



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

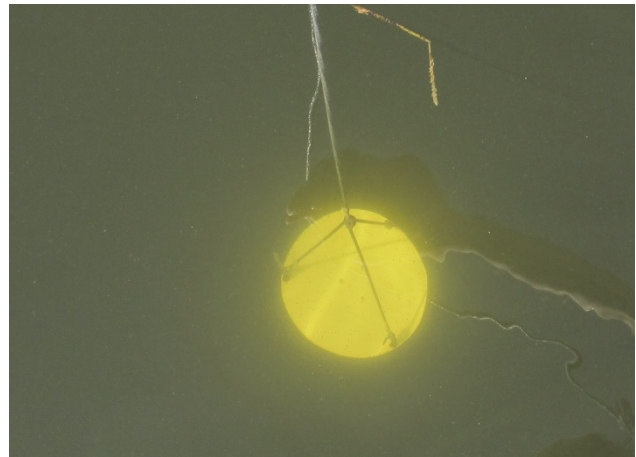


CONFEDERACIÓN
HIDROGRÁFICA
DEL EBRO

2018

SEGUIMIENTO DE EMBALSES 2018

MEMORIA



**ÁREA DE CALIDAD DE AGUAS
CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO**



SEGUIMIENTO DE EMBALSES 2018

PROMOTOR:

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO



DIRECCIÓN DEL PROYECTO:

Vicente Sancho Tello Valls y María José Rodríguez Pérez

EMPRESA CONSULTORA:

Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva de la Universidad de Valencia Estudi General

EQUIPO DE TRABAJO:

Grupo de Investigación de Limnología, coordinado por Dr. Juan Miguel Soria García, Profesor de Ecología. Director del Estudio.

PRESUPUESTO DE LA ADJUDICACIÓN:

17.343,60 €

CONTENIDO:

MEMORIA DEL INFORME

AÑO DE EJECUCIÓN:

2018

FECHA ENTREGA:

DICIEMBRE 2018

EQUIPO DE TRABAJO

Grupo de Investigación de Limnología, coordinado por Dr. Eduardo Vicente Pedrós, Catedrático Emérito de Ecología.

Juan Miguel Soria (Profesor Doctor. Director del Estudio. Campo y laboratorio)

Xavier Sòria (Investigador doctor. Campo y gabinete)

María Dolores Sendra (Investigadora doctora. Campo y determinación y recuento de fitoplancton)

Olga Kramer (Técnico de laboratorio)

Nuria Hernández Sáez (Graduada en Biología. Laboratorio)

Teresa Alfonso (Doctora en Biología. Determinación y recuento de zooplancton)

María Sahuquillo (Doctora en Biología. Determinación y recuento de zooplancton)

Keve Kiss (Academia Húngara de Ciencias. Validación taxonomía del fitoplancton)

REFERENCIA FOTOS PORTADA:

Superior izquierda: Vista de la cola del embalse de Mezalocha.

Superior derecha: Vista de la orilla del embalse de La Estanca de Alcañiz.

Inferior izquierda: Vista de la población de carpas del embalse de El Val.

Inferior derecha: Disco de Secchi en el embalse de Lechago.

CITA DEL DOCUMENTO: Confederación Hidrográfica del Ebro (2018). Seguimiento de embalses 2018. 186 págs. más anejos. Disponible en PDF en la web: <http://www.chebro.es>

El presente informe pertenece al Dominio Público en cuanto a los Derechos Patrimoniales recogidos por el Convenio de Berna. Sin embargo, se reconocen los Derechos de los Autores y de la Confederación Hidrográfica del Ebro a preservar la integridad del mismo, las alteraciones o la realización de derivados sin la preceptiva autorización administrativa con fines comerciales, o la cita de la fuente original en cuanto a la infracción por plagio o colusión. A los efectos prevenidos, las autorizaciones para uso no científico del contenido deberán solicitarse a la Confederación Hidrográfica del Ebro.

SEGUIMIENTO DE EMBALSES 2018

El informe presenta los resultados del estudio de embalses de la cuenca del Ebro para la campaña del año 2018. Su objetivo principal es la clasificación del *potencial ecológico* comparado con el estado trófico de las masas de agua consideradas, en cumplimiento de la DMA. Para ello, se muestrearon 17 embalses durante el verano de 2018 de los que cinco también se visitaron en otoño. Los indicadores utilizados fueron tanto fisicoquímicos (oxígeno, nutrientes, transparencia, temperatura, conductividad, turbidez, etc.), como biológicos (concentración de clorofila, fitoplancton y zooplancton). Se recopiló además información acerca de las características hidrológicas de los embalses como la evolución del volumen almacenado y salidas en el año hidrológico, para calcular el tiempo de residencia hidráulica. Se presenta primero una caracterización hidromorfológica, fisicoquímica y biológica del conjunto de masas de agua, analizando los resultados según la tipología de embalses descrita en la Instrucción de Planificación Hidrológica y el Real Decreto 817/2015. Se presentan los datos o tendencias más relevantes para cada una de las variables consideradas. Se incluye una descripción de las comunidades planctónicas y su relación con las variables ambientales utilizando un análisis estadístico multivariante. El informe muestra la clasificación del estado trófico de los embalses utilizando métricas convencionales (fósforo total, transparencia, clorofila y densidad de algas), analizando el comportamiento de cada una de estas variables y su influencia en el resultado final.

MONITORING OF RESERVOIRS DURING 2018

The report presents the results of the study of reservoirs in the Ebro basin for the 2018 campaign. Its main objective is the classification of the ecological potential of water bodies versus classical trophic state considered in compliance with the WFD. To this end, 17 reservoirs were sampled during the summer of 2018 where five in autumn also. The indicators used were both physicochemical (oxygen, nutrients, transparency, temperature, conductivity, turbidity, etc.), and biological (chlorophyll concentration, phytoplankton and zooplankton). Information on the hydrological characteristics of the reservoirs and the evolution of the volume stored and output in the hydrological year was also collected, to calculate the hydraulic residence time. Characterization of the water body is presented in hydromorphological, physicochemical and biological basis; and the results are analyzed by type of reservoirs described in Instruction-Order Water Planning and Decret 817/2015. In this report, we present relevant data or trends to each of the variables considered. A description of planktonic communities and their relationship with environmental variables using a multivariate statistical approach is also performed. The report shows the classification of trophic status of reservoirs using conventional metrics (total phosphorus, transparency, chlorophyll and algal density), analyzing the behavior of each of these variables and their influence on the final result.

ÍNDICE DOCUMENTO MEMORIA

	Página
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. ANTECEDENTES	1
1.2. ORGANIZACIÓN DEL ESTUDIO	2
2. ASPECTOS METODOLÓGICOS	3
2.1. EMBALSES ESTUDIADOS. DESIGNACIÓN DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO.....	3
2.2. VARIABLES CONSIDERADAS.	6
2.3. TRABAJOS DE CAMPO.....	13
2.4. ANÁLISIS EN LABORATORIO	18
2.5. SISTEMA DE PRESENTACIÓN GRÁFICA DE RESULTADOS	22
3. CLASIFICACIÓN DE LOS EMBALSES.....	23
4. CARACTERÍSTICAS HIDROMORFOLÓGICAS, FISCOQUÍMICAS Y BIOLÓGICAS	28
4.1. CARACTERÍSTICAS HIDROMORFOLÓGICAS	28
4.2. CARACTERÍSTICAS FISCOQUÍMICAS	35
4.3. CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS.....	78
4.4. ANÁLISIS MULTIVARIANTE	100
5. ESTADO TRÓFICO	106
5.1. INTRODUCCIÓN.....	106
5.2. ASPECTOS METODOLÓGICOS.....	106
5.3. CATALOGACIÓN TRÓFICA FINAL.....	111
6. POTENCIAL ECOLÓGICO.....	115
6.1. CONSIDERACIONES PREVIAS	115
6.2. ELEMENTOS Y PARÁMETROS PARA LA DETERMINACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO	116
6.3. METODOLOGÍAS DE CÁLCULO DEL POTENCIAL ECOLÓGICO:.....	131
6.4. POTENCIAL ECOLÓGICO: RESULTADOS.....	140
7. RESUMEN – CONCLUSIONES	154
8. PROPUESTA DE MEDIDAS CORRECTORAS	163
9. REFERENCIAS	168
10. ANEXO 1: TABLAS DE DATOS	173
11. ANEXO 2: MATRIZ DE CORRELACIONES ENTRE LAS VARIABLES ESTUDIADAS, INDICANDO SU NIVEL DE SIGNIFICACIÓN	183

ÍNDICE DE ANEJOS

Anejo 1. TABLAS DE DATOS.....	173
Anejo 2. MATRIZ DE CORRELACIÓN MULTIVARIANTE.....	183

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización geográfica de los embalses muestreados en 2018. Códigos según la Tabla 1.	5
Figura 2. Localización geográfica de los embalses estudiados en 2018 indicando su tipología.....	25
Figura 3. Altitud (metros sobre el nivel del mar) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Tipos: 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos.	27
Figura 4. Distribución de la capacidad (hm ³) de los embalses estudiados en 2018.....	28
Figura 5. Superficie total (ha) de los embalses estudiados en 2018.	29
Figura 6. Profundidad máxima (m) de los embalses estudiados en 2018.	30
Figura 7. Extensión de la cuenca vertiente (km ²) de los embalses estudiados en 2018.....	31
Figura 8. Tiempo de renovación de los embalses estudiados en 2018.....	32
Figura 9. Hidroperiodo de los embalses estudiados en 2018.....	34
Figura 10. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 7.....	35
Figura 11. Conductividad media de la Zona Fóptica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 7.	36
Figura 12. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 9.....	37
Figura 13. Conductividad media de la Zona Fóptica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 9.	38
Figura 14. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 10.....	39
Figura 15. Conductividad media de la Zona Fóptica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 10.	40
Figura 16. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 11.....	41
Figura 17. Conductividad media de la Zona Fóptica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 11.	42
Figura 18. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 12.....	43
Figura 19. Conductividad media de la Zona Fóptica de los embalses estudiados en 2018	

	pertenecientes al tipo 12.	44
Figura 20.	Transparencia (DS) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Tipos: 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos.	45
Figura 21.	Valores de temperatura (media en la zona fótica) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 20.	46
Figura 22.	Regresión lineal de la temperatura (media zona fótica) frente a la altitud (en la presa).	47
Figura 23.	Perfiles de temperatura para los embalses de Oliana (izquierda) y Ribarroja (derecha) en 2018.	47
Figura 24.	Valores de pH (media de la zona fótica) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 20.	48
Figura 25.	Perfiles verticales de oxígeno, temperatura, Clorofila a y pH para los embalses de Urrúnaga (arriba) y Barasona (abajo), en la campaña de 2018.	49
Figura 26.	Valores de conductividad media (zona fótica) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 20.	50
Figura 27.	Perfiles de conductividad, temperatura, Clorofila a y oxígeno para los embalses de Ebro en la parte superior, y Sobrón en la parte inferior, durante la campaña de 2018.	52
Figura 28.	Valores de alcalinidad para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 20.	53
Figura 29.	Valores de turbidez (UAF) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 20.	54
Figura 30.	Relación entre la turbidez en la zona fótica (UAF) y la transparencia (disco de Secchi (m)). Se indica la curva y la ecuación de regresión, así como el valor de R ²	55
Figura 31.	Estimas de la calidad de los embalses según el grado de oxigenación en 2018.	58
Figura 32.	Concentraciones de oxígeno disuelto hipolimnético o de la columna para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. Tipología de embalses: 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos.	59
Figura 33.	Valores de Fósforo total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 7.	60
Figura 34.	Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 7.	61
Figura 35.	Valores de Fósforo total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 9.	62
Figura 36.	Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 9.	63
Figura 37.	Valores de Fósforo total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 10.	64
Figura 38.	Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 10.	65
Figura 39.	Valores de Fósforo total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 11.	66
Figura 40.	Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 11.	67
Figura 41.	Valores de Fósforo soluble y total en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 12.	68

Figura 42. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 12.....	69
Figura 43. Valores de N Total en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Tipos: 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos.	71
Figura 44. Valores de Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO) en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.	72
Figura 45. Valores de Amonio en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.	73
Figura 46. Valores de Fósforo Total en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.	74
Figura 47. Valores de Fósforo Soluble en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.	75
Figura 48. Valores de Silicato en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.	77
Figura 49. Riqueza de especies de fitoplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Tipos: 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos.	79
Figura 50. Densidad celular del fitoplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 49.	80
Figura 51. Biovolumen del fitoplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 49.	81
Figura 52. Diversidad del fitoplancton según el índice de Shannon-Wiener para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 49.	82
Figura 53. Concentración de clorofila a para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 49.	83
Figura 54. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 7 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	84
Figura 55. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 9 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	84
Figura 56. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 10 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	85
Figura 57. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 11 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	85
Figura 58. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 12 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	86
Figura 59. Densidad celular (en células por mililitro) de los grupos de algas fitoplanctónicas en los embalses del ESTUDIO. Abreviaturas de los embalses según su nombre.	87
Figura 60. Biovolumen del fitoplancton (en mm ³ por litro) de los grupos de algas fitoplanctónicas en los embalses del ESTUDIO de. Abreviaturas de los embalses según su nombre.	88
Figura 61. Porcentaje de Cianobacterias respecto a la densidad total del fitoplancton estimado	

	según el Protocolo de análisis y cálculo de métricas de fitoplancton en lagos y embalses (MAGRAMA, 2015), para los diferentes embalses del ESTUDIO. Leyenda de los embalses ordenados según su tipo y después por su nombre.	89
Figura 62.	Riqueza de especies de zooplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Tipos: 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos.	92
Figura 63.	Densidad celular del zooplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 63.	93
Figura 64.	Biomasa del zooplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 63.	94
Figura 65.	Diversidad del zooplancton según el índice de Shannon-Wiener para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 63.	95
Figura 66.	Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 7 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	96
Figura 67.	Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 9 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	96
Figura 68.	Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 10 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	97
Figura 69.	Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 11 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	97
Figura 70.	Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 12 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	98
Figura 71.	Representación de la posición de las variables estudiadas en los embalses en 2018 frente a los ejes principales 1 y 2 del análisis multivariante PCA.	100
Figura 72.	Representación de la posición de las variables estudiadas en los embalses en 2018 frente a los ejes principales 1 y 3 del análisis multivariante PCA.	101
Figura 73.	Agrupación de las distancias euclídeas entre los embalses según las variables estudiadas en ellos en 2018 en base al análisis multivariante PCA.	102
Figura 74.	Representación, en la gráfica superior, de la posición de los embalses estudiados en 2018 en el espacio definido por los ejes 1 y 2 del análisis multivariante PCA de las variables consideradas. En la gráfica inferior se ha posicionado además el momento de cada una de las variables representado por el vector que señala en su extremo su posición en los ejes.	103
Figura 75.	Representación, en la parte superior, de la posición de los embalses estudiados en 2018 en el espacio definidos por los ejes 1 y 3 del análisis multivariante PCA de las variables consideradas. En la parte inferior se ha posicionado además el momento de cada una de las variables representado por el vector que señala en su extremo su posición en los ejes.	104
Figura 76.	Clasificación trófica de los embalses mediante las diferentes variables y el estado trófico global final.	112
Figura 77.	Clasificación de los embalses según su Estado Trófico en 2018.	113
Figura 78.	Aproximación experimental. Diagrama de clasificación del potencial ecológico provisional de acuerdo con la combinación de métricas y elementos biológicos. Una vez obtenida la clasificación provisional, esta se verá modificada o no atendiendo a los resultados del indicador fisicoquímico. *EQR: siglas de Índice de Calidad Ecológica.	132
Figura 79.	Diagrama de clasificación del potencial ecológico final de acuerdo con las recomendaciones de la UE CIS Working Group 2A, 2003) y los nuevos límites adaptados a lo establecido en el RD 817/2015. IPE: Índice de Potencial Ecológico.	134
Figura 80.	Evaluación de la calidad en embalses mediante los parámetros fisicoquímicos.	140
Figura 81.	Evaluación de la calidad mediante el indicador fisicoquímico. Las tres clases establecidas son:	141

Figura 82. Evaluación de la calidad mediante los parámetros del fitoplancton.	143
Figura 83. Evaluación de calidad mediante el parámetro de zooplancton ZRTI.	144
Figura 84. Proporción de clases de potencial ecológico evaluadas mediante el indicador biológico y mediante el <i>IPE</i> , tras aplicar los umbrales del indicador fisicoquímico, según el esquema de la figura 85.	145
Figura 85. Mapa de clasificación del Potencial Ecológico (<i>PEexp</i>) de los embalses en 2018.	147
Figura 86. Clasificación del potencial ecológico de los embalses según el <i>PEexp</i> por tipos de embalse.	148
Figura 87. Clasificación del potencial ecológico según los parámetros de la aproximación normativa.	150
Figura 88. Clasificación del potencial ecológico final según la aproximación normativa <i>PEnorm</i> y la aproximación experimental, <i>PEexp</i> . (Para ver las metodologías de cálculo, ir a la sección 6.3 a y b).	151
Figura 89. Mapa de clasificación del Potencial Ecológico (<i>PEnorm</i>) de los embalses en 2018.	152
Figura 90. Mapa de clasificación del Estado Trófico y del Potencial Ecológico (<i>PEexp</i> y <i>PEnorm</i>) de los embalses en 2018.	153

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Embalses seleccionados para el muestreo de 2018.	4
Tabla 2. Parámetros químicos, volumen muestra, conservación y tiempo máximo hasta el análisis.	17
Tabla 3. Parámetros, métodos analíticos y límites de detección (LD) y cuantificación (LC).	20
Tabla 4. Esquema de clasificación de los embalses españoles.	23
Tabla 5. Clasificación de embalses estudiados en el año 2018 según la Orden ARM/2656/2008.	24
Tabla 6. Representación de las distintas categorías de embalses.	26
Tabla 7. Principales características hidro-morfométricas de los embalses.	33
Tabla 8. Condiciones de oxigenación en la columna de agua y clases de calidad.	57
Tabla 9. Concentración de nutrientes en los embalses estudiados en 2018.	60
Tabla 10. Número de especies encontradas en 2018 por grupo fitoplanctónico.	78
Tabla 11. Proporción entre grupos del zooplancton en la muestra cuantitativa y en la cualitativa mediante red.	91
Tabla 12. Abundancia de <i>Dreissena polymorpha</i> en los embalses estudiados en 2018.	99
Tabla 13. Niveles de calidad según la concentración de fósforo total.	107
Tabla 14. Niveles de calidad según la clorofila <i>a</i> y la densidad algal del fitoplancton.	108
Tabla 15. Niveles de calidad según la transparencia.	110
Tabla 16. Resumen de los parámetros indicadores de estado trófico.	111
Tabla 17. Valor numérico asignado a cada clase de estado trófico.	111
Tabla 18. Diagnóstico del estado trófico en 2018.	114
Tabla 19. Parámetros candidatos para la determinación del potencial ecológico.	118
Tabla 20. Clases de potencial ecológico según la densidad algal del fitoplancton.	119
Tabla 21. Clases de potencial ecológico según el biovolumen algal del fitoplancton.	120
Tabla 22. Clases de potencial ecológico según la concentración de clorofila <i>a</i>	120
Tabla 23. Clases de potencial ecológico según el índice <i>Assemblage Index Q</i>	121
Tabla 24. Clases de potencial ecológico según el índice PTI.	122
Tabla 25. Clases de potencial ecológico según el índice TI.	122
Tabla 26. Clases de potencial ecológico según el índice PRTI.	123
Tabla 27. Clases de potencial ecológico según el índice ZRTI.	124

Tabla 28. Clases de potencial ecológico según el RCE del biovolumen algal del fitoplancton.	126
Tabla 29. Clases de potencial ecológico según el RCE de la concentración de clorofila <i>a</i>	126
Tabla 30. Clases de potencial ecológico según el RCE del Índice de Grupos Algales (IGA).	127
Tabla 31. Clases de potencial ecológico según el RCE de la densidad relativa de cianobacterias.	128
Tabla 32. Clases de potencial ecológico según la profundidad de visión del Disco de Secchi.....	128
Tabla 33. Clases de potencial ecológico según la concentración de oxígeno disuelto en el hipolimnion o en toda la columna de agua, cuando el embalse no está estratificado.....	129
Tabla 34. Clases de potencial ecológico según la concentración de fósforo total.....	130
Tabla 35. Parámetros y límites de clase para los diferentes indicadores considerados.	133
Tabla 36. Ejemplo teórico de aplicación de la metodología.....	133
Tabla 37. Combinación de los indicadores para el cálculo del Potencial Ecológico.....	135
Tabla 38. Ratios de calidad según el índice de potencial ecológico normativo <i>IPEnorm</i>	138
Tabla 39. Valores de referencia propios del tipo (VR_i) y límites de cambio de clase de potencial ecológico (B ⁺ /M, Bueno o superior-Moderado; M/D, Moderado-Deficiente; D/M, Deficiente- Malo) de los indicadores de los elementos de calidad de embalses (<i>RD 817/2015</i>). Se han incluido sólo los tipos de embalses presentes en el ESTUDIO.....	139
Tabla 40. Valor del indicador fisicoquímico a partir de la calidad otorgada por las variables consideradas.....	142
Tabla 41. Establecimiento del potencial ecológico (aproximación experimental) (Clases: Bueno o superior, Moderado, Deficiente, Malo).....	146
Tabla 42. Resultado de la aplicación de las condiciones de referencia al potencial ecológico según la “aproximación normativa”. Se incluyen las evaluaciones de potencial de las cuatro métricas del fitoplancton y el resultado de la evaluación biológica final (PE- BIO), el de la evaluación fisicoquímica (IND-FQ) y en la última columna aparece el potencial ecológico final o <i>PEnorm</i>	149

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Antecedentes

Los embalses de la cuenca del Ebro vienen siendo estudiados, desde el punto de vista biológico, de forma constante desde la década de los 90 (CHE 1992, 1996, 2002, 2003, y desde 2006 hasta el presente 2018 ininterrumpidamente).

En octubre de 2000 se aprueba la Directiva 2000/60/CE, conocida como Directiva Marco del Agua, en lo sucesivo DMA. Dicha Directiva establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Tiene por objetivo principal alcanzar el buen estado de las masas de agua, protegiéndolas y evitando su deterioro. En este sentido, se recoge la necesidad de llevar a cabo diversas tareas relacionadas con la planificación y gestión de las masas de agua existentes en el territorio comunitario.

Tras su entrada en vigor, los Estados Miembros de la UE tienen una serie de obligaciones que cumplir en determinados y próximos plazos temporales.

A este respecto, la Confederación Hidrográfica del Ebro (en adelante CHE), a través del Área de Calidad de Aguas de la Comisaría de Aguas, acometió durante los años anteriores, el estudio titulado “Diseño y explotación de la Red de control biológico en ríos y embalses en aplicación de la Directiva Marco del Agua (DMA) en la cuenca del Ebro”, que tuvo continuidad en el año 2014 con los trabajos del estudio “Explotación de la Red de seguimiento en Embalses en aplicación de la Directiva Marco del Agua en la Cuenca del Ebro” y en el año 2015 con los trabajos para el estudio de la “Red de seguimiento de masas de agua muy modificadas”. Desde 2016 hasta el presente, se ha llevado a cabo el estudio cuyo objeto es el “Establecimiento de una metodología para el seguimiento del potencial ecológico vs. estado trófico” siendo en 2018 realizado con el contrato denominado “**Seguimiento de embalses 2018**” (en adelante ESTUDIO), con objeto de cumplir con determinadas exigencias derivadas de la implantación de dicha Directiva.

De forma particular, los objetivos establecidos para este ESTUDIO en relación con los embalses se concretan en la determinación del potencial ecológico de cada masa de agua, a partir de la determinación de los principales indicadores fisicoquímicos y biológicos. A este particular el Art. 8 de la DMA establece que los programas para la determinación del potencial ecológico de las masas de agua debían estar operativos en diciembre de 2006.

En el presente ESTUDIO se han tenido en cuenta la *ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica*, en adelante IPH,

y el Real Decreto 817/2015, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental, de septiembre de 2015, y que transponen la DMA. En esta normativa, en aplicación de la Directiva a embalses, se incluyen ya algunos valores de referencia y límites de clases para algunos indicadores del elemento de calidad fitoplancton en ciertos tipos de embalses.

Estas y otras cuestiones, que se han considerado para la realización del presente ESTUDIO, están definidas en la IPH antes citada, en el apartado 5.1. *Aguas superficiales*.

1.2. Organización del ESTUDIO

Dada la extensión de las actividades que forman parte del ESTUDIO, la presentación de los resultados se ha organizado en diferentes documentos, según la siguiente disposición:

- Documento “Informe de trabajos de Campo”. Se recoge los datos de accesibilidad de cada embalse, fechas de toma de muestras y un resumen de los datos de campo más significativos de cada uno de ellos.

- Documento “Memoria”. Constituye el presente documento, en donde se abordan los resultados obtenidos de las caracterizaciones realizadas en los embalses estudiados en 2018. Asimismo, se realizan comparativas de los resultados del comportamiento de los indicadores biológicos y fisicoquímicos, con el objeto de obtener tanto la clasificación del estado trófico, situación elemental para conocer el estado general de las aguas embalsadas, como el potencial ecológico, objetivo cuyo carácter es fundamental dentro del marco del presente ESTUDIO. Este documento se elabora con los resultados de las muestras tomadas en verano y con el promedio de las dos muestras para los embalses muestreados dos veces.

- Documentos o informes individuales de embalses: por cada uno de los embalses estudiados y muestreados en 2018, se presenta un documento donde se pueden consultar, de forma individual, los resultados obtenidos para cada masa de agua. Se incluye su reportaje fotográfico. En aquellos embalses que se ha tomado muestras en dos ocasiones se incluye la comparativa entre ambos muestreos.

- Base de datos “Labexter” con todos los parámetros recopilados y exigidos en el *Manual de Usuario Labexter Biológico (Versión 6.4.0_2018)*.

Toda la documentación generada se presenta además en soporte informático, con una estructura de directorios coincidente con los documentos presentados.

2. ASPECTOS METODOLÓGICOS

2.1. Embalses estudiados. Designación de las estaciones de muestreo

En la tabla 1 se recoge la relación de los 17 embalses seleccionados durante el año 2018, así como su código de masa de agua superficial (MAS), provincia, río y fecha en la que se realizó la visita y el muestreo. Su ubicación dentro de la cuenca del río Ebro se puede observar en la figura 1.

Dentro de cada embalse se ha establecido una única estación de muestreo representativa en la zona de la presa, correspondiente a la banda de máxima profundidad y a una distancia de la presa variable, normalmente comprendida entre 100 y 300 m, para evitar posibles perturbaciones.

La nomenclatura utilizada para la identificación de las estaciones de muestreo y de las muestras recogidas se ha ajustado a tres letras que, a modo de código, han sido específicas para cada embalse.

En todos los embalses estudiados se completó una única campaña de muestreo durante el verano del año 2018, desde principios de julio hasta principios de agosto (ver fechas en tabla 1).

Tabla 1. Embalses seleccionados para el muestreo de 2018.

