreales y Ángel Rasines, con el apoyo de Samuel Arias en los trabajos de campo.

Madrid, 24 de junio de 2016

El Director del Trabajo y
Jefe del Área de Medio Ambiente Hídrico



D. Manuel Toro Velasco
Ldo. Ciencias Biológicas