CÓDIGO MAS	CÓDIGO PTO. MUES.	NOMBRE DEL EMBALSE	CODIGO	FECHA MUESTREO	PROVINCIA	RIO	PROPIETARIO / OBSERVACIONES
1	E4001	Embalse del Ebro	EBR	09/07/2018	Burgos-Cantabria	Ebro	C.H.E.
2	E4002	Embalse de Urrúnuga	URR	10/07/2018	Álava	Santa Engracia y Urquiola	IBERDROLA
22	E4022	Embalse de Sobrón	SOB	10/07/2018	Álava-Burgos	Ebro	IBERDROLA
53	E4053	Embalse de Oliana	OLI	17/07/2018	Lérida	Segre	C.H.E.
56	E4056	Embalse de Barasona	BAR	24/07/2018	Huesca	Ésera	C.H.E.
59	E4059	Embalse de Terradets	TER	17/07/2018	Lérida	Noguera-Pallaresa	FECSA
62	E4062	Embalse de La Sotonera	SOT	24/07/2018	Huesca	Astón-Sotón	C.H.E.
63	E4063	Embalse de Rialb	RIA	18/07/2018	Lérida	Segre	C.H.E.
68	E4068	Embalse de El Val	VAL	04/07/2018	Zaragoza	Val	C.H.E.
71	E4071	Embalse de Mezalocha	MEZ	03/07/2018	Zaragoza	Huerta	S.R. DE MEZALOCHA
74	E4074	Embalse de Flix	FLI	25/07/2018	Tarragona	Ebro	ENDESA GENERACIÓN
76	E4076	Embalse de La Tranquera	TRA	11/07/2018	Zaragoza	Piedra	C.H.E.
80	E4080	Embalse de Cueva Foradada	CUE	16/07/2018	Teruel	Martín	C.H.E.
87	E4087	Embalse de Lechago	LEC	03/07/2018	Teruel	Pancrudo	C.H.E. / EN CONSTRUCCIÓN
949	E4949	Embalse de Ribarroja	RIB	25/07/2018	Tarragona	Ebro	ENDESA GENERACIÓN
1022	E5022	La Estanca de Alcañiz	EST	24/07/2018	Teruel	Guadalope	C.H.E.
1681	E4681	Embalse de Monteagudo de las Vicarías	MON	04/07/2018	Soria	Nájima	C.H.E.

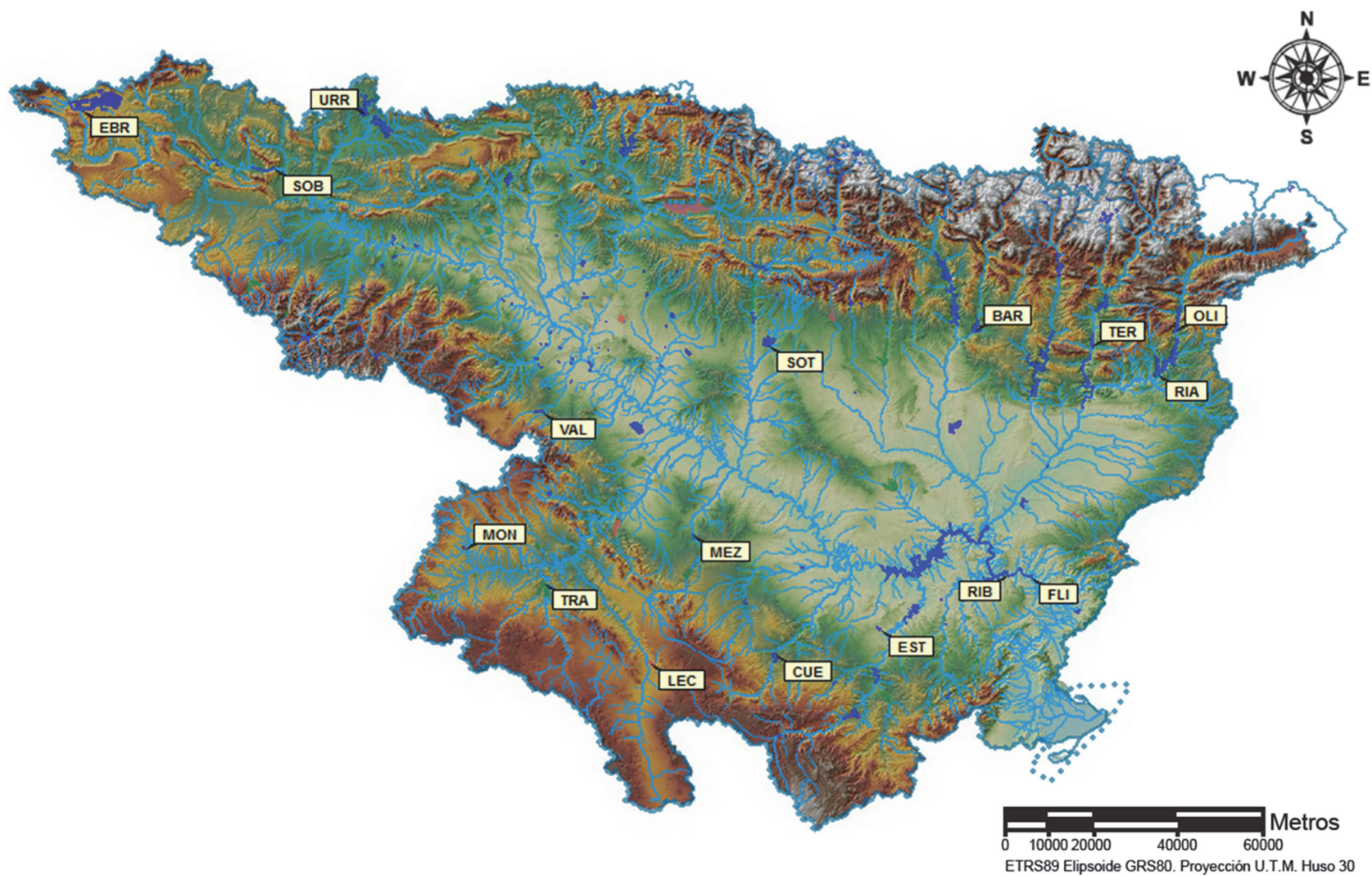


Figura 1. Localización geográfica de los embalses muestreados en 2018. Códigos según la Tabla 1.

2.2. Variables Consideradas.

El conjunto de variables que es necesario tener en cuenta en un estudio como el que nos ocupa, necesarias para la diagnosis del estado trófico y del potencial ecológico, incluye variables físicas, químicas y biológicas. El estudio de estas variables puede ayudar a conocer por qué un embalse se encuentra en un estado trófico determinado y a proponer las medidas oportunas para su gestión sostenible, de acuerdo con los objetivos de la DMA. Además, los embalses integran gran cantidad de información acerca de los procesos que tienen lugar en la cuenca, por lo que el estudio de estas variables nos puede servir de indicador del estado general de la cuenca.

Variables fisicoquímicas:

Los perfiles de **temperatura** determinan el grado de estratificación térmica (debido a las diferencias de densidad) o mezcla del embalse, importante para entender la distribución de las características fisicoquímicas y biológicas en profundidad. Normalmente, en estudios de calidad, un perfil de temperatura en la zona de máxima profundidad es suficiente para conocer el estado de estratificación del embalse. Cuando se presenta la estratificación, la capa donde se produce el descenso brusco de temperatura se denomina **termoclina**. La presencia o no de termoclina se analiza por la metodología ideada por Hutchinson (1957) y descrita por Wetzel (1975), considerando la presencia de termoclina si hay un descenso de más de un grado de temperatura por metro de profundidad, al menos durante tres metros seguidos.

La **transparencia** del agua, determinada mediante el Disco de Secchi (DS), es uno de los indicadores más significativos, fiables y ampliamente utilizados (por su sencillez) para el estudio de la calidad de lagos y embalses. A medida que la concentración de partículas aumenta, la profundidad de transparencia de DS disminuye de forma exponencial. A menudo se usa esta medida como indicadora del grado de proliferación algal (ligado a la eutrofia). Sin embargo, hay que señalar que la transparencia se correlaciona con la concentración de partículas, independientemente de si éstas son algas u otros sólidos en suspensión, por ejemplo, partículas de arcilla.

Asimismo, la transparencia del agua puede estar influida por fenómenos de dispersión de la luz en aguas carbonatadas.

No existe una conversión exacta entre el DS y los perfiles de penetración de la luz, aunque se han propuesto numerosos factores de aproximación para el cálculo de la profundidad de la zona fótica (ZF). En el presente estudio se utiliza la relación acordada a nivel de la Unión Europea:

$$ZF = 2,5 \times DS$$

Sin embargo, con el fin de establecer con exactitud la extinción luminosa en la columna de agua, se ha determinado experimentalmente con un medidor de PAR, de manera que en algunos embalses se ha observado la no coincidencia entre el valor de zona fótica calculado por el disco de Secchi y el obtenido con el medidor de PAR. En todos los embalses se ha considerado como profundidad de la zona fótica la medida proporcionada por el medidor de PAR (al ser la más real), para realizar la toma de la muestra integrada de esta zona, aunque también se proporciona la medida obtenida de la profundidad de visión del disco de Secchi. Cuando el valor de zona fótica es inferior a 6 m, se considera como profundidad para la toma de la muestra integrada la correspondiente a la columna de 6 m. Cuando la profundidad de la masa de agua en el punto de muestreo es inferior a 6 m, se considera como muestra integrada la profundidad de agua existente hasta cerca del fondo.

La **conductividad** de una masa de agua es un indicador de la concentración de sólidos disueltos presentes (TDS). Es una variable rápida de medir por medio de una sonda conductimétrica, que nos proporciona una visión de la mineralización del agua (aunque sin entrar a considerar qué sustancias son las responsables de ella). Se realiza en cada embalse un perfil vertical para conocer la presencia de capas de diferente mineralización de las aguas. Los valores de la misma se expresan en $\mu\text{S}/\text{cm}$ estandarizados a 20 °C (K_{20}). Además, se calcula la salinidad utilizando la constante $K=0,6$ a partir de la conductividad.

La **turbidez** de un cuerpo de agua es un determinante importante de su condición y grado de productividad o estado trófico. La turbidez del agua está causada por los materiales en suspensión o coloidales tales como arcillas, limos, materia orgánica e inorgánica finamente particulada, y organismos planctónicos u otros microorganismos. La turbidez es una expresión de las propiedades ópticas que causan la dispersión y/o absorción de la luz frente a su transmisión sin cambio de dirección a través de una muestra. La correlación de la turbidez con la cantidad de partículas no es simple, ya que está condicionada por el tamaño, forma e índice de refracción de las partículas en suspensión. La importancia de la turbidez en los procesos ecológicos que tienen lugar en los lagos y embalses radica principalmente en sus efectos sobre la penetración de la luz (fuente de energía primaria para el sostenimiento de la vida) en la columna de agua. El perfil vertical de turbidez se ha determinado *in situ* con un turbidímetro de campo y los resultados se han validado posteriormente en el laboratorio utilizando las muestras recolectadas en el perfil vertical del embalse.

Los **sólidos** presentes en el agua afectan al régimen de luz, ya que reducen la penetración luminosa. Estos pertenecen a dos grupos: los sólidos disueltos no filtrables (que no atraviesan

un filtro de 0.45μ de diámetro de poro), denominados también materia en suspensión (MES); y los sólidos filtrables, que atraviesan dicha membrana. Entre los primeros, se separan dos fracciones, los denominados volátiles, que desaparecen al calcinar el residuo no filtrable y representan la materia orgánica; y los fijos, que permanecen tras la calcinación que son las cenizas.

El **pH** es una medida de la acidez (o indirectamente de la basicidad) del sistema, esto es, de la concentración de iones H^+ (acidez) en el sistema. La acidificación de los ecosistemas acuáticos y sus cuencas ha sido un problema ambiental de primer orden durante las últimas décadas, y sus mecanismos y daños causados están suficientemente documentados.

La **alcalinidad o reserva alcalina** (medida en meq/L) es una medida de la concentración de álcalis fuertes, presentes en el agua, ligados a ácidos débiles. Su valor es una indicación de la capacidad tamponadora del sistema. El equilibrio carbonato–bicarbonato–dióxido de carbono es el principal responsable de esta capacidad tamponadora, esto es, de su capacidad de recibir iones H^+ u OH^- sin cambiar el pH. Si se añaden iones H^+ al agua, estos reaccionan con el carbonato (CO_3^{2-}) para dar bicarbonato (HCO_3^-), desapareciendo así del sistema y permaneciendo estable el pH. Lo contrario ocurrirá si se añaden iones OH^- .

En la mayoría de lagos y embalses, el ácido carbónico se enlaza con los metales del grupo alcalino-térreos para formar sales, algunas de ellas insolubles, que forman parte de estos equilibrios. El ion calcio y el equilibrio calcio-ácido carbónico son especialmente importantes en las aguas continentales. Cuanto más calcio haya en el sistema, más ácido carbónico será secuestrado y más iones H^+ u OH^- podremos añadir sin modificar el pH. Los sistemas pobres en calcio están débilmente tamponados y son normalmente ligeramente ácidos. Tasas fotosintéticas elevadas en estos sistemas, pueden elevar el pH hasta 9 al consumir el CO_2 , e incluso hasta 11 si se trata de organismos capaces de utilizar el bicarbonato.

La capacidad tamponadora (o alcalinidad) de un embalse depende de la geología de la cuenca vertiente y de la propia cubeta. Así, los embalses y lagos en cuencas de naturaleza silíceas van a recibir pocos aportes de bicarbonato de calcio y sus aguas estarán, por tanto, pobremente tamponadas. En estos casos, los procesos biológicos pueden provocar cambios diarios de pH muy drásticos.

Otras variables químicas de gran importancia son los **nutrientes** (P total, N total, y las fracciones solubles $NO_3^- + NO_2^-$, NH_4^+ , SRP -fósforo reactivo soluble- y sílice), el **oxígeno disuelto** (OD), así como el **potencial de óxido-reducción**.

Entre estas variables, cobra especial importancia el **P total** (PT). Éste es el elemento limitante de la producción primaria en la mayoría de los casos, y por tanto, su aumento (derivado principalmente de vertidos de aguas residuales, abonos fosfatados o de la industria química) suele ser responsable de procesos de eutrofización que degradan la calidad del embalse. Así, el PT es una de las tres variables utilizadas normalmente en las evaluaciones del estado trófico de embalses y lagos. La deficiencia de utilizar este parámetro como indicador estriba en que a veces no constituye la fracción biodisponible en la zona fótica, que es la que alimenta a las poblaciones algales. Aunque en general mantienen una correlación alta, hay casos en los que esto no es tan claro y tiende entonces a sobreestimar el grado trófico.

La forma química de P disponible directamente para los productores primarios es la de **ortofosfatos, que se encuentran en la fracción inorgánica disuelta (SRP)**. Sus niveles en el medio suelen ser muy bajos porque son rápidamente capturados por los compartimentos celulares, aunque también existe una liberación apreciable al medio desde las células en degradación. El reciclado del SRP, es decir, el tiempo que tarda en hacer todo el ciclo biogeoquímico, se ha estimado entre diez minutos y dos horas, por lo que es importante filtrar y conservar las muestras con prontitud.

El **nitrógeno** se presenta también en muy diversas formas, de las que se han medido en el presente ESTUDIO el amonio, nitratos, nitritos y nitrógeno total. La diferencia fundamental del ciclo de este elemento respecto al del fósforo es que en el caso del N se presentan compuestos con diferente estado redox y además existe una entrada (por difusión gaseosa) desde la atmósfera que a través de la fijación de su forma molecular (N_2) por organismos especializados (como las cianobacterias en el medio acuático) se incorpora desde el reservorio inerte al ciclo funcional. Una limitación en nitrógeno disuelto confiere ventaja a estos organismos fijadores sobre el resto de productores primarios. Como forma biodisponible se utiliza el nitrógeno inorgánico total disuelto (NIT) que incluye **amonio (NH_4^+)**, **nitratos (NO_3^-)** y **nitritos (NO_2^-)**. Esta fracción inorgánica, junto con el nitrógeno orgánico disuelto (NOD) y el particulado (NOP) conforma el nitrógeno total (NT).

El **nitrate** (NO_3^-) puede llegar a ser muy abundante en aguas contaminadas (en el rango de varios mg N/L) mientras que en otros casos las concentraciones están normalmente en el rango de 0,01–1 mg N/L. Muchos lagos y embalses a grandes altitudes son también deficientes en nitrate. En los sistemas de clima templado, las concentraciones de nitrate suelen exhibir patrones estacionales muy marcados, con altas concentraciones durante las épocas de circulación y bajas concentraciones epilimnéticas durante la estratificación. En el hipolimnion

anóxico el nitrato desaparece por los procesos de desnitrificación y es sustituido por el amonio. En aguas no contaminadas, las concentraciones de **amonio** raramente exceden de 0,15 mg N/L. Las bajas concentraciones de amonio no implican necesariamente deficiencias en este nutriente, ya que este ion también es rápidamente procesado en el ecosistema. El **nitrito** por lo general se encuentra en bajas concentraciones al tratarse de un intermediario en los procesos redox de este ciclo.

La **sílice soluble** es fundamental para el desarrollo de las diatomeas u otros organismos que lo incorporan en sus envolturas o estructuras, pero la abundancia de este elemento en las aguas continentales supera generalmente los niveles críticos requeridos (estimados normalmente en torno a 1 mg/L). Únicamente al final de la temporada de crecimiento máximo de las diatomeas -generalmente la primavera-, se suele observar una carencia de este nutriente en la capa fótica, en nuestro caso sólo en uno de los embalses estudiados.

Otra variable de suma importancia es el **oxígeno disuelto** (expresado como OD). El oxígeno disuelto en el agua es el receptor final de electrones en los procesos respiratorios de los organismos acuáticos aerobios, exceptuando por tanto las formas bacterianas anaerobias. Las entradas de oxígeno al sistema se producen a través de su difusión desde la atmósfera y por los procesos fotosintetizadores que canalizan el flujo de electrones desde las moléculas de agua hacia las formas moleculares energéticas (coenzimas reducidas) empleadas en la síntesis de moléculas orgánicas. Este proceso utiliza la energía de la luz y produce oxígeno molecular como subproducto a desechar. Esa dependencia de la radiación lumínica restringe los procesos productores primarios a las capas superficiales iluminadas de la columna de agua, mientras que, por debajo de la profundidad de compensación, dominan los procesos respiratorios y oxidativos. La compartimentación estival de la columna de agua impide la difusión de oxígeno desde las zonas productoras hacia las consumidoras de este elemento y se produce, durante ese periodo, un consumo neto del mismo en las capas profundas, que puede conducir a su disminución hasta llegar al agotamiento. La magnitud del agotamiento hipolimnético del oxígeno disuelto depende, en igualdad de condiciones climatológicas globales, de la cantidad de materiales oxidables (orgánicos e inorgánicos) que fluyan desde las capas superficiales y desde los tributarios y sedimentos. Estos aportes son más altos en las aguas de mayor grado trófico. Por ello, se ha prestado especial atención al comportamiento del oxígeno disuelto en la columna de agua, que permite reconocer el grado de estrés del sistema.

El descenso brusco de oxígeno disuelto en las capas profundas de los embalses –el hipolimnion-, es uno de los principales factores de riesgo que afectan a la calidad del agua embalsada. Al igual que la temperatura y la conductividad, la concentración de oxígeno

disuelto (OD) se determina mediante una sonda multiparamétrica en continuo llegando tan cerca como sea posible al fondo del embalse, para detectar condiciones de agotamiento de oxígeno o *anoxia* en esta zona. A partir de esta variable se calcula el parámetro de la saturación de oxígeno del agua.

Un parámetro poco utilizado hasta ahora para la determinación de la calidad del agua, pero relacionado con el metabolismo de los ecosistemas es la **materia orgánica disuelta cromofórica** (CDOM, por sus siglas en inglés), que juega un papel esencial en varios procesos importantes de las aguas superficiales, la productividad biológica y la penetración de la radiación UVB. Cromofórico es un término para designar que son estructuras moleculares que absorben la luz. El exceso de CDOM podría provocar problemas de reducción de oxígeno por la degradación de la materia orgánica y una absorción de luz en longitudes de onda visible, reduciendo así la cantidad y la calidad de la radiación fotosintéticamente activa disponible. Por todo ello se ve fundamental su utilización como un elemento importante en la gestión de las aguas superficiales.

El origen del CDOM está en la descomposición de la materia orgánica de origen vegetal, en el suelo o en un cuerpo de agua, la mayor parte es por acción microbiana en cuestión de días o semanas, dando como resultado dióxido de carbono y formas inorgánicas de nitrógeno, azufre y fósforo. A lo largo del proceso de descomposición se forma, un grupo complejo de compuestos conocidos como «*substancias húmicas*». A partir de estas *substancias húmicas* se deriva el CDOM en las aguas continentales y marinas (Kirk, 2011), siendo el componente más importante del CDOM (Vähätalo & Wetzel, 2004).

Para conocer su concentración en profundidad y la presencia de capas de acumulación de materia orgánica, se realiza en cada embalse un perfil vertical por medio de un fluorímetro sumergible, contrastado con medidas puntuales en el laboratorio también. Los valores de CDOM se dan en unidades equivalentes de sulfato de quinina (QSE), después de calibrar el sensor con una curva patrón en un rango de 10 a 300 ppb QSE. El resultado de los perfiles de cada embalse se muestra en los informes individuales elaborados para cada embalse.

Variables biológicas:

Las variables biológicas más ampliamente utilizadas son las relativas a las comunidades de **fitoplancton**. También se pueden usar, aunque no de manera general, el zooplancton, los macrófitos, los macroinvertebrados o los peces.

El biovolumen algal es un indicador de respuesta trófica y por lo tanto integra todas las variables causales, de modo que está influido por otros condicionantes ambientales además

de estarlo por los niveles de nutrientes. Se utiliza la variable experimental concentración de clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) en la zona fótica y los parámetros estimadores de la biomasa algal en los índices al uso: densidad celular (n° células/mL) y biovolumen algal (mm^3/mL).

La composición del fitoplancton de un determinado cuerpo de agua es, a menudo, un excelente indicador del estado trófico del mismo (Reynolds, 1998). Por otro lado, se identifican diferentes asociaciones de especies a lo largo del año como consecuencia de las diferencias específicas en las preferencias de luz óptima, temperatura, turbulencia y en el mecanismo de captación de nutrientes (Reynolds, 2006). Gracias a estas características, el estudio de la comunidad algal proporciona información sobre las condiciones ambientales presentes en el medio, utilizando el índice IGA (ACA, 2003a).

Por otro lado, la potencialidad en la producción de toxinas por parte de ciertas especies del fitoplancton acentúa la necesidad de un estudio cualitativo y cuantitativo de estos organismos.

Los grupos en los que se ha descubierto la presencia de toxinas con mayor frecuencia son, fundamentalmente, cianobacterias, haptófitos y dinófitos. Las toxinas pueden ser causa de efectos adversos sobre la salud cuando se producen proliferaciones masivas.

El zooplancton no es mencionado en el Anexo V de la DMA, quizás debido a que las relaciones del **zooplancton** con los procesos de eutrofización no son tan directas y están mucho menos estudiadas que las relativas al fitoplancton. La dificultad de utilizar estos organismos estriba en que sus respuestas a las condiciones ambientales son muy complejas, estando mediadas por las relaciones tróficas del sistema (zooplancton - fitoplancton, zooplancton - zooplancton o zooplancton - ictiofauna, entre otras).

No obstante, se trata sin duda de un componente muy importante de la calidad del ecosistema lenfítico, actuando muchas veces como especies clave que provocan cambios entre comunidades o estados del sistema muy diferentes (Moss *et al.*, 2003). Se destaca que las comunidades zooplanctónicas no fueron incluidas en la DMA, aunque como dicha Directiva no impide la inclusión de otras variables, una métrica del zooplancton se ha incluido de forma experimental en el esquema de clasificación.

El **tratamiento estadístico de los datos** se basó en diversas técnicas univariantes y multivariantes, con representaciones gráficas realizadas con Microsoft Excel y el paquete estadístico MVSP. También se han utilizado estas aplicaciones para la estima de los diversos índices de calidad considerados cuya metodología se detalla en el apartado correspondiente.

2.3. Trabajos de campo

En cada uno de los embalses muestreados se fijó una única estación de muestreo en la parte más profunda, a una distancia de 100 a 300 m de la presa, no habiendo este año embalses donde la accesibilidad fuera imposible. La máxima profundidad se determinó mediante transectos con ecosonda, realizados en bandas paralelas a la presa a una distancia superior a 100 m para evitar posibles perturbaciones. Las coordenadas del punto de muestreo y la altitud sobre el nivel del mar de cada embalse se georreferenciaron con la ayuda de un GPS en el punto de muestreo y se ubicaron sobre la cartografía digital del SIGPAC del Ministerio, utilizando esta imagen como mapa de situación del punto de muestreo.

Asimismo, para facilitar el acceso a la lámina de agua en futuros trabajos, en la misma cartografía se ha indicado, como referencia, el punto de acceso utilizado en esta campaña de muestreo.

El muestreo se desarrolló desde embarcaciones neumáticas provistas de motor fuera-borda eléctrico, previa obtención de los permisos de navegación pertinentes en la CHE. Debido al riesgo de dispersión de la especie invasora *Dreissena polymorpha* (mejillón cebra) en la cuenca del Ebro, las campañas fueron definidas en base a una clasificación de los embalses según si *Dreissena polymorpha* estaba presente, si era probable su presencia o si no estaba presente.

Así, con el fin de no influir en la dispersión accidental de esta especie invasora, se procedió en primer lugar al muestreo de los embalses sin mejillón cebra. Tras estos, se muestrearon los embalses sospechosos de albergar la especie; por último y utilizando una embarcación y motor fuera borda distintos, se muestrearon aquellos embalses con presencia de *D. polymorpha*. Además, los protocolos de limpieza y desinfección de equipos de muestreo, embarcación y motor, se siguieron escrupulosamente en todos y cada uno de los embalses muestreados, independientemente de su clasificación de riesgo.

El protocolo de muestreo que se siguió en cada embalse fue el siguiente:

- Se tomó una única muestra integrada en cada embalse, representativa de la zona fótica (calculada experimentalmente mediante el medidor de PAR o la profundidad de 2,5 veces el disco de Secchi). La obtención de la muestra integrada se llevó a cabo mediante un tubo de plástico transparente de luz interior de 25 mm, con la pared reforzada y lastrado en uno de sus extremos, que integraba toda la columna hídrica correspondiente a la zona fótica y cuyo

contenido posteriormente se mezcló en un recipiente de PET. A continuación, de la muestra integrada se tomaron distintas cantidades de agua para el procesado *in situ* (medidas de comprobación de pH y conductividad, filtración para extracción de pigmentos, recogida de agua filtrada para SRP, nitrito, nitrato, amonio, silicato) y los análisis en laboratorio de otros parámetros fisicoquímicos (turbidez, sólidos en suspensión, alcalinidad, N total, P total) y biológicos (fitoplancton).

- La muestra cuantitativa de zooplancton se tomó mediante botella hidrográfica tipo *Ruttner* en la zona límite de la zona eufótica, o bien a aquella profundidad en que se apreciaba un descenso acusado de la concentración de oxígeno disuelto (en la mayoría de casos este descenso coincide con el límite de la zona fótica). Es a estas profundidades donde se dan las mayores densidades de zooplancton durante las horas de luz diurna. No se utilizó la muestra integrada para el muestreo de zooplancton dado que este tipo de fauna evita entrar por la boca del tubo de integración.

- Los parámetros fisicoquímicos medidos *in situ* (temperatura, conductividad, pH, oxígeno disuelto, potencial redox, turbidez y determinación fluorimétrica de clorofila y otros no exigidos por la DMA) se midieron de forma continua a lo largo del perfil de profundidad con ayuda de una sonda multiparamétrica. Asimismo, se verificaban los valores con las muestras puntuales y la muestra integrada con un medidor manual.

- Igualmente, para los muestreos cualitativos de fitoplancton y zooplancton se realizaron arrastres verticales con redes de 20 μm (fitoplancton) y 45 μm (zooplancton). Las redes verticales se tomaron desde un metro antes del fondo en el punto de muestreo, para no recoger material del bentos, y llegando a profundidades máximas de 30 metros en los embalses más profundos, anotando en el envase y en el cuaderno de campo la profundidad del muestreo y, por tanto, el número de metros arrastrados.

Asimismo, se tomaron otras muestras puntuales adicionales en todos los embalses estudiados, en función de la profundidad del mismo y de los datos obtenidos de los perfiles verticales medidos *in situ*. De estas muestras se separaron las alícuotas para los análisis de campo y laboratorio como en el procedimiento seguido para la muestra integrada. En general se tomaba una muestra puntual cercana al fondo y otra intermedia, generalmente en la zona del máximo profundo de clorofila, siempre en base a los datos proporcionados por el multiperfilador utilizado, cuyos perfiles se procesaban y estudiaban en la propia embarcación o en la orilla dependiendo de la planificación del muestreo.

De cada muestra de agua, integrada o puntual, se tomaron alícuotas separadas para los siguientes análisis en el laboratorio:

Clorofila a

De la muestra integrada se recoge una botella de 1,5 L, conservada en frío y oscuridad hasta el momento de la filtración. El filtro utilizado es de microfibra de vidrio tipo *Whatman GF/F* (0,45 μm de poro). Después de la filtración, el filtro se deposita sobre un papel absorbente limpio para eliminar el exceso de agua y se introduce en un tubo, herméticamente cerrado y en oscuridad. Éste se conserva en recipiente Dewar con nieve carbónica hasta su llegada al laboratorio, donde se pasa a un congelador a $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$ hasta su análisis.

La extracción de pigmentos se llevó a cabo en el laboratorio. Se añaden 5 ml de solución de acetona al 90 % y dimetilsulfóxido (DMSO) en proporción 1:1 según la metodología descrita por Shoaf y Lium (1976), para favorecer la extracción cuando dominan algas de paredes gruesas, evitando así tener que triturar por sonicación en frío, y se mantiene el tubo de extracción en congelador a $-25\text{ }^{\circ}\text{C}$ y en oscuridad absoluta hasta el momento de la determinación espectrofotométrica, que se hace a las 24 horas o como máximo dentro de las 48 horas siguientes. Se acelera la extracción mediante la agitación del filtro dos a tres veces a lo largo de este periodo. Finalizada la extracción de los pigmentos, se elimina el filtro, y se centrifuga la muestra para dejar el extracto sobrenadante completamente transparente. El extracto es muy sensible a la luz por lo que este proceso, así como la lectura espectrofotométrica, se lleva a cabo con la luz de la habitación atenuada, y se mantienen los tubos debidamente protegidos de la luz. Se llena la cubeta del espectrofotómetro y se miden las densidades ópticas del extracto clarificado (éste debe ser completamente transparente) para las longitudes de onda requeridas en las fórmulas de cálculo de Jeffrey y Humphrey (1975) y otras para efectuar correcciones o determinar otros pigmentos o índices. En general se hace un barrido de la absorbancia de la muestra entre las longitudes de onda comprendidas entre 750 (850 en el caso que se sospeche la presencia de bacterias fotosintéticas en hipolimnion anóxico) y 350 nm. El procedimiento está basado en *Standard Methods* 10200 H (APHA, 1998).

Asimismo, el extracto sobrante se conserva a $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$ para el posterior estudio por cromatografía líquida (HPLC) de sus pigmentos u otros componentes, integrando el área de los picos de las clorofilas y sus derivados de degradación en el cromatograma, como comprobación y complementación de los datos del espectrograma de barrido.

Fitoplancton

De la muestra integrada se recoge una alícuota de 250 mL que se conserva en botella de vidrio topacio, se fija con 2 ml de lugol al 5 %, y se mantiene en un lugar fresco al abrigo de la luz. Esta muestra irá destinada al recuento cuantitativo de fitoplancton.

Por otra parte, el material retenido en la red de fitoplancton de 20 μm , se deposita en un frasco de PET de 125 ml y se conserva adicionando lugol (1 mL). También se añade una pequeña cantidad de formol (1 mL) para contrarrestar la posible evaporación del lugol, asegurando así una conservación óptima del fitoplancton. Las muestras se examinan semanalmente para comprobar su estado de conservación, añadiéndose más lugol en caso necesario (en las muestras con mucha materia orgánica). Estas muestras cualitativas tienen interés para complementar los inventarios obtenidos con las muestras cuantitativas con las especies de mayor tamaño, que suelen ser, junto con algunas otras, las menos abundantes.

Zooplancton

Un volumen de 5,4 L de agua, tomado mediante botella hidrográfica tipo *Ruttner* (2 botellas de 2,7 litros) es filtrado sobre un filtro de *Nytral* de 30 μm de poro. Éste filtrado se conserva en un vial de vidrio de boca ancha con cierre hermético, que contiene agua con formol a una concentración final del 4 %. La profundidad para la recogida de la muestra de zooplancton es determinada *a priori* tratando de incorporar la zona de comienzo del declive de oxígeno, que coincide en general con el final de la zona fótica. Esta suele ser la zona más rica en este tipo de fauna durante el día. El volumen filtrado y la profundidad de recogida de la muestra se indican siempre en el envase colector y en la libreta de campo. Esta muestra sirve para el recuento cuantitativo de zooplancton.

Por otra parte, el material retenido en la red de zooplancton de 45 μm de poro, se deposita en contenedores de plástico de 125 mL y se conserva adicionando formol hasta una concentración final del 4 %. Esta muestra tiene interés para complementar el inventario que se obtiene con la muestra cuantitativa, con las especies de mayor tamaño que suelen ser las menos abundantes y también aquellas que se encuentren en baja proporción.

Parámetros fisicoquímicos

De la muestra integrada se separan distintas alícuotas para los diferentes análisis en laboratorio, tal y como se describe en la tabla 2.

Las muestras se conservaron refrigeradas (en torno a 4 °C) y en ausencia de luz (neveras rígidas) durante su traslado al laboratorio y hasta su análisis. La adición de conservantes químicos se limitó a las muestras en cuyas determinaciones no interfiriera dicho conservante. Todas las muestras se etiquetaron convenientemente en el momento de la recogida.

Tabla 2. Parámetros químicos, volumen muestra, conservación y tiempo máximo hasta el análisis.

PARÁMETRO	VOLUMEN	FILTRADO	ENVASE	CONSERVANTE	TIEMPO MÁXIMO CONSERVACIÓN
Alcalinidad	50 ml	No	Vidrio	Ninguno	7 días
Turbidez y sólidos	1500 ml	No	PET	Ninguno	3 días
P total	20 ml	No	Vidrio	Ninguno	5 días
N total	20 ml	No	Vidrio	Ninguno	5 días
Amonio	15 ml	Sí	PET	Nitrato mercúrico	5 días
P soluble	15 ml	Sí	PET	Cloroformo	3 días
Silicato	45 ml	Sí	PET	Cloroformo	5 días
Nitrato	125 ml	Sí	Vidrio	Ninguno	3 días
Nitrito	15 ml	Sí	PET	Sulfanilamida	3 días

2.4. Análisis en laboratorio

A) MUESTRAS QUÍMICAS

Alcalinidad Total

La alcalinidad es el exceso de cationes alcalinos fuertes sobre aniones débiles, representados en las aguas continentales por HCO_3^- , CO_3^- , HO^- y, en menor grado, por boratos, silicatos y fosfatos. Para su determinación se hace una valoración por retroceso tras adicionar un exceso medido de ácido, valorando este exceso con sosa hasta el punto de viraje del indicador, en nuestro caso el indicador mixto, según el método de Wattenber (Rodier, 1984). El límite de detección de esta técnica es de 0,1 meq/L.

Turbidez

La turbidez de las muestras integradas se determina en el laboratorio mediante el método de absorción de la luz incidente. Se utilizó como blanco agua destilada filtrada (tipo *milliQ*). La recta de calibración se realizó mediante patrón comercial de formazina de 400 UAF a diferentes diluciones, midiéndose la absorbancia de la muestra a 400 y 580 nm. Posteriormente se restó la absorbancia debida al color de la muestra, una vez filtrada la misma.

Sólidos

Un volumen conocido de muestra se filtra con un filtro de microfibra de vidrio tipo *Whatman 934-AH* (1,5 μm de poro) de peso previamente conocido. El filtro con el residuo se seca a 105 °C hasta peso constante. Así, obtenemos el valor de los sólidos no filtrables o materia en suspensión (MES).

A continuación, se calcina el filtro a 500 ± 50 °C durante dos horas, se deja enfriar y se vuelve a pesar hasta alcanzar el peso constante. El valor obtenido es el de los sólidos fijos y por diferencia con los sólidos no filtrables se pueden conocer los sólidos volátiles (LOI).

Las distintas temperaturas aplicadas en cada caso son las indicadas en el manual de APHA (1992).

Ortofosfato soluble

Los iones fosfato y silicato en medio ácido reaccionan con el molibdato para dar compuestos ácidos (fosfomolibdico, silicomolibdico, etc.) de color amarillo los cuales, por acción de agentes reductores apropiadas, se convierten en compuestos de color azul, que según las condiciones de trabajo se pueden hacer específicos de determinados compuestos,

por ejemplo el fosfato o el silicato. Para la determinación del ortofosfato (fósforo soluble reactivo) se sigue el método de Murphy y Riley dado para la determinación del fósforo soluble (Strickland & Parsons, 1968), todo el material de vidrio se limpia cuidadosamente con sulfúrico y se utiliza únicamente en la determinación del fosfato. El límite de detección del método es de 0,1 µg P/L. Límite de cuantificación es de 0,1 µg P/L.

Fósforo Total

Se procede de la misma manera que para la determinación del ortofosfato soluble, previa digestión de la muestra. Para ello, a 20 ml de muestra sin filtrar se le añaden 0,5 ml de sulfúrico 1:1 y 0,5 g de persulfato sódico. Se agita bien la mezcla y se realiza la digestión en autoclave a 135 °C durante 2 horas. Se deja que atempere y se neutralizan las muestras utilizando fenolftaleína como indicador. Una vez hecho esto, se opera del mismo modo que para el fosfato soluble. Para el P total puede añadirse una parte del sulfúrico si no se va a hacer la digestión de inmediato y luego a la hora de digerir se añade el resto del sulfúrico requerido y el persulfato (Strickland & Parsons, 1968). El límite de detección del método es de 0,2 µg P/L. Límite de cuantificación 0,2 µg P/L.

Amonio

Se basa en una variante del método de Berthelot o del azul de indofenol (Verdow *et al.*, 1978), propuesta por Golterman en 2004 en el cual, en un medio alcalino y en presencia de nitroprusiato de sodio como catalizador de la reacción, el ion amonio se combina con el salicilato para dar el azul de indofenol, que se determina mediante espectrofotometría en un rango de longitudes de onda en torno a 650 nm. El límite de detección del método es de 0,01 mg N/L. Límite de cuantificación 0,01 mg/L.

Nitrógeno inorgánico oxidado (NIO: nitratos+nitritos)

El nitrato se puede reducir de forma cuantitativa a nitrito al hacer pasar la muestra en solución alcalina tamponada (pH=8) por una columna reductora de cadmio cuperizado, estimándose el nitrito resultante espectrofotométricamente por el método de Griess (Golterman *et al.*, 1978). El límite de detección del método se encuentra en 0,0003 mg N/L. El límite de cuantificación fue de 0,01 mg N/L.

Nitrógeno total

El N total es oxidado a nitrato mediante una digestión con persulfato en condiciones alcalinas. Una vez realizada la digestión, se utilizan dos métodos de medida, en función de la concentración que se tenga de N. El método de la segunda derivada tras un barrido en el UV

es menos costoso en tiempo, pero su uso está menos estandarizado (Ferree & Shannon, 2001). Si las concentraciones están por debajo de 0,2 mg N/L se recurre necesariamente al método colorimétrico previa reducción por columna: el nitrato se reduce de forma cuantitativa a nitrito al hacer pasar la muestra en solución alcalina tamponada (pH=8) por una columna reductora de cadmio cuperizado, estimándose el nitrito resultante por espectrofotometría de absorción (Golterman *et al.*, 1978). Con concentraciones mayores cabe optar por uno u otro método. Límite de detección 0,01 mg N/L. El límite de cuantificación fue de 0,01 mg N/L.

Silicato reactivo soluble

El silicato reacciona con el molibdato amónico en medio ácido, dando ácido molibdosilícico, de color amarillo, el cual puede ser reducido a óxido molibdosilícico, cuya coloración azulada resulta proporcional al silicato contenido en la muestra (Rodier, 1984). El ácido oxálico usado como reactivo destruye el ácido molibdofosfórico con lo que se evita la interferencia del ortofosfato. La determinación sigue la linealidad en el rango 0,006-8,4 mg SiO₂/L. El límite de cuantificación del método fue de 0,1 mg SiO₂/L.

Tabla 3. Parámetros, métodos analíticos y límites de detección (LD) y cuantificación (LC).

PARÁMETRO	REFERENCIA MÉTODO	LD	LC
Turbidez	ISO 7027:1999	0,01 UAF	0,01 UAF
Sólidos	APHA 2540D	0,05 mg/L	0,1 mg/L
Alcalinidad	APHA 2320	0,1 meq/L	0,1 meq/L
P total	APHA 4500-P B / APHA 4500-P C	0,2 µg P/L	0,2 µg P/L
P soluble	APHA 4500-P C	0,1 µg P/L	0,1 µg P/L
N total	APHA 4500-N C	0,01 mg N/L	0,01 mg N/L
NIO=NO ₃ +NO ₂	APHA 4500-NO ₃ E / 4500-NO ₂ B	0,0003 mg N/L	0,01 mg N/L
Amonio	APHA 4500-NH ₃ F	0,01 mg NH ₄ /L	0,01 mg NH ₄ /L
Silicato	APHA 4500-SiO ₂ C	0,006 mg SiO ₂ /L	0,1 mg SiO ₂ /L

B) MUESTRAS BIOLÓGICAS

Fitoplancton

Para el análisis de la composición del fitoplancton se utilizará la metodología descrita en el Protocolo de Análisis de cálculo y métricas de fitoplancton en lagos y embalses (MFIT-2013, versión 2) publicado por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Microscopio invertido: Debe estar equipado con un condensador de apertura numérica (AN) de 0,5 y objetivos secos con AN de 0,9. Objetivo de inmersión de x100 con AN de 1,3. Oculares x12,5 o x10, equipados con un micrómetro calibrado y con una retícula de recuento calibrada. Para exámenes en detalle, microscopio equipado con contraste de fases y/o contraste interferencial de Nomarski.

Cámara o cubeta de sedimentación: consiste en una columna vertical con una base deslizante a través de la cual el contenido puede ser observado con el microscopio invertido. La columna, de volumen variable según el tipo de embalse, se llena de muestra y las partículas sedimentan en el fondo de la cámara. El tiempo de sedimentación varía según la muestra, pero suele ser de 2 días.

Determinación del biovolumen: Para la determinación del biovolumen se utiliza también la metodología descrita anteriormente (MFIT-2013, versión 2). Consiste en medir como mínimo 20 individuos de cada especie, la cual se asimila a una forma geométrica que responda a su forma real; entonces se calcula el volumen de cada especie, según la fórmula para la figura geométrica escogida y, finalmente, se multiplica el volumen medio por el número de células/ml obtenido en el recuento.

Zooplancton

Recuento e identificación: los organismos zooplanctónicos son enumerados en cubetas de sedimentación estriadas que previenen duplicar los recuentos. Se utilizó un microscopio invertido dotado de objetivos secos entre x2 y x60. En ocasiones se utilizó un colorante (Rosa de Bengala) para facilitar el recuento y la identificación.

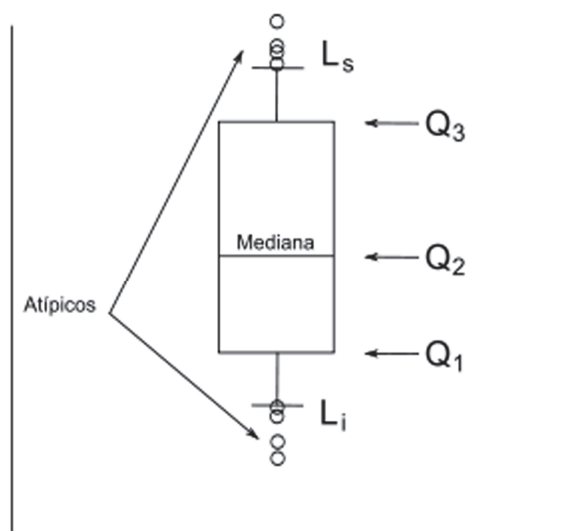
Estimas de biomasa: se utilizó el método del peso seco de los crustáceos zooplanctónicos, que consiste en convertir estimas de longitud en biomasa usando regresiones longitud-peso.

Para los rotíferos, se combinan formulas geométricas con medidas adecuadas de longitud para estimar la biomasa.

2.5. Sistema de presentación gráfica de resultados

Para poder establecer la interconexión entre la información gráfica y alfanumérica generada en el presente trabajo, se ha utilizado mapas mudos de la Demarcación Hidrográfica del Ebro.

Asimismo, para la presentación gráfica de resultados de los diferentes tipos de embalses se ha utilizado el Diagrama de Caja y Bigotes, en el cual se presenta dentro de una caja los valores correspondientes entre el primer y el tercer cuartil (Q_1 y Q_3). La línea interior representa el valor de la mediana (Q_2) y las dos líneas exteriores, superior e inferior a la caja, representan los valores límite inferior y límite superior intercuartílico (Li y Ls), estimados a partir del Rango intercuartílico (RIC) según la fórmula: $RIC = Q_3 - Q_1$



representan los valores límite inferior y límite superior intercuartílico (Li y Ls), estimados a partir del Rango intercuartílico (RIC) según la fórmula: $RIC = Q_3 - Q_1$

$$Li = Q_1 - 1,5 \cdot RIC \text{ y } Ls = Q_3 + 1,5 \cdot RIC$$

Por encima y debajo de Li y Ls quedan los valores atípicos, en la cual representamos por simplicidad sólo el mínimo y el máximo. También añadimos el valor de la media aritmética a la representación.

3. CLASIFICACIÓN DE LOS EMBALSES

Conforme a lo exigido en el Artículo 5 y Anexo II de la DMA, en una primera fase del ESTUDIO se procedió a la clasificación de los embalses en sus diferentes tipos, en los que posteriormente poder utilizar las mismas métricas y escalas de valoración del potencial ecológico (ya que se trata de masas de agua muy modificadas). Para ello, se ha utilizado la clasificación de embalses incluida en la orden ARM/2656/2008 por la que se aprueba la *Instrucción de Planificación Hidrológica*. Este sistema y distribución ha sido el mismo utilizado en los trabajos del presente ESTUDIO. Las variables que se utilizan en esta clasificación, así como sus rangos para cada tipo, se muestran en la tabla 4. En la tabla 5 se recogen los diferentes embalses estudiados, catalogados de acuerdo con esta clasificación. La localización en la cuenca puede verse en la figura 2.

Tabla 4. Esquema de clasificación de los embalses españoles.

RÉGIMEN DE MEZCLA	GEOLOGÍA	ÍNDICE DE HUMEDAD (IH)	ÁREA DE CUENCA	Tª MEDIA ANUAL	ALTITUD	TIPO
MONOMÍCTICOS	SILÍCEOS Alcalinidad estimada < 1 meq/L	ZONA HÚMEDA IH > 0,75	CABECERA Y TRAMOS ALTOS. Área < 1000 km ²	Tª < 15 °C		1
				Tª >15 °C		2
		RED PRINCIPAL. Área > 1000 km ²		3		
		ZONA NO HÚMEDA IH < 0,75	CABECERA Y TRAMOS ALTOS. Área < 1000 km ²			4
			RED PRINCIPAL. Área > 1000 y < 20.000 km ²			5
			TRAMOS BAJOS DE EJES PRINCIPALES. Área >20.000km ²			6
	ZONA HÚMEDA IH > 0,75		CABECERA Y TRAMOS ALTOS. Área < 1000 km ²	Tª < 15 °C		7
			Tª >15 °C	8		
	CALCÁREOS Alcalinidad estimada > 1 meq/L	ZONA HÚMEDA IH > 0,75	RED PRINCIPAL. Área > 1000 km ²			9
			ZONA NO HÚMEDA IH < 0,75	CABECERA Y TRAMOS ALTOS. Área < 1000 km ²		
		RED PRINCIPAL. Área > 1000 y < 20.000 km ²				11
		TRAMOS BAJOS DE LOS EJES PRINCIPALES. Área > 20.000 km ²				12
DIMÍCTICOS			IH > 2		>1400 m en Pirineos >1500 en Cordillera Cantábrica >1600 en Sistema Central	13

Tabla 5. Clasificación de embalses estudiados en el año 2018 según la Orden ARM/2656/2008.

RÉGIMEN DE MEZCLA	GEOLOGÍA	ÍNDICE DE HUMEDAD (IH)	ÁREA DE CUENCA	TEMPERATURA MEDIA ANUAL / ALTITUD	TIPO	EMBALSES
MONOMÍCTICOS	SILÍCEA (alcalinidad < 1 meq/L)	Zona Húmeda (IH > 0,74)	Cabecera y tramos Altos (área cuenca < 1000 km ²)	T ^a Media Anual <15	1	
	CALCÁREA (alcalinidad > 1 meq/L)	Zona Húmeda (IH > 0,74)	Cabecera y tramos altos (área cuenca < 1000 km ²)	T ^a Media Anual <15	7	Ebro, Lechago, Monteagudo de las Vicarías, Urrúnaga y El Val
			Red principal (área de cuenca > 1000 km ²)		9	Oliana, Sobrón y Terradets
		Zona No Húmeda (IH < 0,74)	Cabecera y tramos altos (área de cuenca < 1000 km ²)		10	Cueva Foradada, Estanca de Alcañiz, Mezalocha y La Sotonera
			Red principal (área de cuenca > 1000 y < 25000 km ²)		11	Barasona, Rialb y La Tranquera
	Tramos bajos de los ejes principales. (Área de Cuenca > 25000 km ²)		12	Flix y Ribarroja		
DIMÍCTICOS		IH > 2		>1400 m en Pirineos >1500 en Cordillera Cantábrica >1600 en Sistema Central	13	

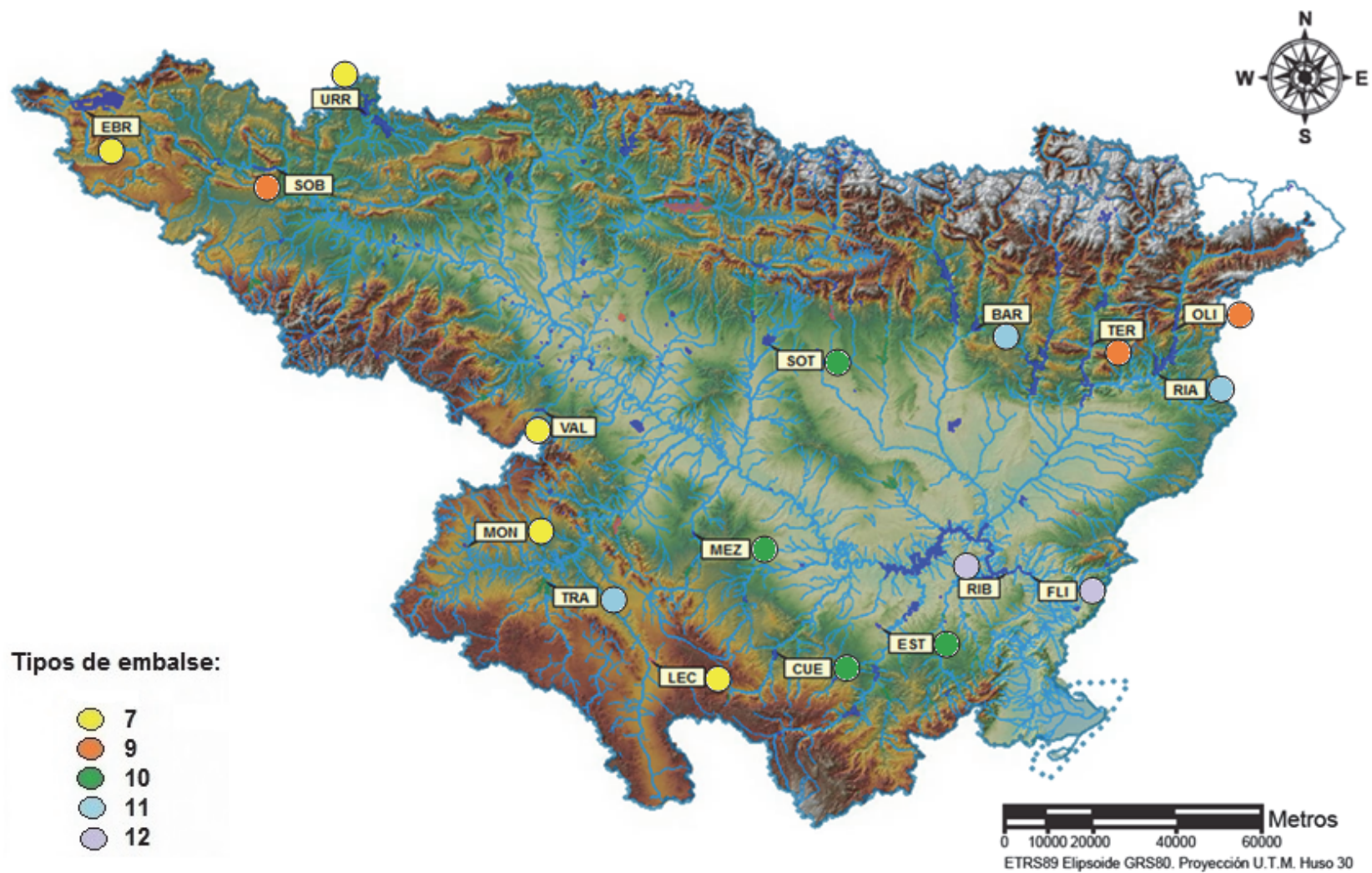


Figura 2. Localización geográfica de los embalses estudiados en 2018 indicando su tipología.

De esta tabla se destacan los siguientes aspectos:

- Las 17 masas de agua estudiadas y denominadas como embalses, se han clasificado en cinco categorías atendiendo a razones del régimen de mezcla, geología, climatología (humedad y temperatura), área de la cuenca de aportación y altitud.
- Las categorías que agrupan a un mayor número de embalses son la 7 y la 10, seguidas de las categorías 9, 11 y 12. El número de embalses y porcentaje de cada tipo se muestran en la tabla 6:

Tabla 6. Representación de las distintas categorías de embalses.

Tipo 7	Tipo 9	Tipo 10	Tipo 11	Tipo 12
5	3	4	3	2
29,4 %	17,6 %	23,5 %	17,6 %	11,8 %

Si se representa la altitud de los embalses (cota de la presa sobre el nivel del mar - msnm) por los tipos establecidos (figura 3), se observa que hay un claro gradiente altitudinal, partiendo del tipo 7 (cabeceras) al tipo 12 (embalses cerca de la desembocadura). De manera que la altitud parece ser una variable claramente decisiva en esta clasificación, exceptuando el tipo 13, de embalses dimícticos de alta montaña.

Sin embargo, la clasificación sólo considera la altitud (explícitamente, como se verá) en última instancia. Por ello hay embalses en el tipo 10 con alturas superiores a embalses de tipo 9 y 7, y en el tipo 11 embalses con alturas superiores a embalses de tipo 9 y 10 e incluso del tipo 7.

Lo que sucede es que muchas de las variables seleccionadas en la clasificación, como las climáticas (régimen de mezcla, índice de humedad *IH* y temperatura media anual) o el área de la cuenca, están correlacionadas con la altitud, de ahí la concordancia existente.

En este ESTUDIO, a efectos de representación gráfica y otras consideraciones de calidad, se ha clasificado al embalse de La Estanca de Alcañiz, todavía sin clasificar, como de tipo 10.

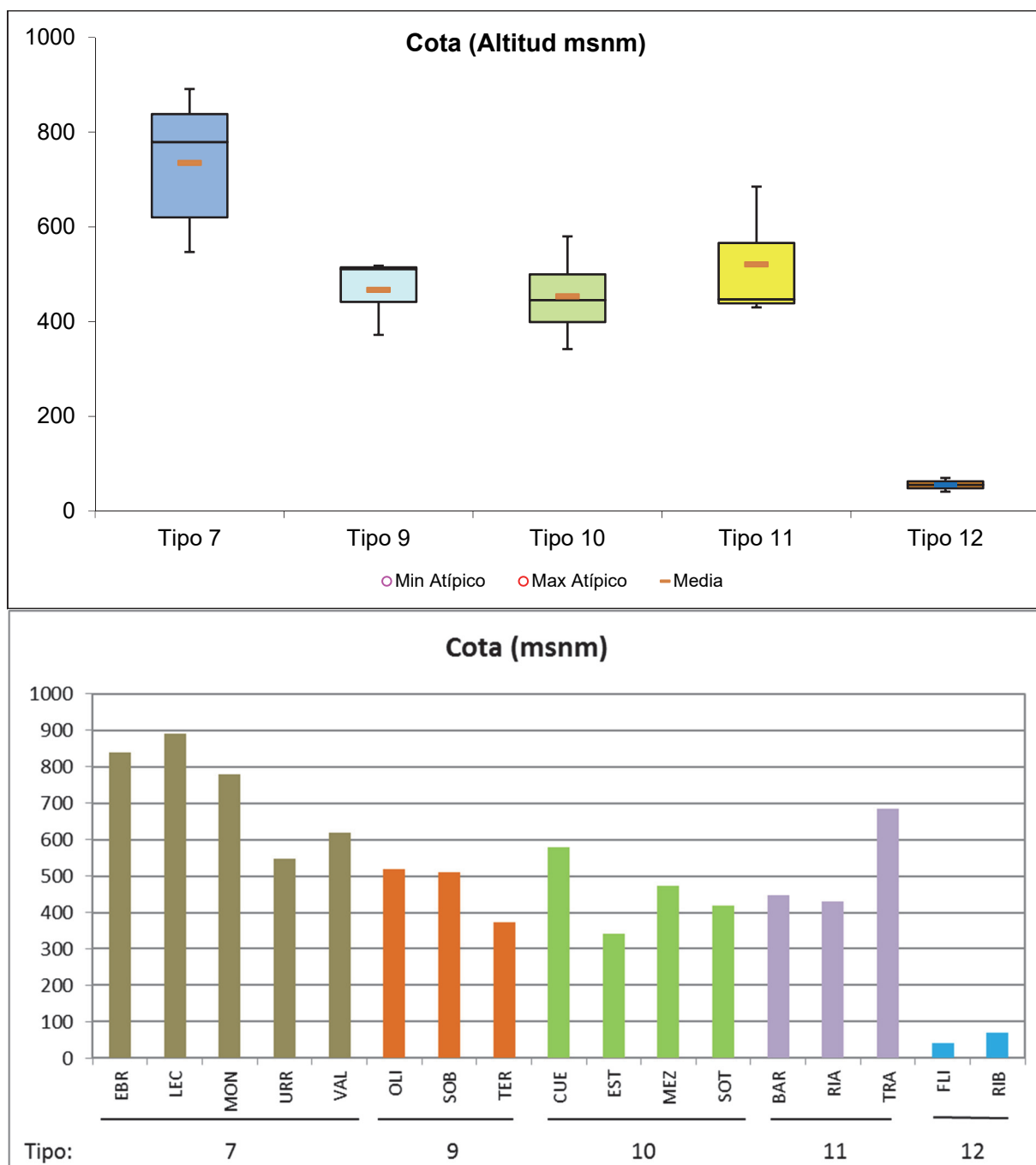


Figura 3. Altitud (metros sobre el nivel del mar) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Tipos: 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos.

4. CARACTERÍSTICAS HIDROMORFOLÓGICAS, FÍSICOQUÍMICAS Y BIOLÓGICAS

4.1. Características hidromorfológicas

En la tabla 7 se incluyen las principales características morfométricas de los embalses muestreados (17 en total) en el año 2018, con indicación del volumen total, la superficie total de la lámina de agua, la profundidad media y la profundidad máxima registrada durante el muestreo. A continuación, se describen los aspectos más relevantes en cuanto a volumen, superficie y profundidad.

A) Volumen

En cuanto al volumen total de las masas de agua se puede destacar lo siguiente:

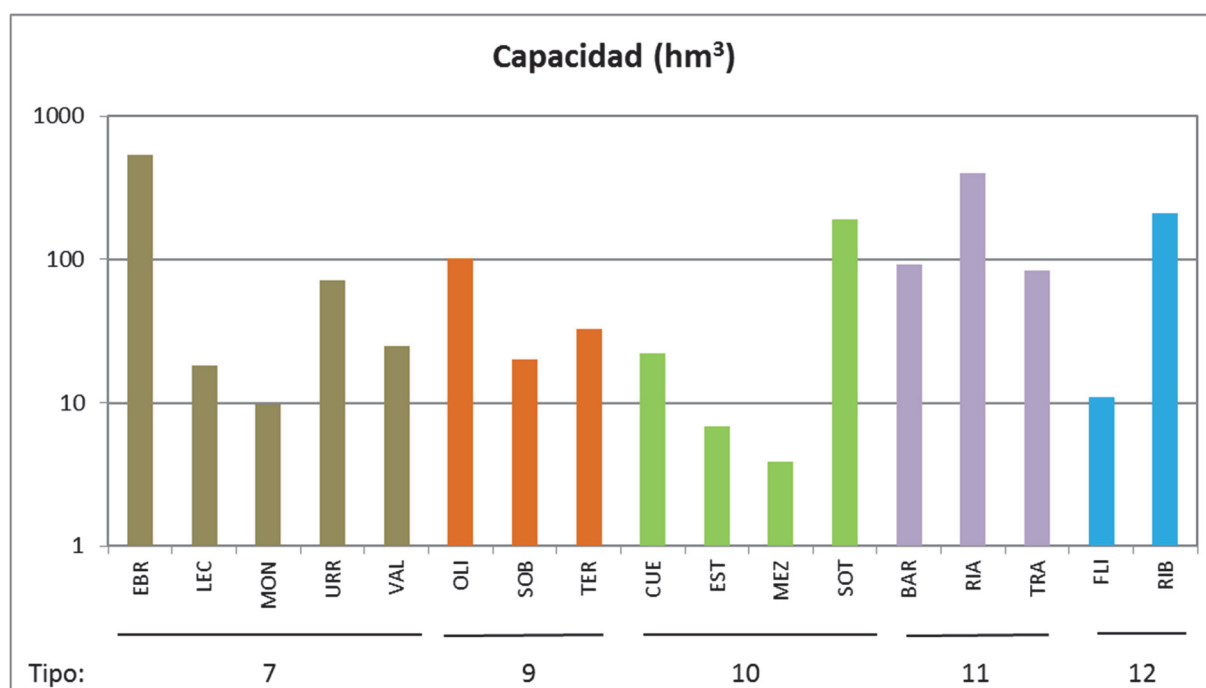


Figura 4. Distribución de la capacidad (hm³) de los embalses estudiados en 2018.

➤ Las masas de agua son de capacidad variable, con volúmenes inferiores a 10 Hm³ en un 17,6 % de los casos (figura 4). Los embalses con un volumen entre 30 y 70 Hm³ representan un 5,9 % del total de embalses. El mismo porcentaje de embalses, un 11,8, presentan volúmenes entre 150 y 300 Hm³ y entre 300 y 1600 Hm³. Un 23,5 % son embalses con un volumen entre 70 y 150 Hm³ y el mayor porcentaje de embalses con un 29,4 % presenta volúmenes entre 10 y 30 Hm³. El mayor embalse del ESTUDIO es el embalse del Ebro, con 540 hm³ de capacidad máxima.

B) Superficie

En cuanto a la extensión total de la lámina de agua, en condiciones de máximo almacenamiento, la situación es la siguiente:

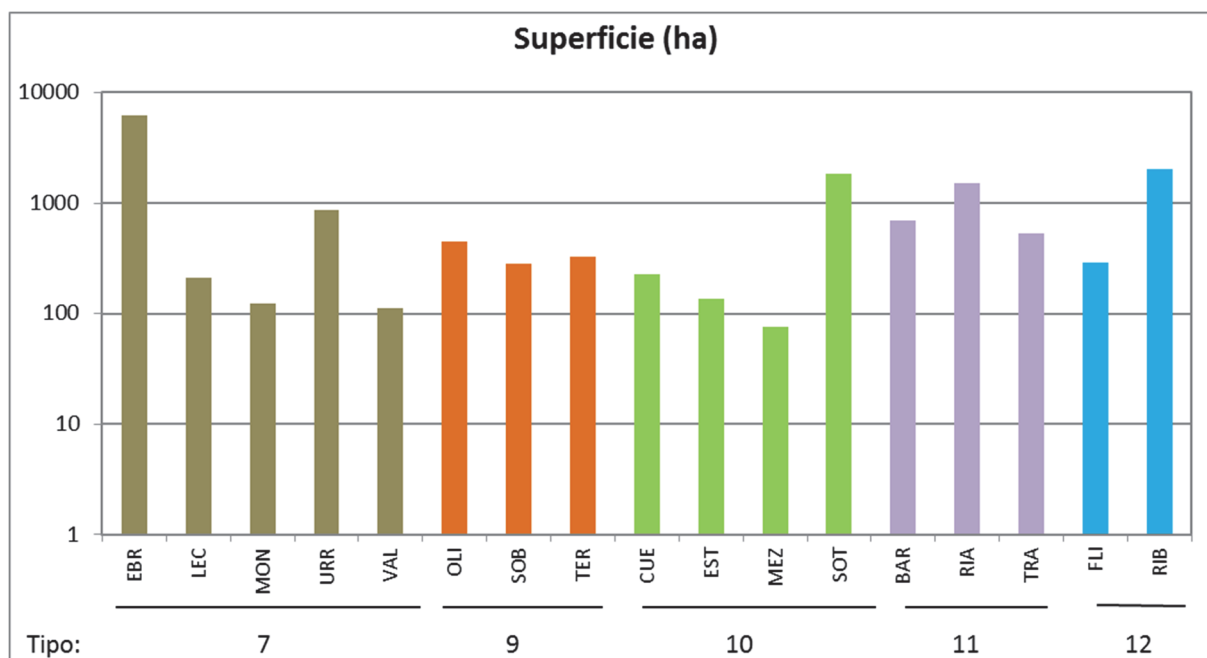


Figura 5. Superficie total (ha) de los embalses estudiados en 2018.

➤ Las masas de agua son de superficie muy variable, con un rango que oscila entre las 75 ha del embalse de Mezalocha, hasta las 6.273 ha del embalse del Ebro. La distribución de esta variable en el conjunto de embalses estudiados se representa en la figura 5. Como se puede observar, la gran mayoría de embalses superan las 100 ha, solo el embalse de Mezalocha no lo hace.

C) Profundidad máxima

En cuanto a la profundidad máxima del embalse, en condiciones de máximo almacenamiento, la situación es la siguiente:

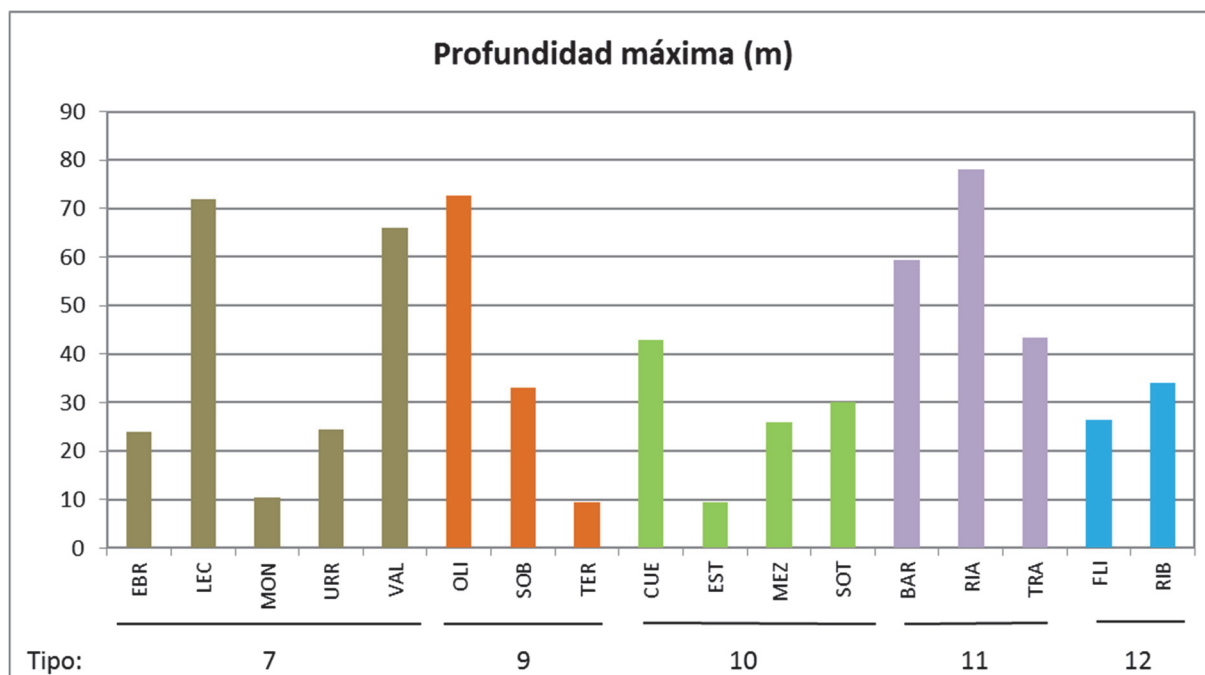


Figura 6. Profundidad máxima (m) de los embalses estudiados en 2018.

➤ Las masas de agua son de profundidad muy variable, con un rango de 9,5 a 78 m. Los valores mínimos se encuentran en los embalses de Terradets y La Estanca de Alcañiz con 9,5 m y máximo en Rialb con 78 m. La distribución de esta variable en el conjunto de embalses estudiados se representa en la figura 6. Se pueden observar dos grupos de embalses, separados por la profundidad de 50 m superada por 5 embalses.

D) Área de la cuenca

En cuanto al área de la cuenca vertiente que recoge las aportaciones al embalse, la situación es la siguiente:

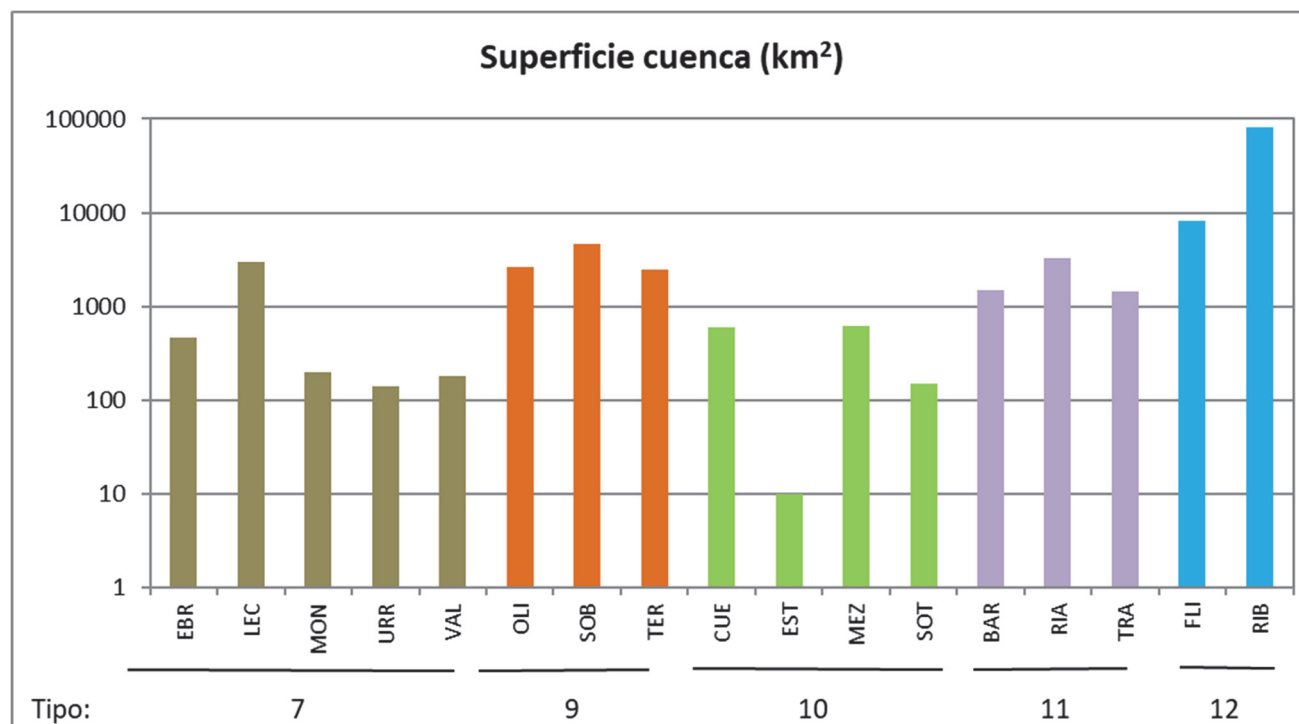


Figura 7. Extensión de la cuenca vertiente (km²) de los embalses estudiados en 2018.

➤ Los embalses estudiados durante 2018 reciben aportaciones desde cuencas vertientes con extensiones muy variables. El rango de áreas de cuenca va desde los 10 km² del embalse de La Estanca de Alcañiz, hasta los 81.045 km² de Ribarroja. La distribución de esta variable se representa en la figura 7. Como se puede apreciar, la mayoría de embalses estudiados tienen cuencas de aportación medianas, con solo un embalse con más de 10.000 km². Alrededor de un 47 % tienen cuencas de más de 1.000 km², siendo ésta, por tanto, la clase predominante. Un 41 % de los embalses estudiados tienen un tamaño de cuenca entre los 100 y los 1.000 km², mientras que el menor porcentaje, un 5,9 %, es para los embalses con un tamaño de cuenca inferior a los 100 km².

E) Tiempo de renovación

El tiempo de renovación hidráulico de las aguas de un embalse es una de las principales variables limnológicas del mismo, pues de él va a depender el estado de la masa de agua y la influencia que el curso fluvial ejerce sobre la misma. Los valores más bajos (figura 8) se han dado en embalses pequeños o medios de cursos fluviales importantes, siendo los mínimos, inferiores a un mes, en Ribarroja, Flix, Barasona, Oliana y Terradets. En los embalses de Flix y Terradets la circulación superficial del agua es observable a simple vista y se comporta prácticamente como un río. Otro embalse de mayor tamaño, pero con un caudal importante en su aportación es Rialb, donde el TRH es inferior a tres meses a pesar de ser un embalse con una gran capacidad.

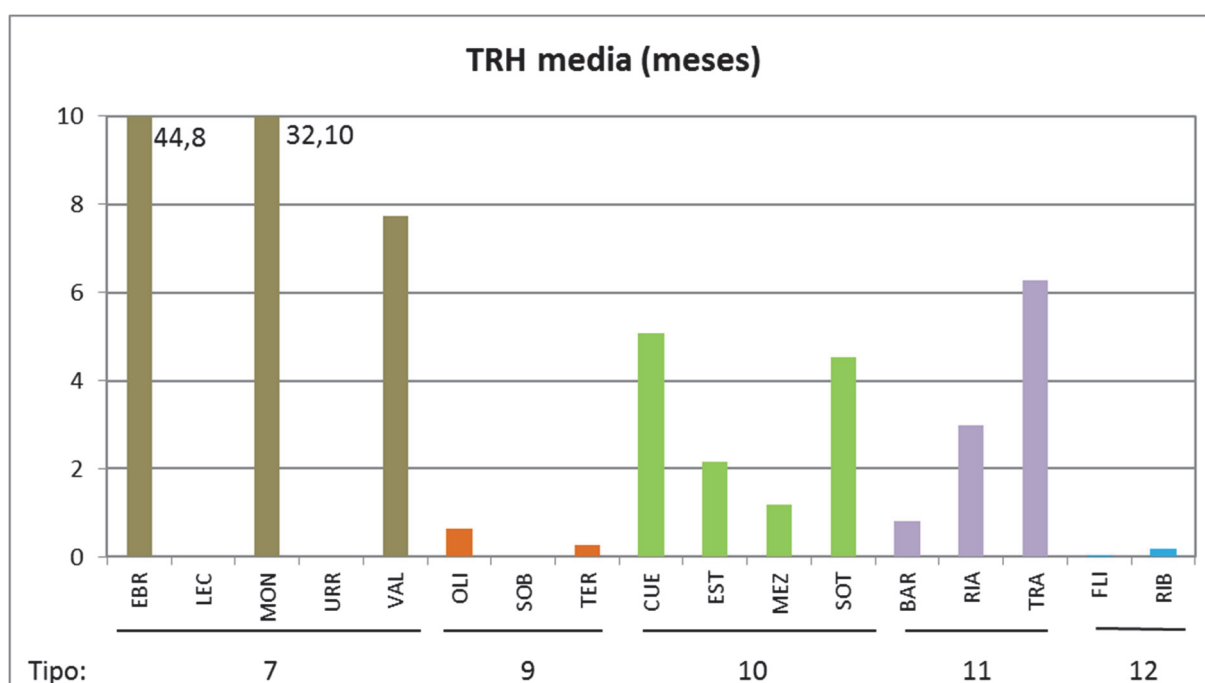


Figura 8. Tiempo de renovación de los embalses estudiados en 2018.

La renovación importante puede afectar a la estratificación. Los valores más elevados, por el contrario, se dan en embalses de cursos reducidos y escasa capacidad, como es el caso de Monteagudo de las Vicarías (32 meses), el máximo absoluto se registra en el embalse del Ebro aunque tenga una capacidad importante, con 44,78 meses. No había datos disponibles de los embalses de Lechago, Urrúnaga y Sobrón.

Tabla 7. Principales características hidro-morfométricas de los embalses.

CÓDIGO MAS	NOMBRE DEL EMBALSE	CÓDIGO ESTACIÓN	VOLUMEN TOTAL (hm ³)	SUPERFICIE (ha)	PROFUNDIDAD MÁXIMA (m)	PROFUNDIDAD MEDIA (m)	SUPERFICIE CUENCA (km ²)	TRH* MEDIO 2015 - 2018 (meses)	Hidroperiodo
1	Embalse del Ebro	EBR	540	6253	24	8,6	466	12,01	0,46
2	Embalse de Urrúnaga	URR	72	869	24,5	8,2	143	3,75	0,37
22	Embalse de Sobrón	SOB	20,11	282	33	7,1	4660	0,52	0,17
53	Embalse de Oliana	OLI	101,1	443	72,7	22,8	2675	0,90	0,61
56	Embalse de Barasona	BAR	92,2	693	59,5	13,3	1511	1,17	0,90
59	Embalse de Terradets	TER	33	330	9,5	7	2511	0,46	0,09
62	Embalse de Sotenera	SOT	189,38	1840	30	10,3	150	6,31	0,72
63	Embalse de Rialb	RIA	402	1505	78	28	3320	4,13	0,53
68	Embalse de El Val	VAL	25	112	66	-	179	8,51	0,42
71	Embalse de Mezalocha	MEZ	3,92	75	26	10	620	1,04	0,90
74	Embalse de Flix	FLI	11	290	26,3	-	8127	0,01	0,31
76	Embalse de La Tranquera	TRA	84,26	530	43,5	15,8	1470	5,83	0,82
80	Embalse de Cueva Foradada	CUE	22,08	229	43	12,7	600	5,26	0,57
87	Embalse de Lechago	LEC	18,16	210	72	17	2957	-	-
949	Embalse de Ribarroja	RIB	210	2029	34	10,3	81045	0,39	0,08
1022	Embalse de Estanca de Alcañiz	EST	6,88	135	9,5	5	10	1,49	0,44
1681	Embalse de Monteagudo de las Vicarias	MON	9,73	123	10,5	5	199	30,06	0,25

Fuente: Confederación Hidrográfica del Ebro / CEDEX.

*TRH: Tiempo de Residencia Hidráulica

-: Datos no disponibles

F) Características del hidropereodo

El hidropereodo del embalse describe el patrón estacional del nivel del agua durante el año hidrológico. Tiene importancia porque muestra la variación de niveles que ha presentado la masa de agua, diferenciando claramente los años de sequía de los años húmedos por un lado, y los embalses que tienen mayor variación de la cota de la lámina de agua de aquellos que presentan casi siempre un nivel constante o con pocas variaciones. Por ello, condicionará la presencia o ausencia de vegetación de ribera, el movimiento de sólidos, resuspensión de nutrientes y modificación de la zona fótica, aspectos que influyen en la calidad de la masa de agua.

Para estimar la variación, se ha calculado la relación entre los volúmenes mínimos y máximos registrados durante el año según la fórmula $1 - V_{\min}/V_{\max}$, de tal manera que el resultado tiende a cero cuando la variación de nivel es menor. Los resultados obtenidos se muestran en la figura 9.

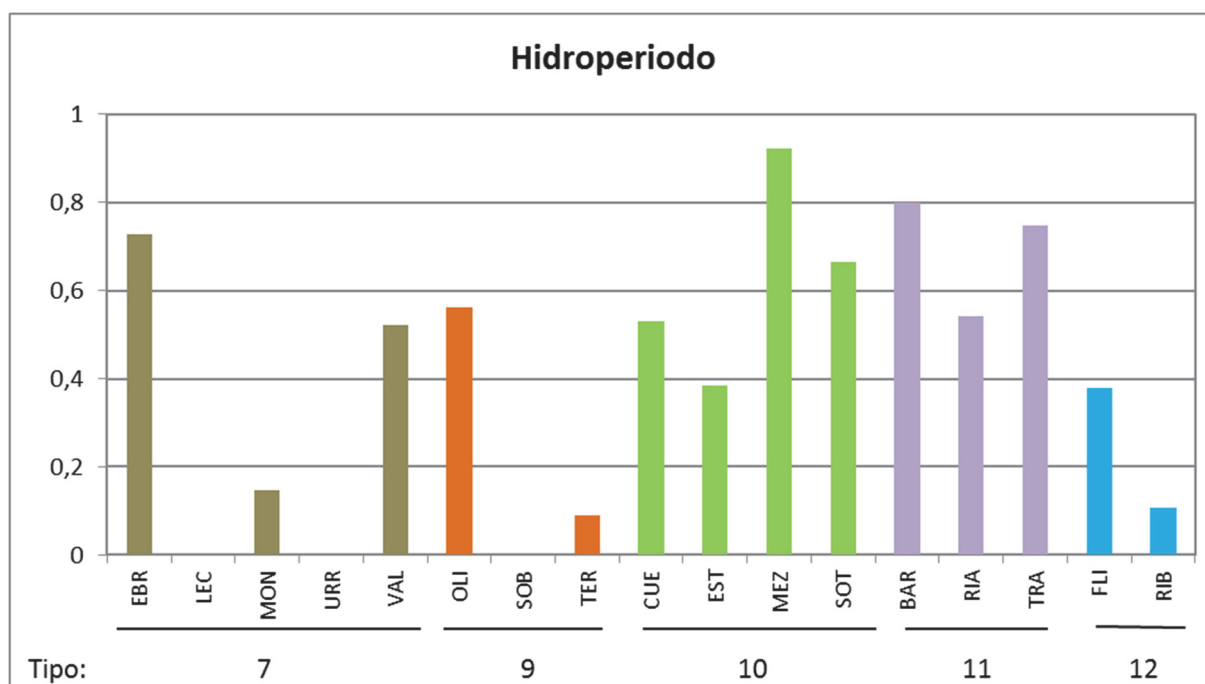


Figura 9. Hidropereodo de los embalses estudiados en 2018.

El patrón estacional del nivel del agua es muy variable para cinco embalses, con un hidropereodo superior a 0,6. Destacar las masas de Barasona y Mezalocha con un hidropereodo de variación de 0,8 o superior. Destacar también la estabilidad de Ribarroja y Terradets a pesar de su bajo tiempo de renovación. No había datos disponibles de los embalses de Lechago, Urrúnaga y Sobrón.

4.2. Características fisicoquímicas

4.2.1. Transparencia, temperatura, pH y conductividad

A continuación, se describen las variables transparencia, temperatura, pH y conductividad, para cada uno de los tipos de embalses, destacando los valores extremos y las tendencias generales de los datos. Una información más detallada puede ser consultada en los informes individuales elaborados para cada uno de los embalses. Asimismo, en el anexo 1 de esta memoria se muestran las tablas de resultados para cada uno de los embalses, ordenados por el código MAS.

A Tipo 7. Embalses de Ebro, Lechago, Monteagudo de las Vicarías, Urrúnaga y El Val. *Monomítico, calcáreo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15 °C, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos.*

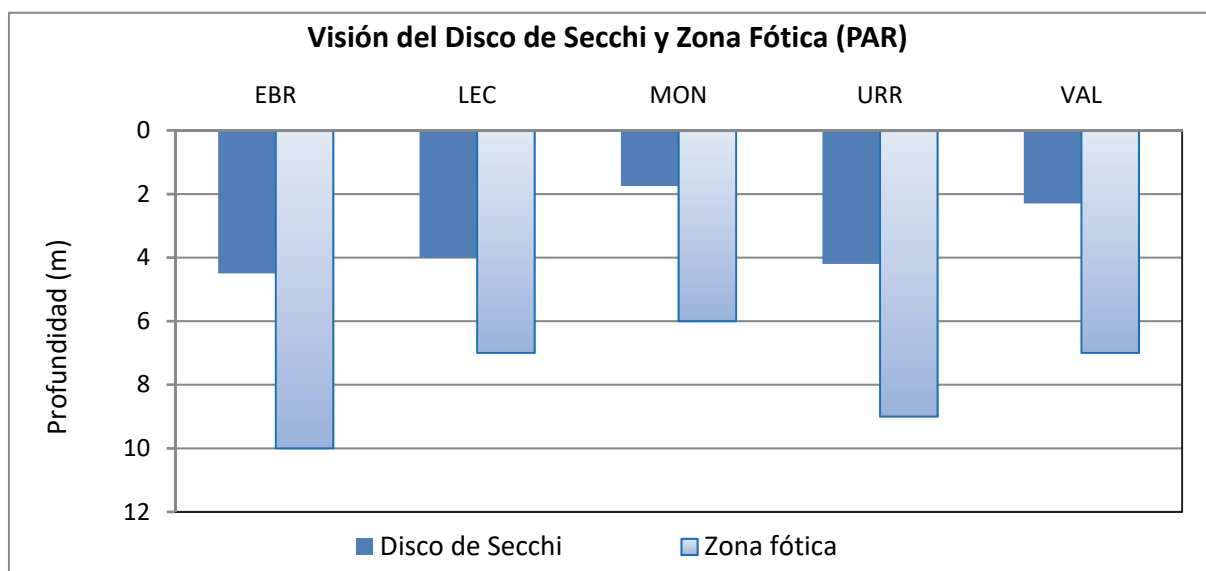


Figura 10. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 7.

➤ **La transparencia del agua** medida con el disco de Secchi (figura 10) varía entre 1,8 m en el embalse de Monteagudo de las Vicarías y los 4,5 m en Ebro. La media obtenida para este tipo de embalses (3,4 m) la más alta de todos los grupos. Por otro lado, la zona fóptica, en adelante ZF, medida fotoeléctricamente mediante medidor de PAR (figura 10) muestra unos valores relacionados con la transparencia del disco de Secchi, aunque las características minerales y el tipo de agua modifican la penetración de la luz y por ello la extensión de la ZF,

haciendo que en muchos casos no se cumpla la relación $ZF = 2,5 \times DS$. Por ejemplo, en el embalse de Lechago la ZF alcanza los 7 m de profundidad, en lugar de 10 m, siendo el embalse con mayor diferencia entre los dos métodos de obtención de la ZF. Mientras que Monteagudo de la Vicarías y El Val registran una ZF mayor con el medidor de PAR que con menor profundidad de visión del DS.

➤ Los valores de **la temperatura** media en la ZF de los embalses del tipo 7 es de 21,8 °C, con un mínimo de 20,9 en Lechago, y un máximo de 23,3 °C en Monteagudo de las Vicarías. En el momento del muestreo no presentan estratificación térmica dos de los cinco embalses: Ebro y Monteagudo de las Vicarías.

➤ En general, **los valores de pH** de este grupo en la ZF presentan una media de 8,0. Se alcanza un máximo de 8,4 en el embalse de El Val y un mínimo de 7,6 en el embalse de Lechago.

➤ Asimismo, los datos de **la conductividad** media en la ZF (figura 11) varían de los 159 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el embalse de Urrúnaga, a los 1138 $\mu\text{S}/\text{cm}$ del embalse de Lechago (máximo del ESTUDIO). El valor medio del tipo es de 546 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

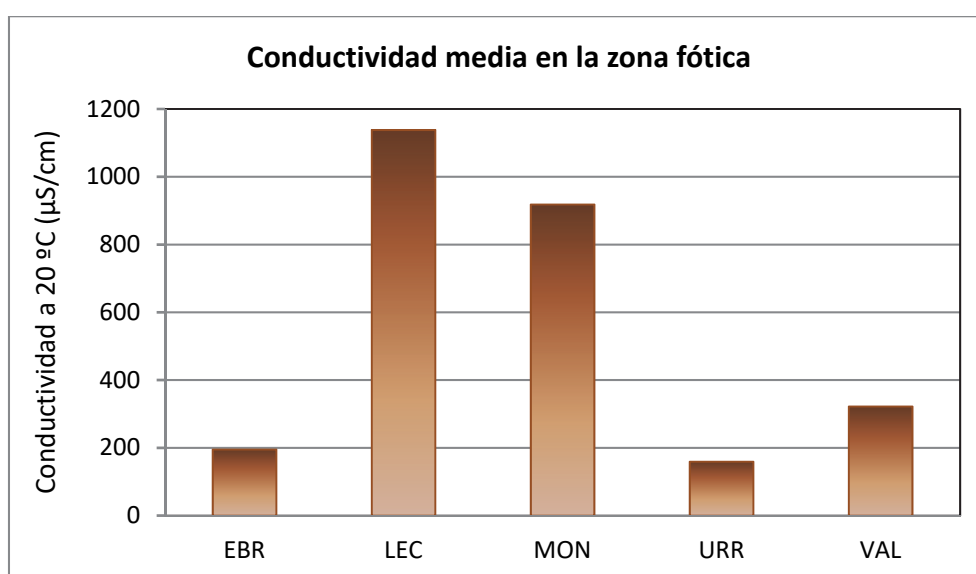


Figura 11. Conductividad media de la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 7.

B Tipo 9. Embalses de Oliana, Sobrón y Terradets. Monomítico, calcáreo de zonas húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal.

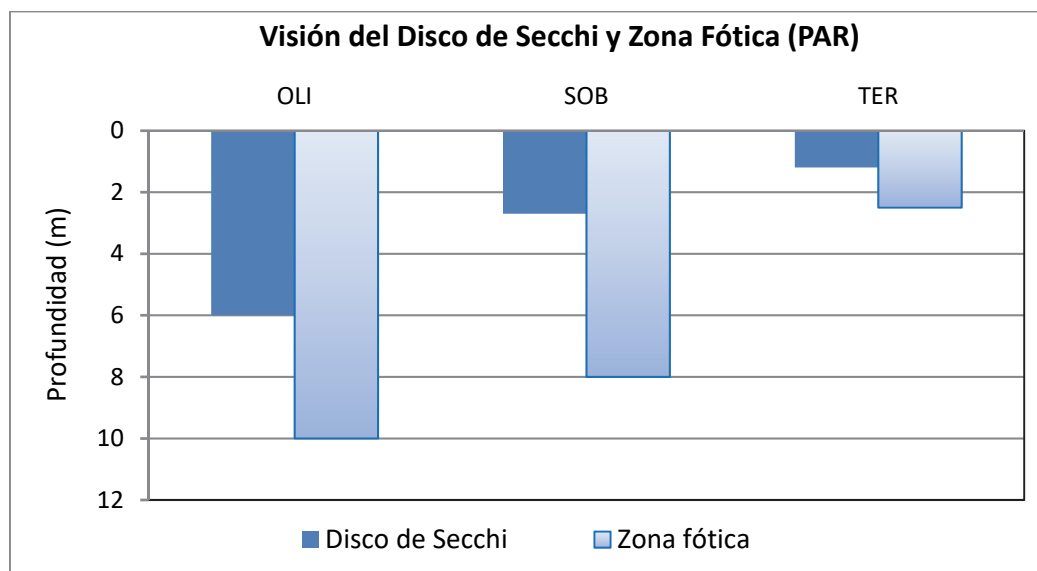


Figura 12. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fótica medida por PAR en los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 9.

➤ **La transparencia media del agua** de los embalses de tipo 9 (figura 12) es la segunda más alta de todos los tipos, siendo su media de 3,3 m. El embalse de Terradets presenta la menor transparencia del grupo con 1,2 m. Destacar que en el embalse de Oliana, aunque la visión del disco de Secchi sea de 6 metros, la ZF determinada con el medidor fotoeléctrico fue de tan solo 10 m.

➤ **La temperatura** media en la ZF de los embalses de tipo 9 es de 20,1 °C, la más baja de todo el ESTUDIO. Las temperaturas mínima y máxima se han medido en Terradets y Sobrón respectivamente (16,3 y 22,2 °C). En cuanto a la estratificación térmica, en el momento de los muestreos solo Terradets no mostraba una termoclina definida.

➤ **El pH** es en todos ligeramente alcalino, con un valor promedio de 8,1. Los valores medios obtenidos para la ZF oscilan entre los 8,0 de Terradets y los 8,1 de Oliana y Sobrón.

➤ **La conductividad** registrada en este tipo (figura 13) presenta un valor medio de 288 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con poca dispersión de valores, entre los 185 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de Terradets y los 463 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de Sobrón.

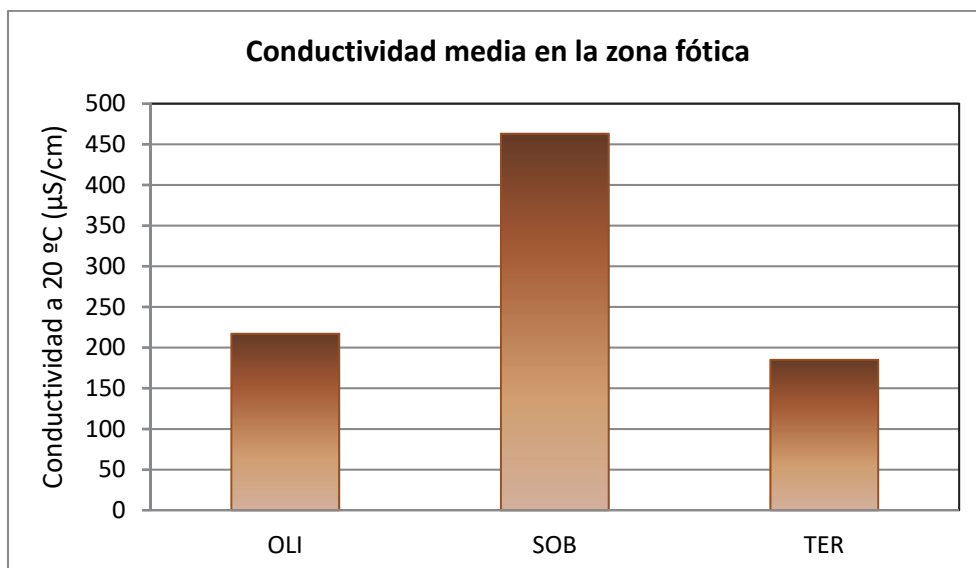


Figura 13. Conductividad media de la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 9.

C Tipo 10. Embalses de Cueva Foradada, La Estanca de Alcañiz, Mezalocha y La Sotonera. *Monomítico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos.*

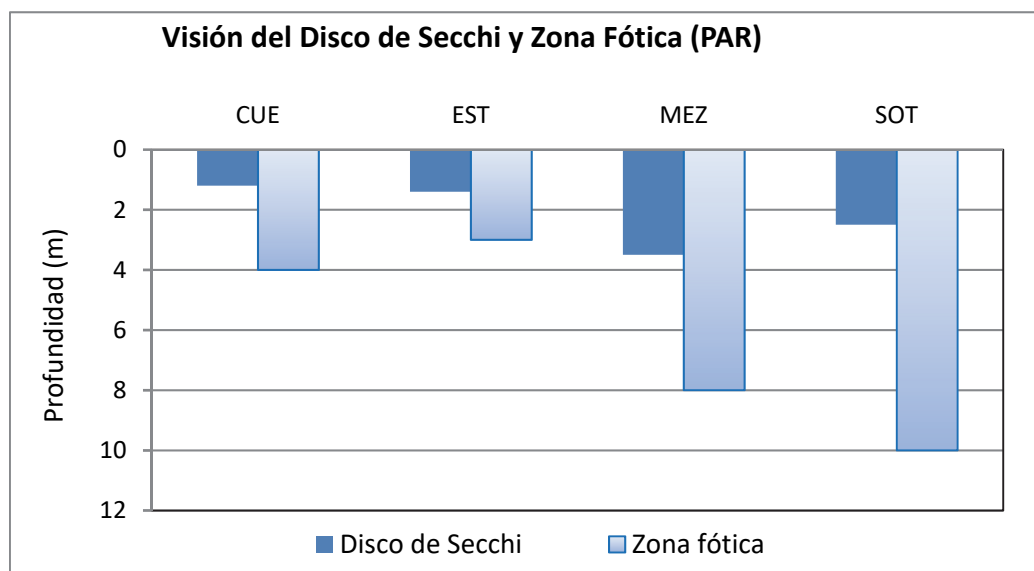


Figura 14. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fótica medida por PAR en los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 10.

➤ **La transparencia del agua** es muy variable. Toma el valor máximo para este tipo de embalses en el de Mezalocha con 3,5 m y el valor mínimo en el embalse de Cueva Foradada con 1,2. El valor medio se sitúa en 2,2 m, la más baja de los grupos. La mayor discrepancia entre los dos métodos de obtención de la ZF se observó en el embalse de La Sotonera, con una diferencia de 3,7 m, de hecho aunque la visión del disco de Secchi es 1 metro menor que en el embalse de Mezalocha, la ZF es 2 metros mayor.

➤ **La temperatura** media en la ZF de los embalses del tipo 10 presenta una media de 23,7 °C, la más alta junto a la del tipo 12. Oscila desde los 20,9 °C de Mezalocha hasta los 26,4 °C de La Estanca de Alcañiz, temperatura máxima del ESTUDIO. Mezalocha se encontraba estratificado en el momento del muestreo.

➤ **El pH** de los embalses de tipo 10 es, en general, alcalino, con un valor promedio de 8,2 para este tipo, con una variación entre embalses que va desde los 8,0 del embalse de Cueva Foradada, hasta los 8,5 del embalse de La Sotonera.

➤ **La conductividad** registrada en los embalses de este tipo presenta un valor medio de 618 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El valor más bajo corresponde a La Sotonera, con 345 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mientras que el valor máximo se ha medido en el embalse de Cueva Foradada con 954 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

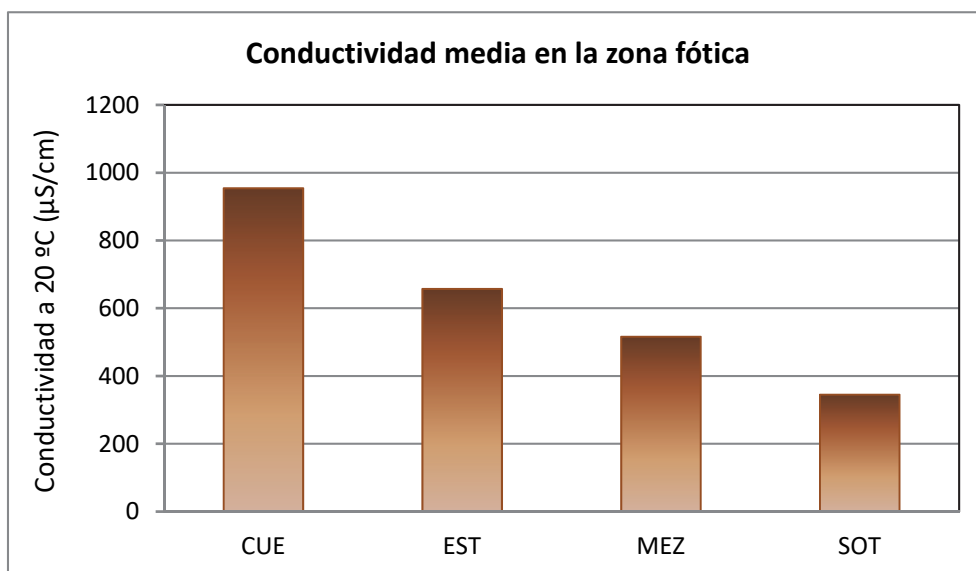


Figura 15. Conductividad media de la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 10.

D Tipo 11. Embalses de Barasona, Rialb y La Tranquera. Monomítico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal.

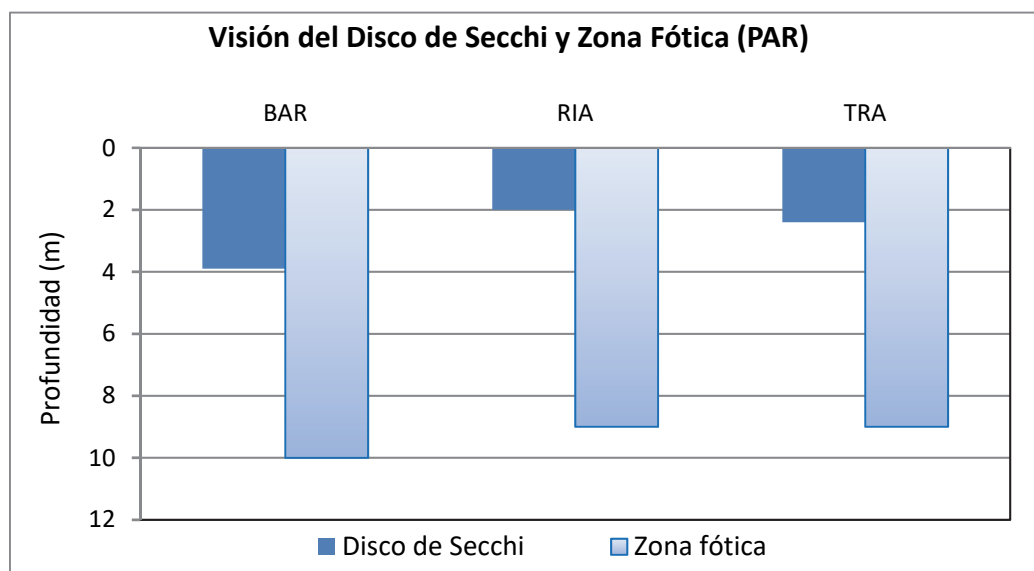


Figura 16. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 11.

➤ En los embalses del tipo 11, **la transparencia (DS)** alcanza un valor medio de 2,8 m, igual a la media general de los embalses, observándose el valor mínimo en Rialb con 2,0 m de profundidad del DS y el máximo en Barasona con un valor de 3,9 m. La ZF estimada por el medidor de PAR es mucho mayor que la ZF determinada mediante la profundidad del DS para los embalses de Rialb y La Tranquera.

➤ **La temperatura** en la ZF de los embalses de tipo 11 presenta una media de 23,1 °C. La temperatura máxima para la media de la ZF fue medida en el embalse de Rialb, con 23,9 °C. La mínima se registra en el embalse de Barasona, con 22,1 °C. En el momento del muestreo solo el embalse de La Tranquera no se encontraba estratificado.

➤ Asimismo, **los valores de pH** registrados en la ZF presentan una media de 8,2. Se ha observado el valor mínimo en el embalse de Rialb, con un pH de 8,1, mientras que en el resto de embalses se registraba un pH de 8,2.

➤ **Los valores de conductividad** alcanzaron sus niveles más altos en el embalse de La Tranquera con un valor de 655 $\mu\text{S}/\text{cm}$, siendo el valor más bajo el registrado en el embalse de Rialb con 238 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La media del grupo se sitúa en 381 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

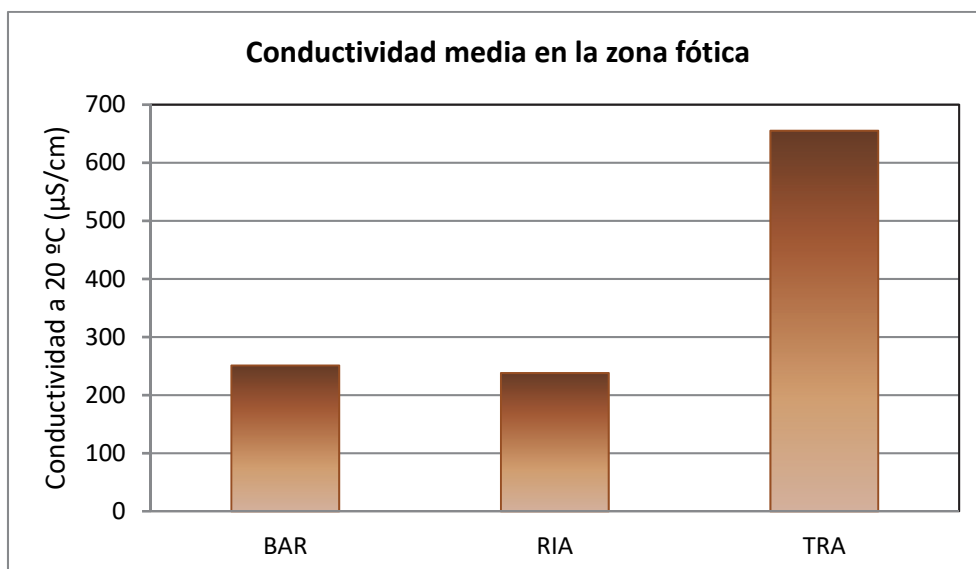


Figura 17. Conductividad media de la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 11.

E Tipo 12. Embalse de Flix y Ribarroja. Monomítico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a tramos bajos de ejes principales.

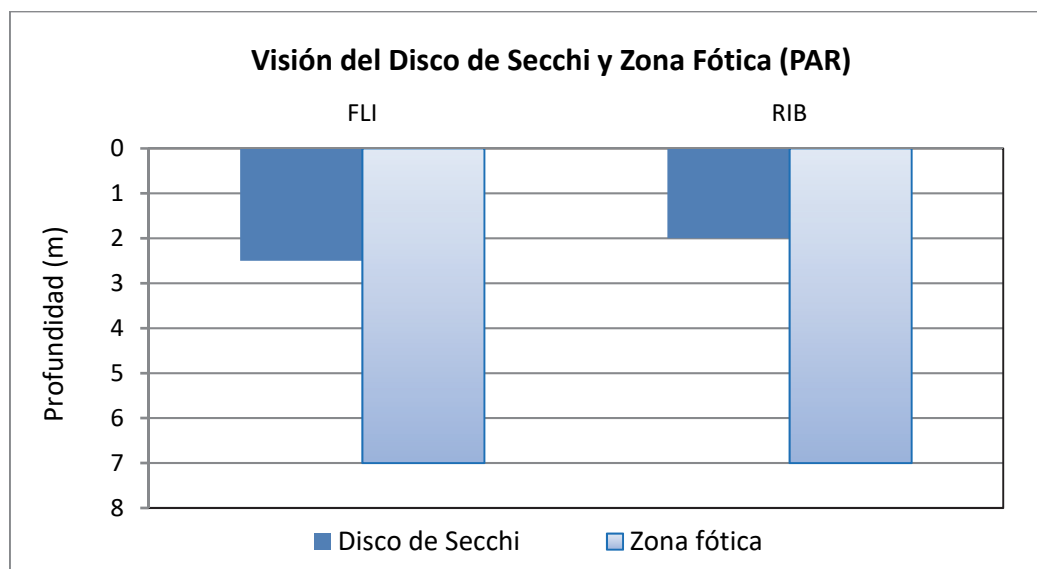


Figura 18. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 12.

➤ En los embalses del tipo 12, **la transparencia (DS)** alcanza un valor medio de 2,3 m, la más alta de todos los grupos. El valor de la ZF estimada por el medidor de PAR fue el mismo en los dos embalses, aunque la profundidad de visión del DS fue 0,5 m menor en el embalse de Ribarroja.

➤ **La temperatura** en la ZF de los embalses de tipo 12 presenta una media de 23,7 °C. La temperatura máxima para la media de la ZF fue medida en el embalse de Ribarroja, con 24,7 °C. La temperatura mínima se observó en el embalse de Flix, con 22,7 °C. Ninguno de los dos embalses se encontraba estratificado en el momento de muestreo.

➤ Asimismo, **los valores de pH** registrados en la ZF presentan una media de 8,1, registrándose el valor máximo en el embalse de Ribarroja, 8,3, y el mínimo en el embalse de Flix, con un pH de 7,9.

➤ **Los valores de conductividad** en este grupo alcanzaron un nivel medio de 679 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Con el valor más alto en el embalse de Flix con 710 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y el valor más bajo en el embalse de Ribarroja con 649 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

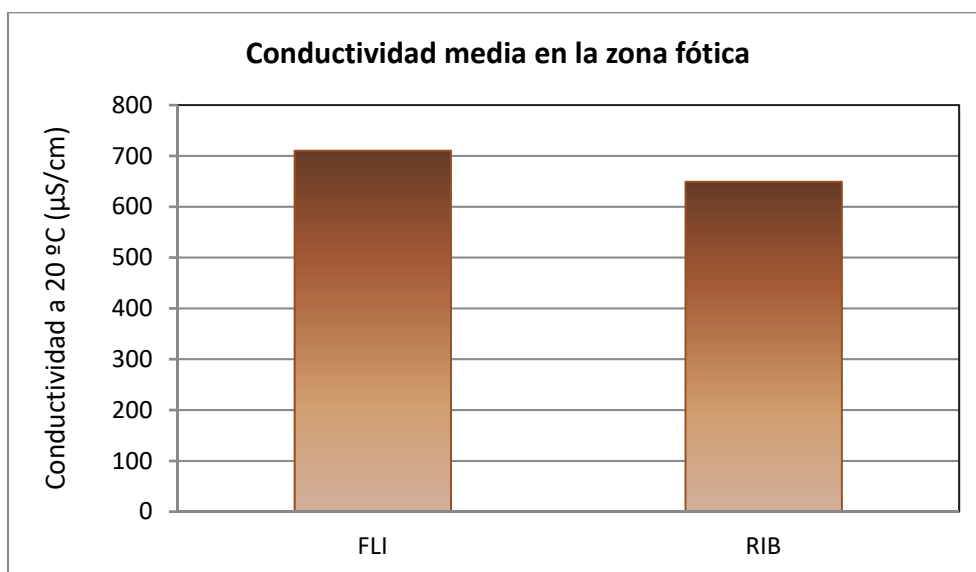


Figura 19. Conductividad media de la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 12.

Análisis global de resultados por tipos de embalses.

La transparencia del agua evaluada como la profundidad de visión del Disco de Secchi, presentan los valores más elevados en los embalses de tipo 7, frente al tipo 10 que presenta los valores más bajos (figura 20).

El máximo absoluto correspondió a Oliana (tipo 9), con 6 m. Los valores mínimos de transparencia (1,2 m) se registraron en los embalses de Terradets del tipo 9, y de Cueva Foradada del tipo 10.

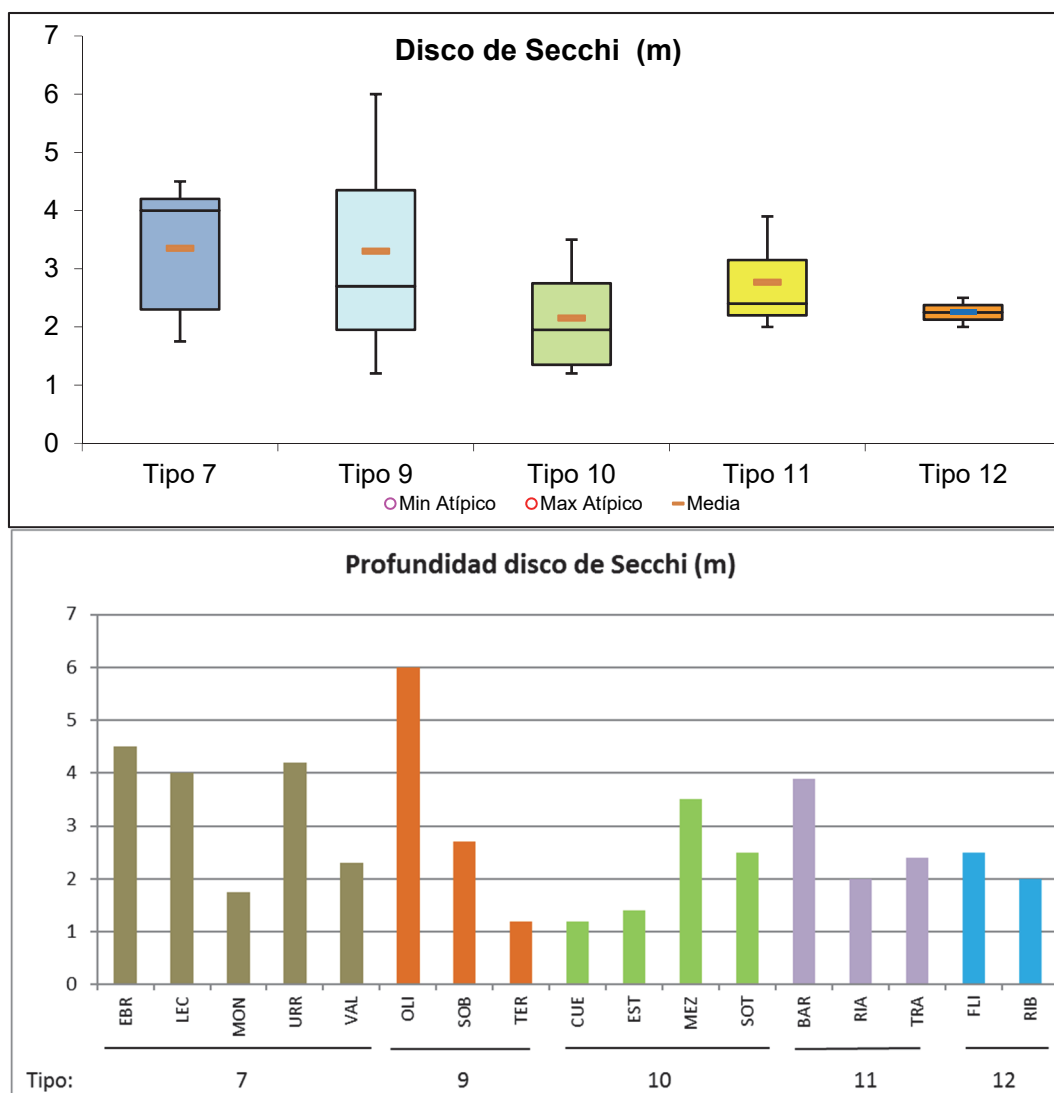


Figura 20. Transparencia (DS) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Tipos: 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos.

En cuanto a **la temperatura** de los embalses, considerando la media en la ZF (menos influenciada que la superficial por las condiciones meteorológicas inmediatas o por la hora del muestreo), observamos en la figura 21 que las temperaturas medias de los tipos aumentan progresivamente del tipo 7 al tipo 12, aunque las mínimas se dan en el tipo 9. La diferencia entre la temperatura mínima del tipo 9 (20,07 °C) y la máxima del tipo 12 (23,72 °C), es de casi cuatro grados. Destacar la temperatura máxima absoluta del tipo 10 en el embalse de La Estanca de Alcañiz con 26,40 °C. La relación directa y negativa de la temperatura media en la ZF con la altitud del embalse no se puede apreciar este año (figura 22) debido a la temperatura tan parecida en todos los embalses. Esta relación no es significativa ($r=0,601$; $n=17$; $p>0,1$).

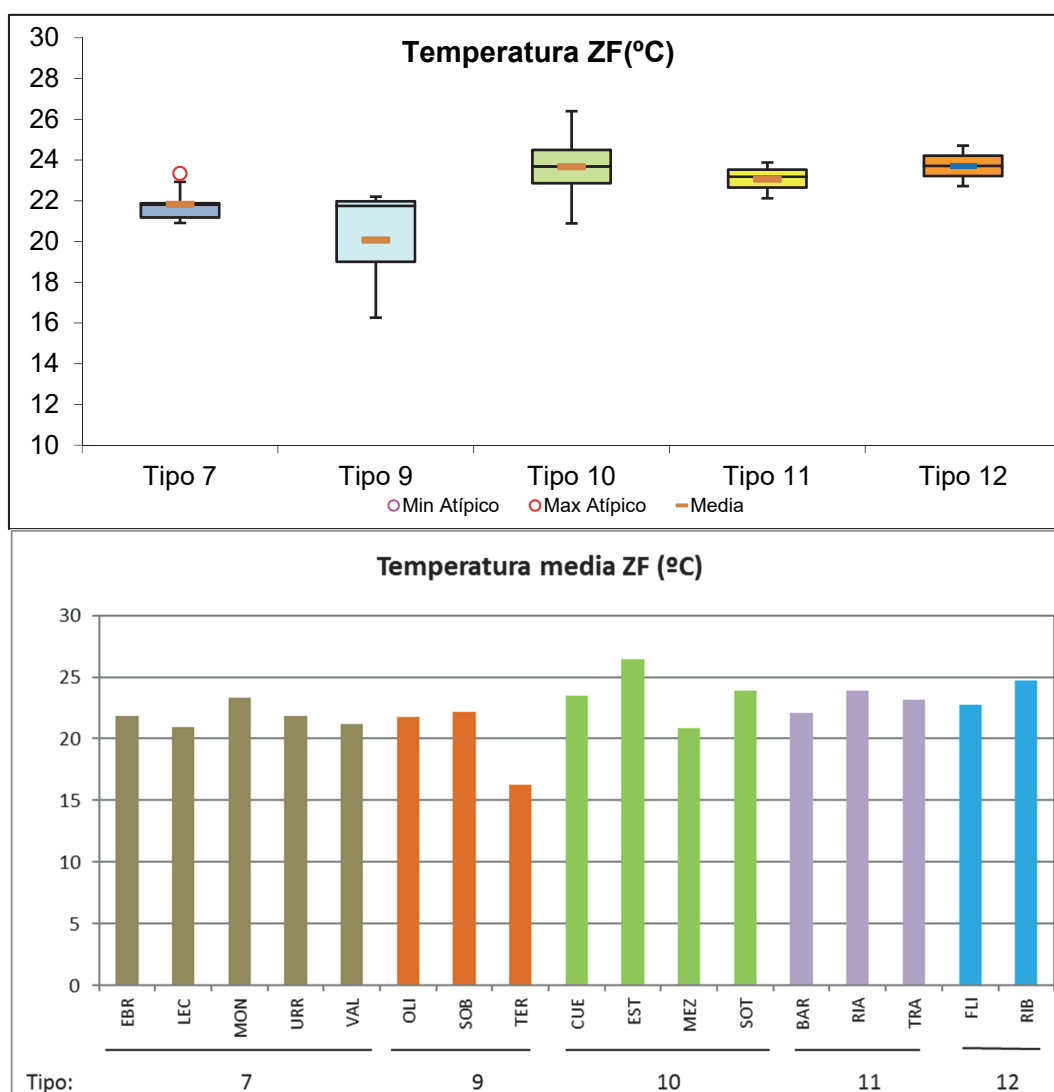


Figura 21. Valores de temperatura (media en la zona fótica) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 20.

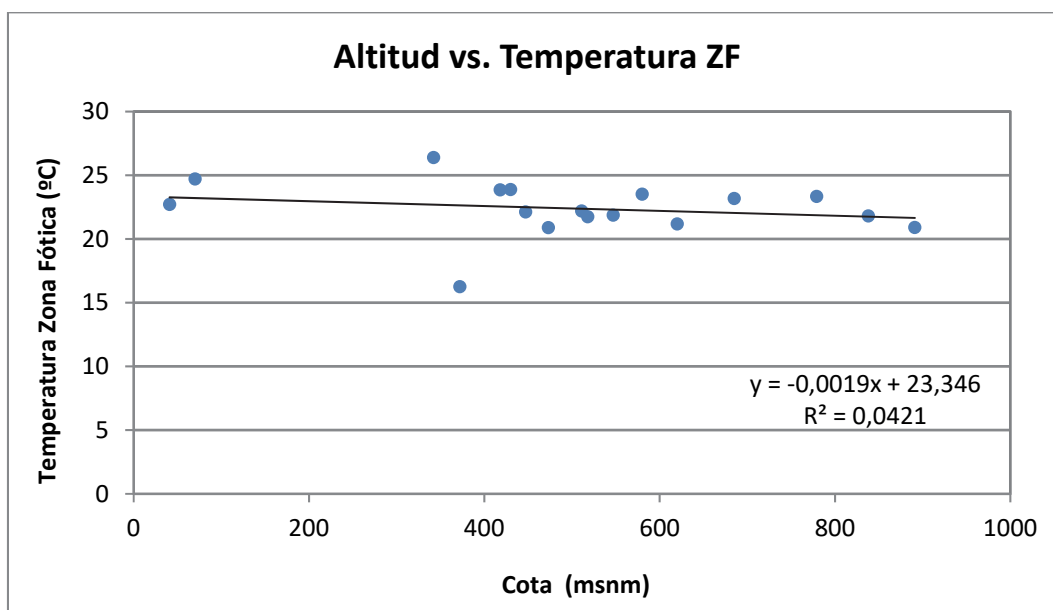


Figura 22. Regresión lineal de la temperatura (media zona fótica) frente a la altitud (en la presa).

En la siguiente figura 23 se muestran dos ejemplos de perfiles térmicos, un embalse bien estratificado (Oliana) y otro no estratificado (Ribarroja).

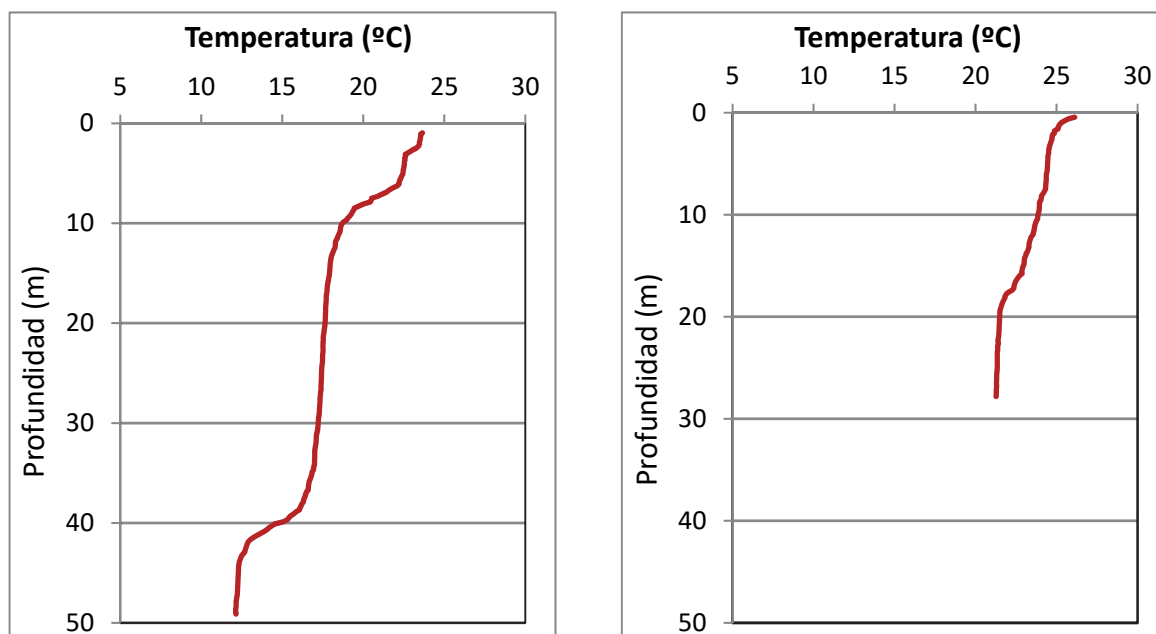


Figura 23. Perfiles de temperatura para los embalses de Oliana (izquierda) y Ribarroja (derecha) en 2018.

Respecto al pH (media de la ZF), resaltan los valores de pH más bajos en el tipo 7 (figura 24). El resto de los tipos tienen medias similares, siendo el promedio más elevado el del tipo 11. El valor puntual más alto se ha observado en el embalse de El Val (tipo 7) a 1 m de profundidad, con un valor de 8,52, y el más bajo en los embalses de Terradets (tipo 9) a 13 m de profundidad y Cueva Foradada (tipo 10) a 5,5 m de profundidad, con un valor de 7,40.

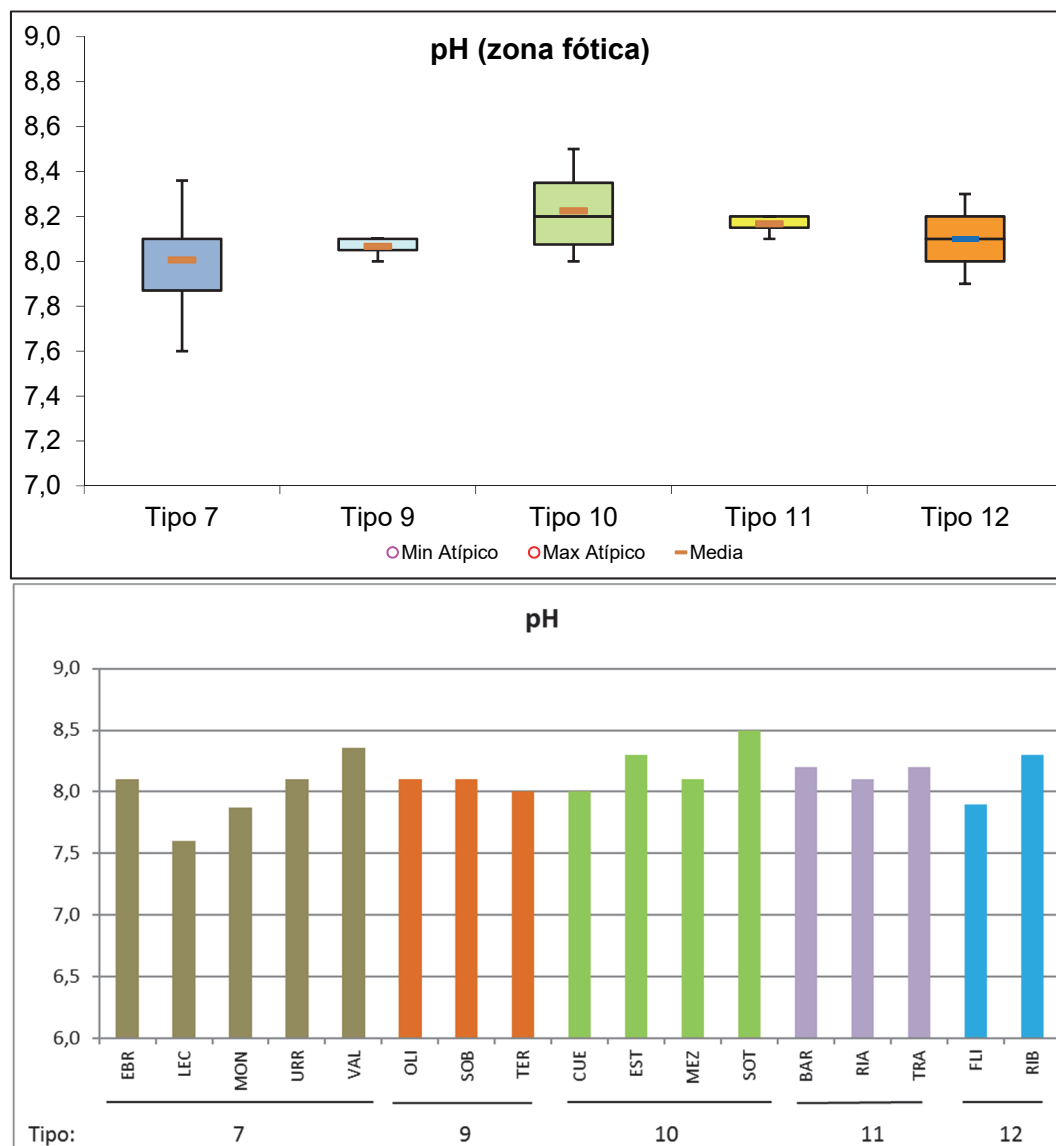


Figura 24. Valores de pH (media de la zona fótica) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 20.

La tendencia general observada en los perfiles de pH es un descenso con la profundidad, detectando un máximo epilimnético coincidente con la zona de máximo oxígeno. Los ejemplos de la figura 25, muestran los embalses de Urrúnaga con un máximo epilimnético y un mínimo metalimnético y Barasona con un máximo metalimnético y un mínimo hipolimnético.

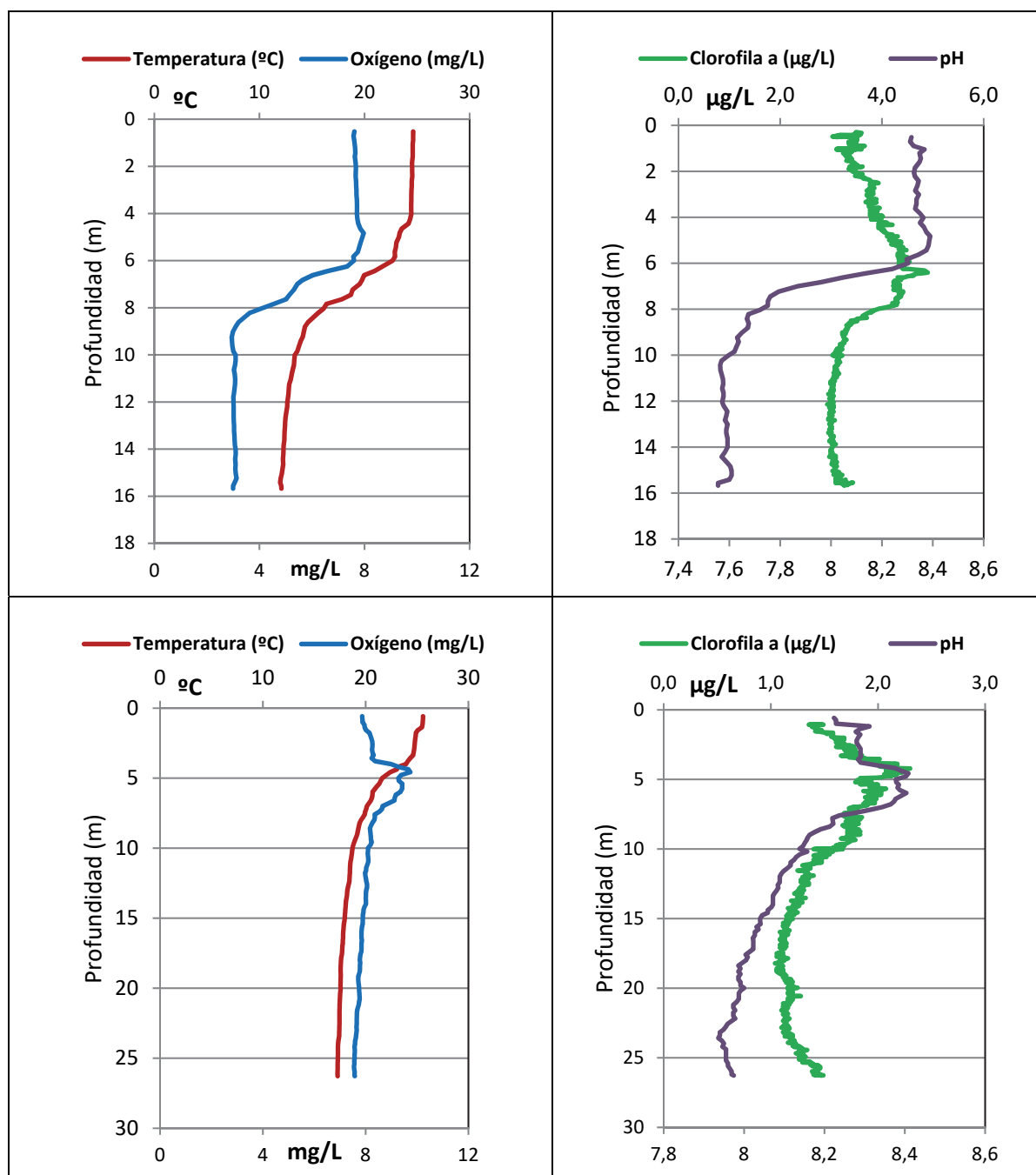


Figura 25. Perfiles verticales de oxígeno, temperatura, Clorofila a y pH para los embalses de Urrúnaga (arriba) y Barasona (abajo), en la campaña de 2018.

Los cambios de pH dentro de un mismo cuerpo de agua están relacionados principalmente con la concentración de dióxido de carbono, el cual tiene carácter de ácido débil. Los organismos vegetales demandan dióxido de carbono durante la fotosíntesis, de tal forma que este proceso determina en parte la fluctuación de pH y es así como se eleva durante el día debido a la actividad fotosintética y disminuye en la noche por la respiración y por ello también varía a lo largo de la columna de agua.

Respecto a la **conductividad** media en la zona fótica (figura 26), el valor más elevado se da en el tipo 12 con 679 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de media. Mientras que el valor más bajo se da en el tipo 9, con 288 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El valor más alto se ha registrado en el embalse de Lechago (tipo 7) con 1138 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

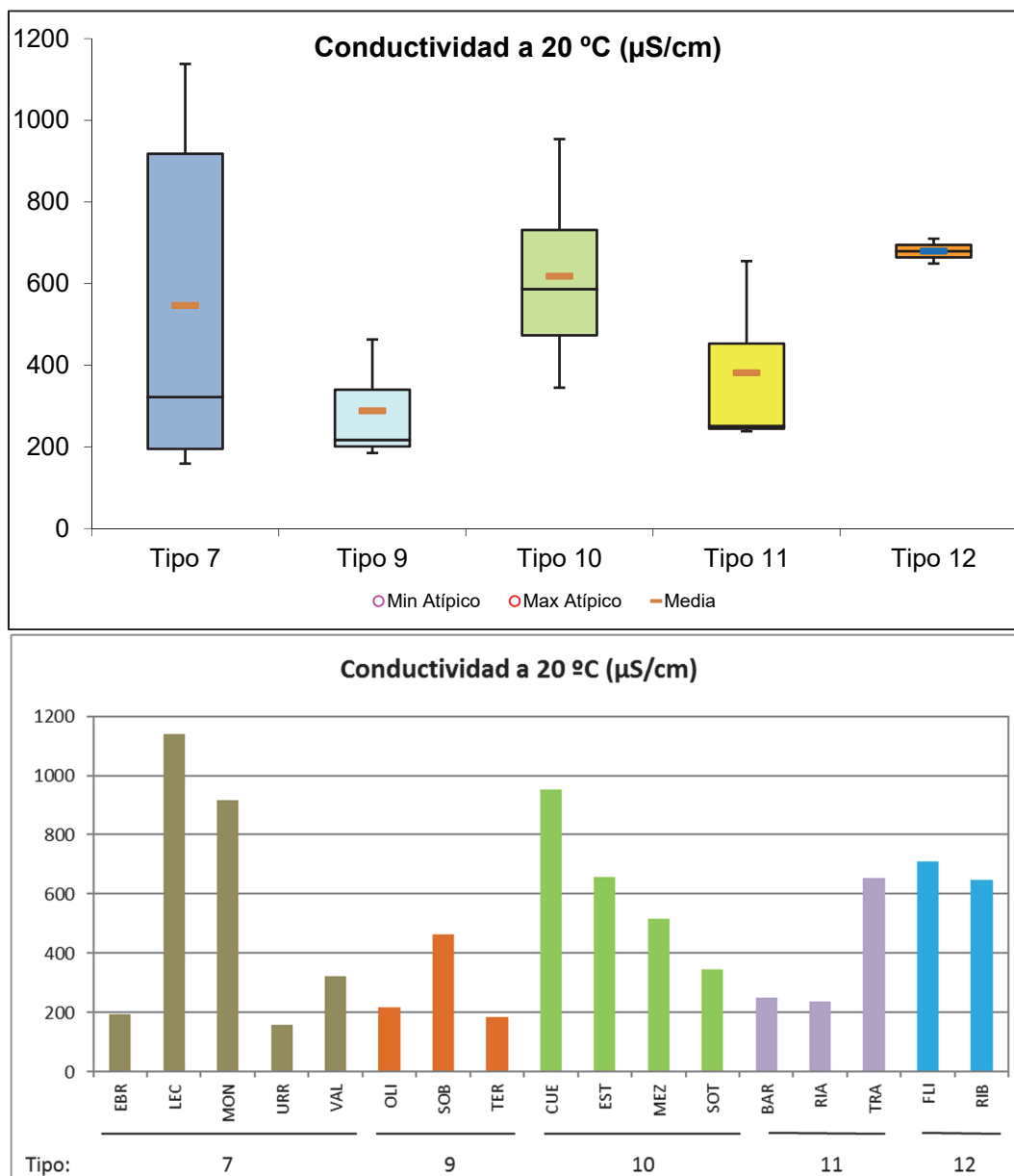


Figura 26. Valores de conductividad media (zona fótica) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 20.

El dato extremo, máximo absoluto del ESTUDIO, se encuentra en el fondo del embalse de Lechago, con un valor de 1685 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La tendencia general observada (en los casos de variabilidad de la conductividad en profundidad) es un aumento paulatino de conductividad con la profundidad, con valores mínimos en superficie. Se encuentran algunas excepciones en embalses como La Estanca de Alcañiz, Rialb y Sobrón, donde se alcanzan mínimos de conductividad en el metalimnion o en el hipolimnion. En cambio, en los embalses de Barasona, Ebro y Oliana el máximo de conductividad se registra hipolimnion o el metalimnion. En los demás embalses las variaciones son poco relevantes.

Las anomalías de la conductividad en el perfil vertical hay que explicarlas ayudándonos del perfil de valores de otras variables, para tratar de establecer la existencia de corrientes de densidad en capas concretas del perfil o aumentos debidos a la disolución de sales del sustrato o a la redisolución de compuestos que precipitan en el epi-metalimnion y se redisuelven y acumulan en el hipolimnion por cambios de la solubilidad, por ejemplo de los carbonatos en función de la concentración de CO_2 y el pH, entre otras muchas causas a estudiar en cada caso concreto.

La figura 27 muestra un ejemplo de las variaciones que pueden observarse en el perfil vertical en dos embalses en concreto, el de Ebro, donde el máximo de conductividad se encuentra en el metalimnion, y el de Sobrón donde la conductividad registra el valor mínimo en el hipolimnion. En este embalse esta situación es diferente a otros años, cuando el valor máximo se situaba en el hipolimnion. También destacar que esta zona del embalse este año no se encuentra en condiciones de baja oxigenación, lo cual indicaría posiblemente que haya habido una renovación de las aguas.

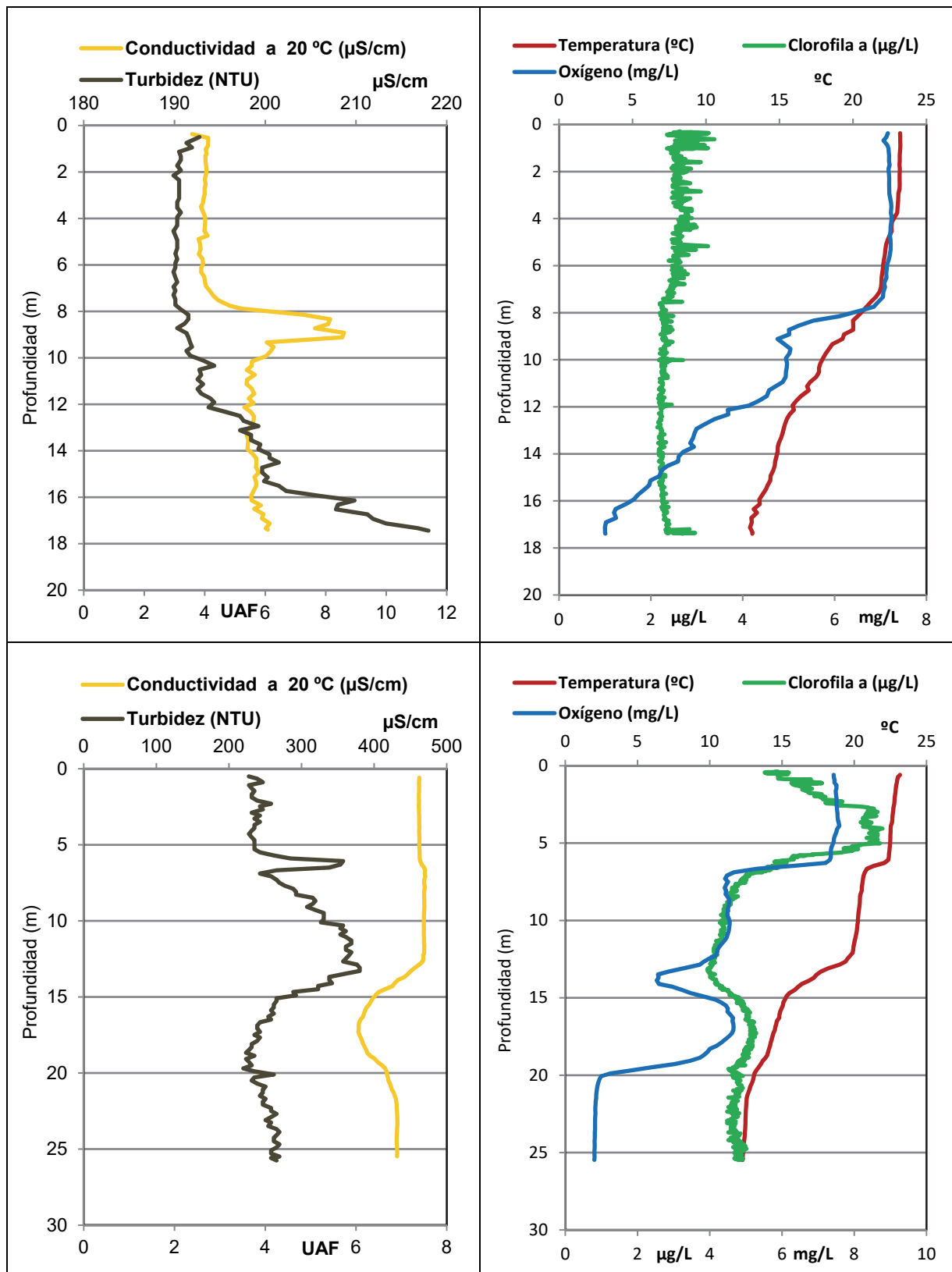


Figura 27. Perfiles de conductividad, temperatura, Clorofila a y oxígeno para los embalses de Ebro en la parte superior, y Sobrón en la parte inferior, durante la campaña de 2018.

4.2.2. Alcalinidad

Las tendencias observadas en relación con la alcalinidad medida en la ZF (muestra integrada) se muestran en la figura 28. El tipo 7 muestra el valor más bajo de alcalinidad, con 1,8 meq/L. Los embalses de tipo 11 (calcáreo / no húmedo / red principal) muestran las alcalinidades más elevadas con valores de 2,3 meq/L. Puntualmente, el valor más elevado se ha registrado en la muestra integrada de Sobrón (tipo 9) con 3,40 meq/L., el valor más alto de todo el ESTUDIO.

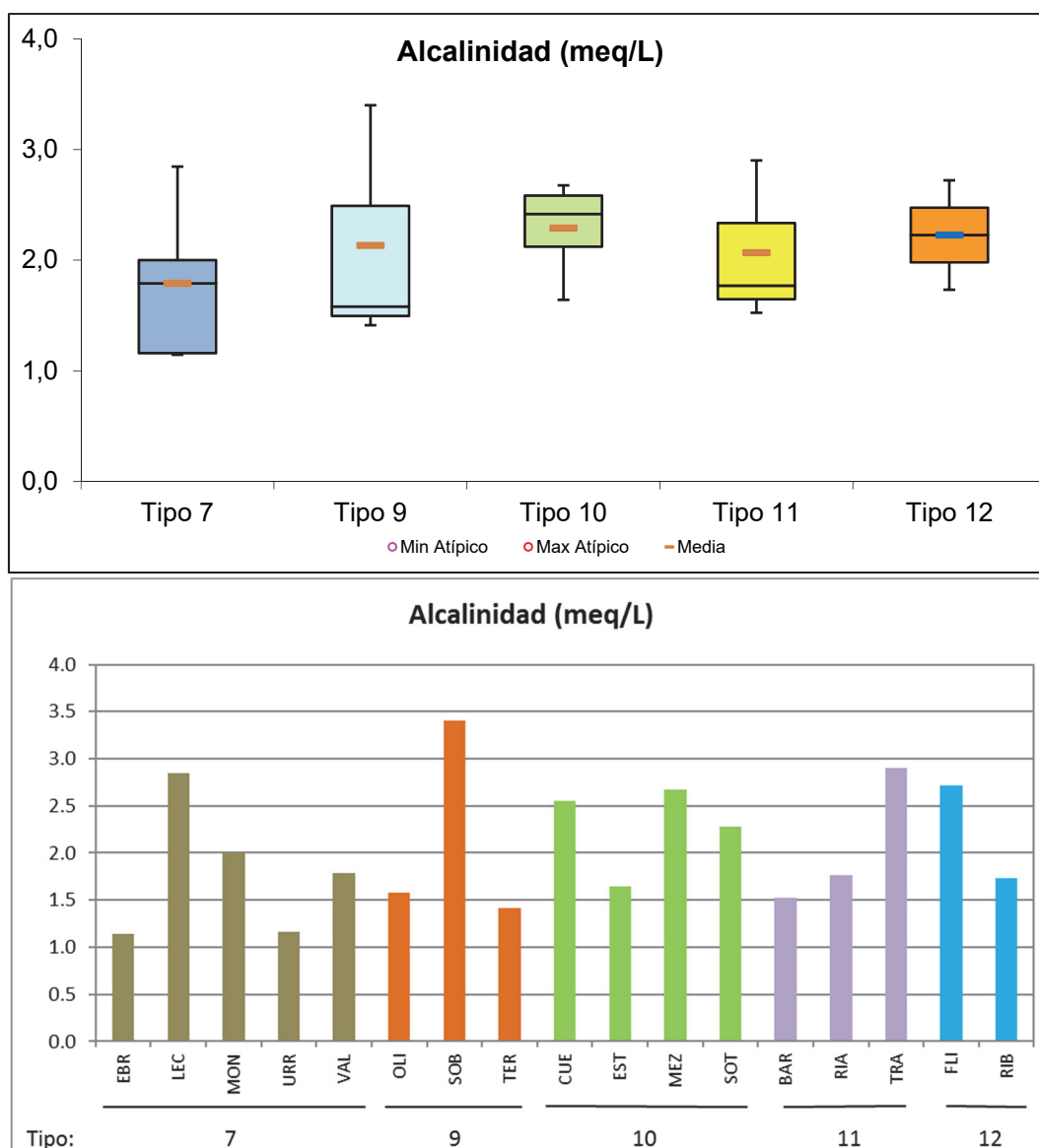


Figura 28. Valores de alcalinidad para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 20.

4.2.3. Turbidez

La turbidez fue baja en casi todos los tipos de embalses (figura 29), aunque si se aprecia un valor bastante más bajo en el tipo 11, con una media de 2,3 UAF. El valor más alto es el del tipo 9 con 16,0 UAF. El valor promedio para todos los embalses se encuentra en 5,6 UAF. El valor más bajo en la muestra integrada corresponde a Oliana con 0,94 UAF, tipo 7, mientras que el valor máximo de todos los embalses es para el embalse de Terradets con 43,44 UAF, tipo 9.

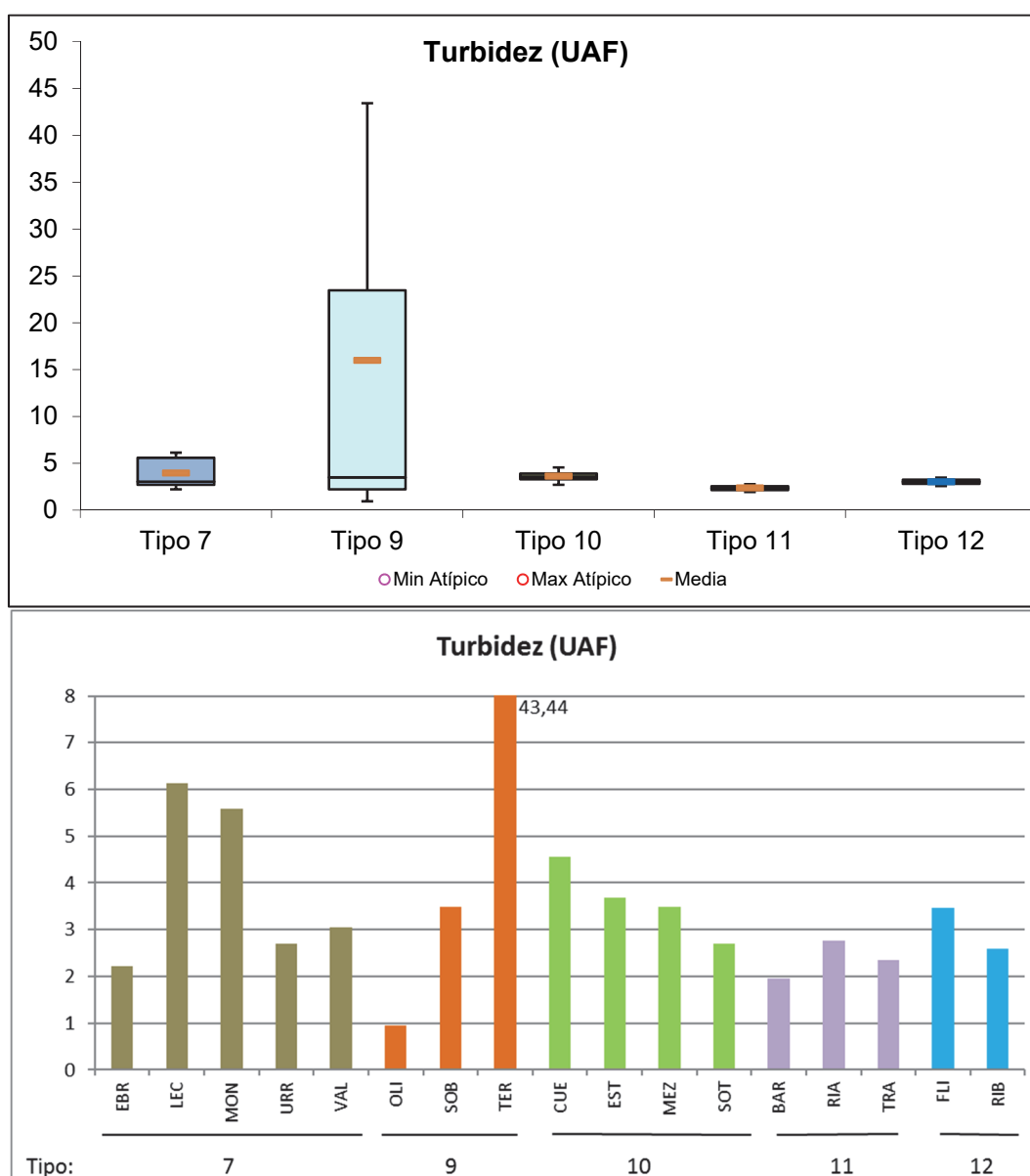


Figura 29. Valores de turbidez (UAF) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 20.

El embalse de Terradets es característico por su elevado material en suspensión.

Las medidas observadas en relación con la turbidez en la zona fótica (muestra integrada analizada en laboratorio) muestran una relación negativa, de tipo potencial, significativa ($r=0,619$; $n=17$; $p<0,01$) con la transparencia medida en campo (disco de Secchi, DS). Dicha relación se muestra en la figura 30. Así, el embalse antes citado con mayor turbidez es también uno de los que han presentado menor profundidad de visión del Disco de Secchi, con un valor de 1,2 m.

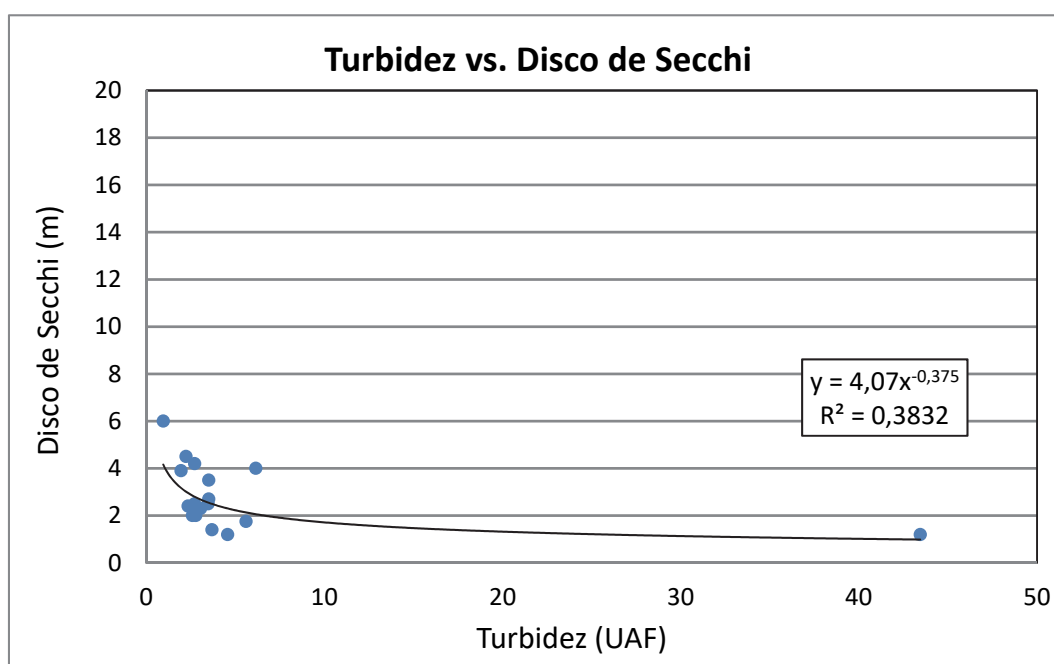


Figura 30. Relación entre la turbidez en la zona fótica (UAF) y la transparencia (disco de Secchi (m)). Se indica la curva y la ecuación de regresión, así como el valor de R^2 .

4.2.4. Condiciones de oxigenación

Se ha estimado la reserva media de oxígeno hipolimnético en el periodo de estratificación. Además de ser una variable de respuesta trófica, es un elemento fundamental para el desarrollo de la vida piscícola; de ahí que los umbrales se hayan jerarquizado en función de los requisitos de O₂ de esta comunidad.

Por tanto, la metodología empleada para la determinación de la calidad en base a las condiciones de oxigenación depende de la estratificación del embalse:

- Embalses ESTRATIFICADOS: Se toma el valor medio de la concentración de oxígeno disuelto en el HIPOLIMNION.
- Embalses NO ESTRATIFICADOS: Se toma el valor medio de la concentración de oxígeno disuelto en TODA LA COLUMNA DE AGUA

A este particular, se han establecido las siguientes clases de calidad:

- *Muy buenas condiciones*: concentración por encima de 8 mg O₂ /L
- *Buenas condiciones*: concentración entre 8 y 6 mg O₂/L
- *Moderadas condiciones*: concentración entre 6 y 4 mg O₂/L
- *Deficientes condiciones*: concentración de entre 4 y 2 mg O₂/L
- *Malas condiciones*: concentraciones hipóxicas o anóxicas (<2 mg O₂ /L).

La clasificación aquí considerada es semejante a la empleada por otros autores para la clasificación de las condiciones de oxigenación en lagos de agua dulce en el ámbito europeo (Premazzi & Chiaduanni, 1992).

En la tabla 8 y la figura 31, se resumen los resultados obtenidos.

Tabla 8. Condiciones de oxigenación en la columna de agua y clases de calidad.

CÓDIGO MAS	EMBALSE	FECHA	OXÍGENO EPILIMNION O MEDIA EN LA COLUMNA (mg O ₂ /L)	OXÍGENO HIPOLIMNION (mg O ₂ /L)	CLASE CALIDAD
1	Ebro	09/07/2018	5,07	No estratificado	Moderado
2	Urrúnaga	10/07/2018	7,70	3,04	Deficiente
22	Sobrón	10/07/2018	6,03	2,32	Deficiente
53	Oliana	17/07/2018	7,83	5,43	Moderado
56	Barasona	24/07/2018	8,14	7,93	Bueno
59	Terradets	17/07/2018	8,13	No estratificado	Muy bueno
62	Sotonera	24/07/2018	5,55	No estratificado	Moderado
63	Rialb	18/07/2018	7,93	6,94	Bueno
68	El Val	04/07/2018	10,23	2,94	Deficiente
71	Mezalocha	03/07/2018	7,07	4,76	Moderado
74	Flix	25/07/2018	4,21	No estratificado	Moderado
76	La Tranquera	11/07/2018	5,50	No estratificado	Moderado
80	Cueva Foradada	16/07/2018	2,92	No estratificado	Deficiente
87	Lechago	03/07/2018	6,68	1,76	Malo
949	Ribarroja	25/07/2018	5,28	No estratificado	Moderado
1022	Estanca de Alcañiz	24/07/2018	8,98	No estratificado	Muy bueno
1681	Monteagudo de las Vicarías	04/07/2018	5,57	No estratificado	Moderado

Los datos de la oxigenación en la columna de agua se pueden resumir en los siguientes puntos:

- De las masas de agua estudiadas, ocho presentaron estratificación en el muestreo de, lo que suponen el 47 % del total.
- La calidad de las masas de agua según la oxigenación es buena o muy buena en un 24 % de los embalses, como se refleja en la figura 31.
- Las masas de agua con niveles bajos de oxigenación (nivel de calidad deficiente o mala, un 29 %) coinciden con masas de agua estratificadas que presentan un hipolimnion poco oxigenado o anóxico, o masas no estratificadas con anoxia en las capas del fondo.

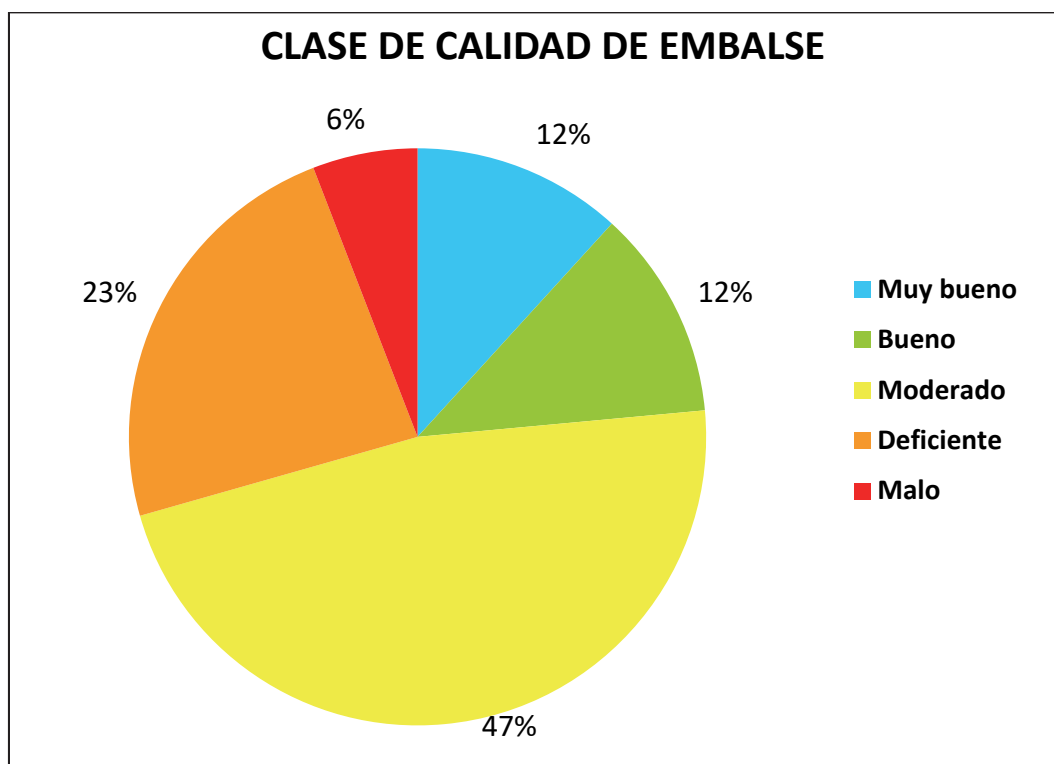


Figura 31. Estimaciones de la calidad de los embalses según el grado de oxigenación en 2018.

Considerando las concentraciones medias de oxígeno en la columna de agua de los embalses no estratificados, e hipolimnion de los embalses estratificados, para los diferentes embalses, se observa cómo, en general, los embalses estudiados presentan una moderada oxigenación, siendo el valor más bajo para el tipo 7 (figura 32), con un valor de 3,7 mg/L y por tanto con una clase de deficiente calidad. Destaca la baja oxigenación (valor inferior a 4 mg O₂/L) en el promedio de la columna de agua en el embalse de Cueva Foradada (2,92 mg/L). Los máximos de oxígeno se alcanzan normalmente a profundidades comprendidas entre los 2 y los 12 metros. El máximo de oxígeno puntual se encuentra en La Tranquera (tipo 11) y se sitúa a unos 5,5 m de profundidad, con un valor de 11,79 mg/L. Los tipos 7, 9, 10 y 11 presentan algún embalse con zona anóxica, siendo un total de ocho embalses con zona anóxica. Las más importantes por su espesor son las de El Val con 31 m, Lechago con 11 m, La Tranquera con 9,8 m y Cueva Foradada con 6 m, pero con una profundidad total de tan solo 10,8 m. En otros nueve embalses no existe zona anóxica.

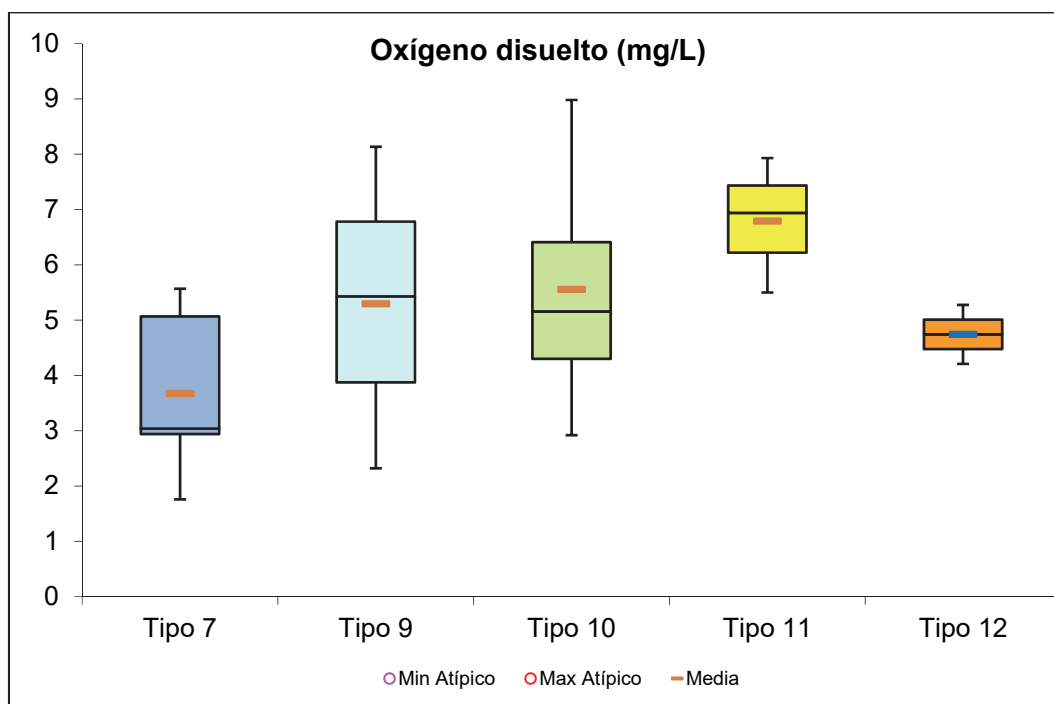


Figura 32. Concentraciones de oxígeno disuelto hipolimnético o de la columna para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. Tipología de embalses: 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos.

4.2.5. Concentración de nutrientes.

La concentración de los diferentes nutrientes -analizados en las muestras integradas (ZF)- de cada uno de los embalses muestreados durante el 2018, se puede consultar en la siguiente tabla (tabla 9). Tras ello se describen los resultados por tipos de embalses, destacando aquellos datos o tendencias más relevantes en cada uno de ellos.

Tabla 9. Concentración de nutrientes en los embalses estudiados en 2018.

Abrev	Tipo	Nitrato (mg/L)	Nitrito (mg/L)	NIO (mg N/L)	Amonio (mg N/L)	NIT (mg N/L)	Ntot (mg N/L)	Ptot (µg P/L)	Psol (µg P/L)	Silicato (mg SiO ₂ /L)
EBR	7	1,50	0,025	0,35	0,031	0,378	0,58	11,09	0,82	1,05
LEC	7	3,80	0,086	0,88	0,103	0,988	1,28	3,26	1,77	12,86
MON	7	2,83	0,035	0,65	0,044	0,694	0,98	1,73	1,13	4,91
URR	7	2,21	0,023	0,51	0,009	0,516	0,69	6,83	0,49	2,71
VAL	7	10,35	0,217	2,40	0,027	2,430	2,54	19,38	1,77	0,95
OLI	9	1,77	0,035	0,41	0,057	0,467	0,62	20,26	4,25	4,782
SOB	9	5,13	0,063	1,18	0,023	1,201	1,37	17,58	1,96	3,39
TER	9	1,86	0,026	0,43	0,030	0,457	0,57	60,28	1,47	4,58
CUE	10	1,24	0,064	0,30	0,060	0,359	0,66	25,83	2,45	1,48
EST	10	0,44	0,006	0,10	0,018	0,120	0,34	13,85	2,64	9,15
MEZ	10	18,31	0,100	4,16	0,087	4,252	4,59	8,06	1,13	10,64
SOT	10	2,12	0,026	0,49	0,008	0,495	0,66	12,16	0,33	3,48
BAR	11	2,74	0,014	0,62	0,036	0,659	0,70	7,43	2,81	3,45
RIA	11	1,68	0,029	0,39	0,023	0,412	0,60	15,36	0,82	1,19
TRA	11	8,05	0,072	1,84	0,021	1,861	2,06	14,17	0,65	2,98
FLI	12	7,52	0,089	1,72	0,097	1,821	2,22	66,02	54,63	5,56
RIB	12	6,72	0,101	1,55	0,009	1,558	1,64	40,52	1,49	1,15

A Tipo 7. Ebro, Lechago, Monteagudo de las Vicarías, Urrúnaga, y El Val.

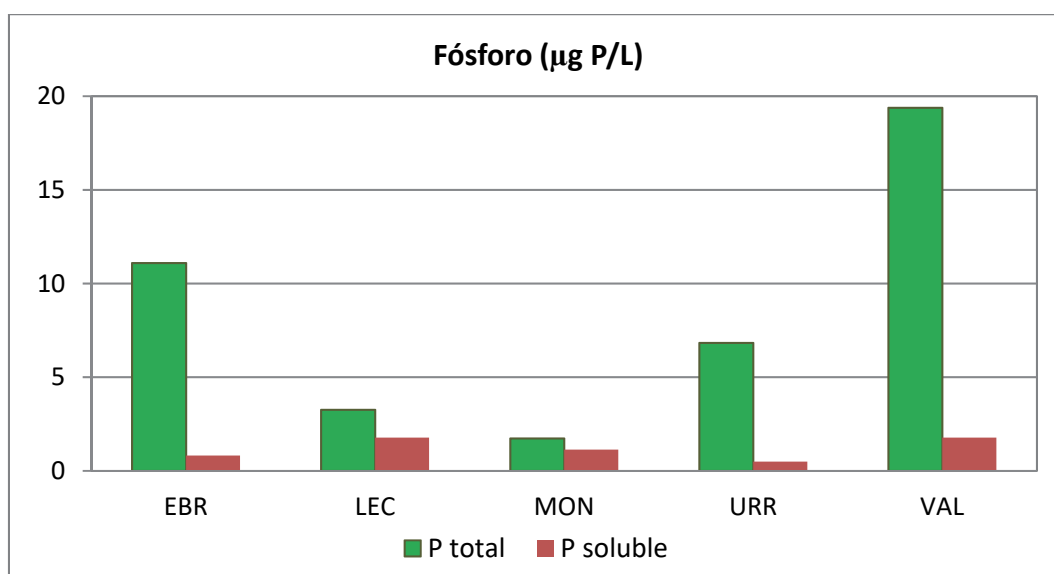


Figura 33. Valores de Fósforo total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 7.

➤ El fósforo total en los embalses de tipo 7 presenta una media de 8,5 µg P/L, la más baja de todos los tipos. El rango de variación oscila entre los 1,73 µg P/L del embalse de Monteagudo de las Vicarías, hasta los 19,38 µg P/L del embalse de El Val, muy por encima de la media, como puede verse en la figura 33. También la supera el embalse del Ebro. La concentración de P soluble media también es la media más baja respecto a los demás tipos de embalses, con una concentración de 1,20 µg P/L. El valor más elevado se encontró en los embalses de Lechago y El Val, con un valor de 1,77 µg P/L. Hay que destacar el alto P soluble registrado en los embalses de Lechago y Monteagudo de las Vicarías respecto a la cantidad de P total, similar al de el resto de embalses y superando el 50 % del P total.

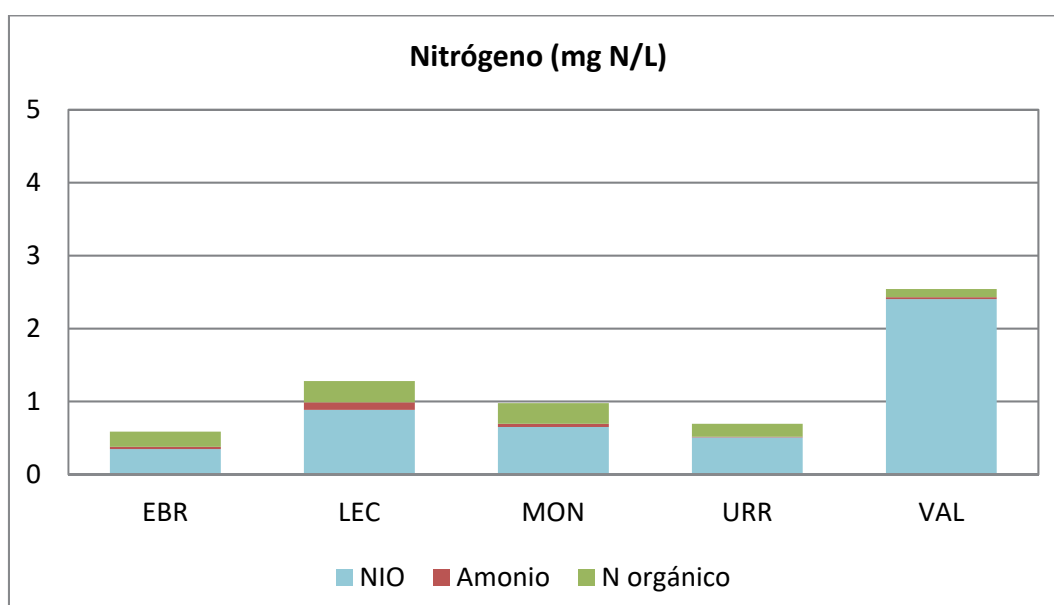


Figura 34. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 7.

➤ En cuanto al contenido en NIO, la media es de 0,96 mg N/L. Destacan en la figura 34 un embalse muy por encima de la media, el embalse de El Val, con una concentración de 2,40 mg N/L. El valor mínimo corresponde al embalse del Ebro con un valor de 0,35 mg N/L.

➤ En los embalses de tipo 7 el amonio presenta valores promedio de 0,043 mg N-NH₄/L. El valor más elevado corresponde a Lechago con 0,103 mg N-NH₄/L. Urrúnaga presenta un valor por debajo de límite de detección (0,01 mg NH₄/L). Todos los porcentajes de amonio sobre el nitrógeno total están por debajo del 10 %.

- El nitrógeno inorgánico total (NIT) sigue la dinámica de valores del compuesto mayoritario de N, que es el nitrato, y presenta sus valores más elevados en El Val con 2,43 mg N/L, mientras que los más bajos corresponden al embalse del Ebro con 0,39 mg N/L.
- El nitrógeno total (NT) presentó un valor medio de 1,21 mg N/L, coincidiendo con la media de todos los embalses. El rango de variación fue desde los 0,58 mg N/L del embalse del Ebro, hasta los 2,54 mg N/L de El Val. Para los embalses del tipo 7, el porcentaje de la fracción orgánica ha presentado el segundo porcentaje más elevado de todo el ESTUDIO, un 23,4 % que varía desde el 35 % del N total en el embalse del Ebro, hasta menos del 5 % en el embalse de El Val.
- La máxima concentración de sílice de este tipo se presenta en el embalse de Lechago, con 12,86 mg SiO₂/L, el más alto de todo el ESTUDIO. El mínimo se ha registrado en los embalses de EL Val con 0,95 mg SiO₂/L. La media del tipo es de 4,49 mg SiO₂/L.

B Tipo 9. Embalses de Oliana, Sobrón y Terradets.

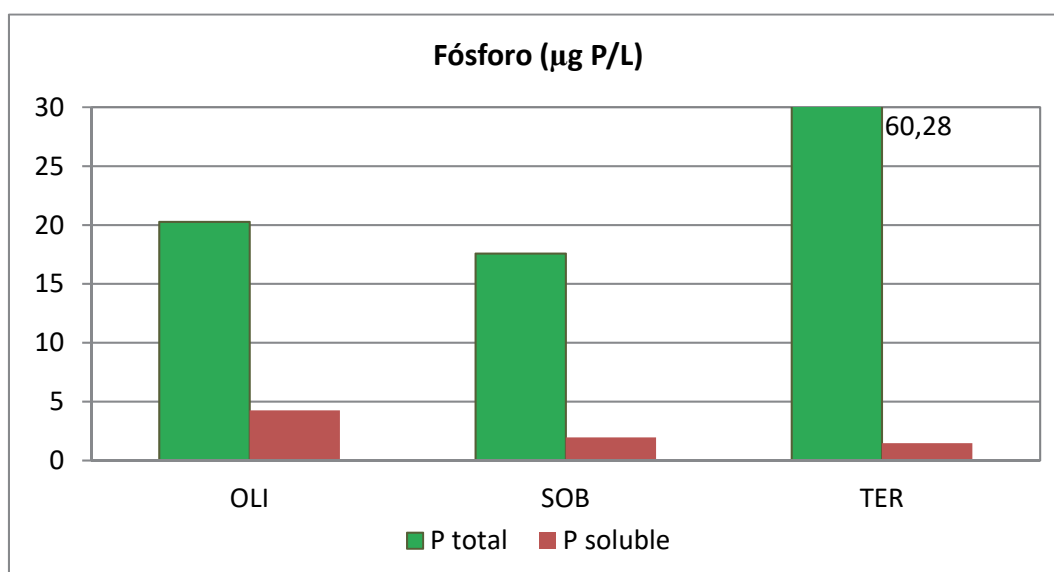


Figura 35. Valores de Fósforo total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 9.

- El fósforo total en las muestras de los embalses de tipo 9 (figura 35) presenta un valor medio de 32,71 µg P/L. El rango de variación oscila entre los 17,58 µg P/L en el embalse de Sobrón, hasta el valor del embalse de Terradets, de 60,28 µg P/L. La media de los valores de

P soluble en este tipo de embalses es de 2,56 $\mu\text{g P/L}$. El porcentaje de P soluble frente al total es bajo en todos los embalses, siendo el más alto el del embalse de Oliana con el 21 %.

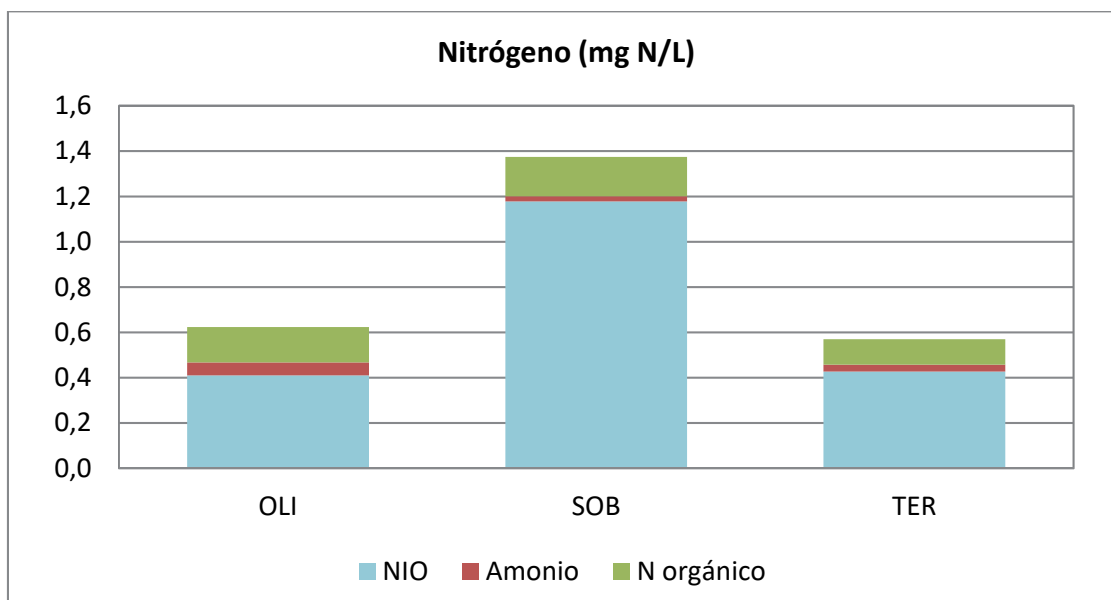


Figura 36. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 9.

- El NIO en las muestras de los embalses de tipo 9 (figura 36) presenta concentraciones bajas respecto a la media total de 1,06 mg N/L, con un valor medio de 0,67 mg N/L, la media más baja de todos los tipos. Oscila entre los 0,41 de Oliana y los 1,18 mg N/L de Sobrón.
- En los embalses de tipo 9 el valor promedio de amonio es de 0,037 de mg N-NH₄/L, el segundo más bajo de todos los tipos, oscilando entre los 0,023 mg N-NH₄/L del embalse de Sobrón i los 0,057 mg N-NH₄/L del embalse de Oliana.
- El NT presentó un valor medio moderado a bajo, de 0,86 mg N/L, el más bajo de todos los tipos. El rango de variación fue desde los 0,57 mg N/L en el embalse de Terradets, hasta los 1,37 mg N/L de Sobrón. La aportación de la fracción orgánica al N total en este tipo de embalses es del 19 % de media.
- El contenido en sílice presenta una media en los embalses del tipo 9 de 4,25 mg SiO₂/L, la tercera más alta de todos los tipos. La concentración fluctúa entre el valor mínimo del embalse de Sobrón con 3,39 mg SiO₂/L, y el valor máximo de 4,78 mg SiO₂/L en el embalse de Oliana.

C Tipo 10. Embalses de Cueva Foradada, La Estanca de Alcañiz, Mezalocha y La Sotonera.

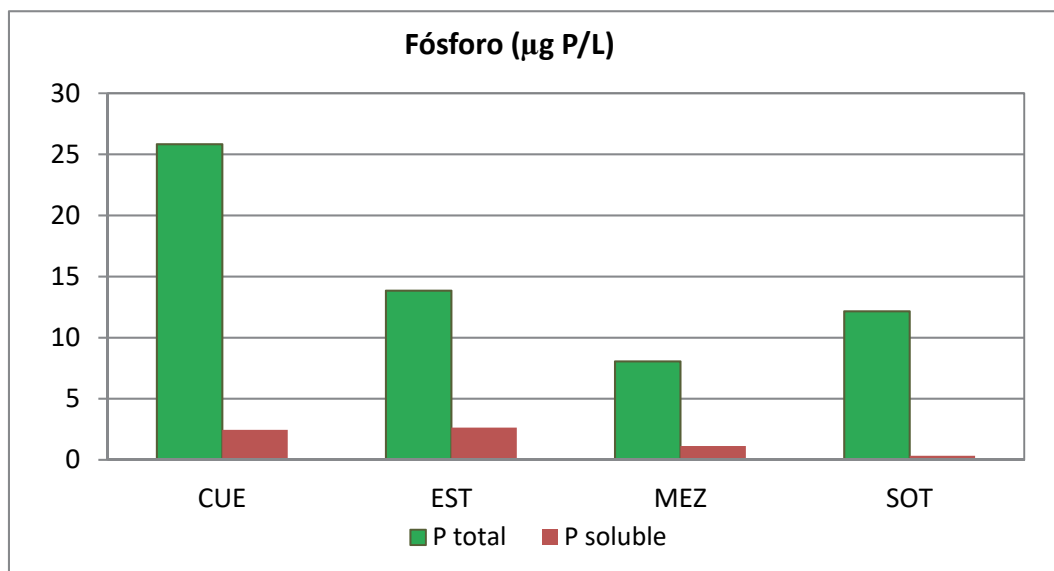


Figura 37. Valores de Fósforo total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 10.

➤ El fósforo total en las muestras integradas de los embalses de tipo 10 (figura 37) presenta un valor medio de 14,97 µg P/L. El rango de variación oscila entre los 8,06 µg P/L en el embalse de Mezalocha hasta los 25,83 µg P/L del embalse de Cueva Foradada. Los valores de P soluble en este tipo de embalses registran una media de 1,64 µg P/L. El valor más alto es el de La Estanca de Alcañiz, con un valor de 2,64 µg P/L, mientras que en La Sotonera se registraron 0,33 µg P/L. Destacar que es el único grupo en el que el porcentaje de P soluble respecto al P total no llega al 20 % en ningún embalse.

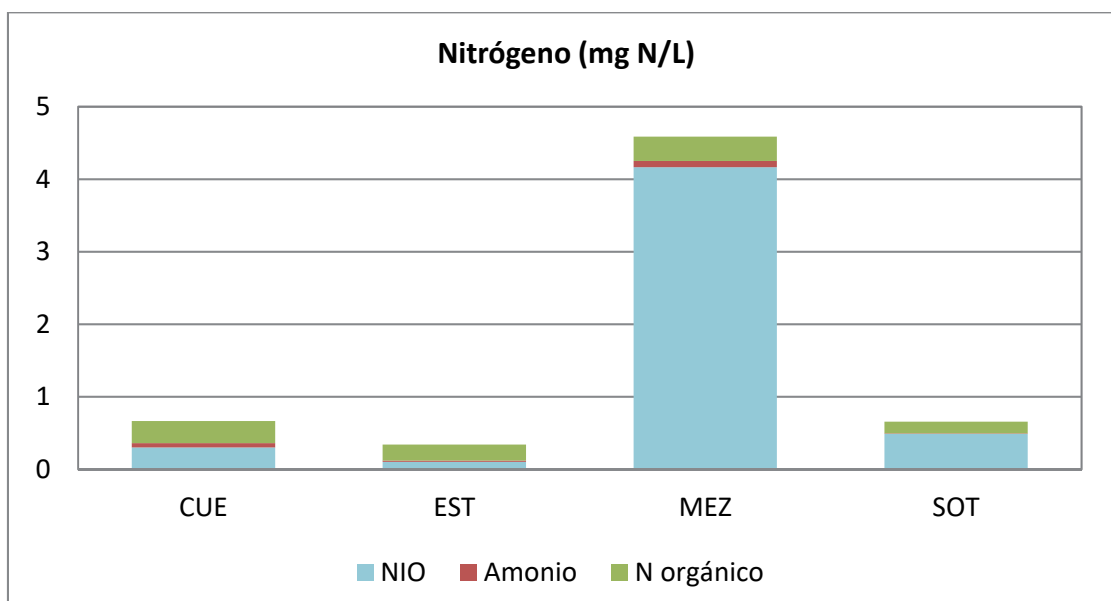


Figura 38. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 10.

➤ El contenido en NIO, con un valor medio de 1,26 mg N/L, es superior a la media de todos los tipos y la segunda más alta (figura 38). Los valores oscilan entre los 4,16 mg N/L en el embalse de Mezalocha, el valor más alto de todo el ESTUDIO, y la concentración de 0,10 mg N/L en el embalse de La Estanca de Alcañiz. En relación con el porcentaje del N total representado por esta fracción inorgánica, la media de todos los embalses del tipo 10 no supera el 60 %, la más baja de todos los tipos. Registrándose los dos únicos embalses donde la fracción inorgánica no es la forma de nitrógeno mayoritaria, los embalses de La Estanca de Alcañiz (30 %) y Cueva Foradada (45 %).

➤ El amonio presenta una concentración media de 0,043 N-NH₄/L, la segunda más alta de todos los tipos. Los valores de amonio oscilan entre los 0,087 N-NH₄/L del embalse de Mezalocha, al valor por debajo del límite de detección (< 0,01 N-NH₄/L) del embalse de La Sotonera. En este tipo se registra el porcentaje de amonio más elevado de todo el ESTUDIO respecto al N total, el 9 % del embalse de Cueva Foradada.

➤ El NT presentó un valor medio de 1,56 mg N/L, siendo el tipo con la segunda media más alta por detrás del tipo 12. El rango de variación fue amplio, desde los 0,34 mg N/L del embalse de La Estanca de Alcañiz, hasta los 4,59 mg N/L de Mezalocha, el más alto de todo el ESTUDIO. La aportación de la fracción orgánica al N total para este tipo de embalses es la más elevada de todo el ESTUDIO, con una media del 35 %.

➤ Los valores medios de sílice son de 6,19 mg SiO₂/L, la media más alta de todos los tipos. Los valores oscilan entre los 10,64 mg SiO₂/L del embalse de Mezalocha y los 1,48 mg SiO₂/L del embalse de Cueva Foradada.

D Tipo 11. Embalses de Barasona, Rialb y La Tranquera.

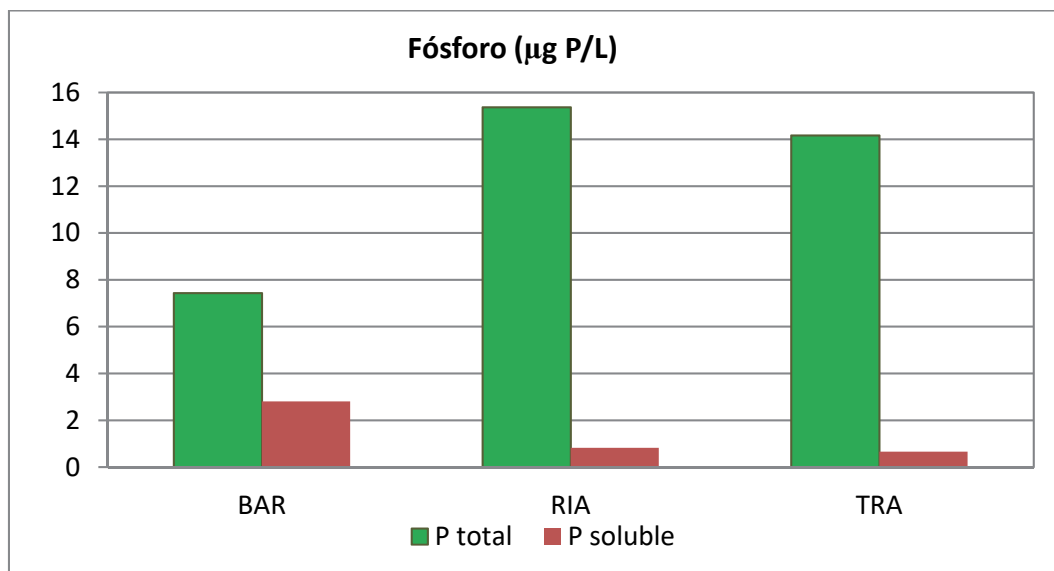


Figura 39. Valores de Fósforo total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 11.

➤ El fósforo total en las muestras de los embalses de tipo 11 (figura 39) presenta un valor medio de 12,32 µg P/L, la más baja de todos los tipos. El embalse de Rialb tiene la concentración más elevada de P total de este tipo, un 15,36 µg P/L, aunque muy similar a la de La Tranquera, de 14,17 µg P/L. El valor más bajo se presenta en Barasona con 7,43 µg P/L. Los valores de P soluble son bajos en este tipo de embalses, con una concentración media de 1,43 µg P/L. El valor más bajo se presenta en el embalse de La Tranquera con 0,65 µg P/L, y el máximo se observa curiosamente en el embalse de Barasona con un valor de 2,81 µg P/L. El porcentaje de P soluble es del 38 % en el embalse de Barasona, en el resto de embalses se sitúa alrededor del 5 %.

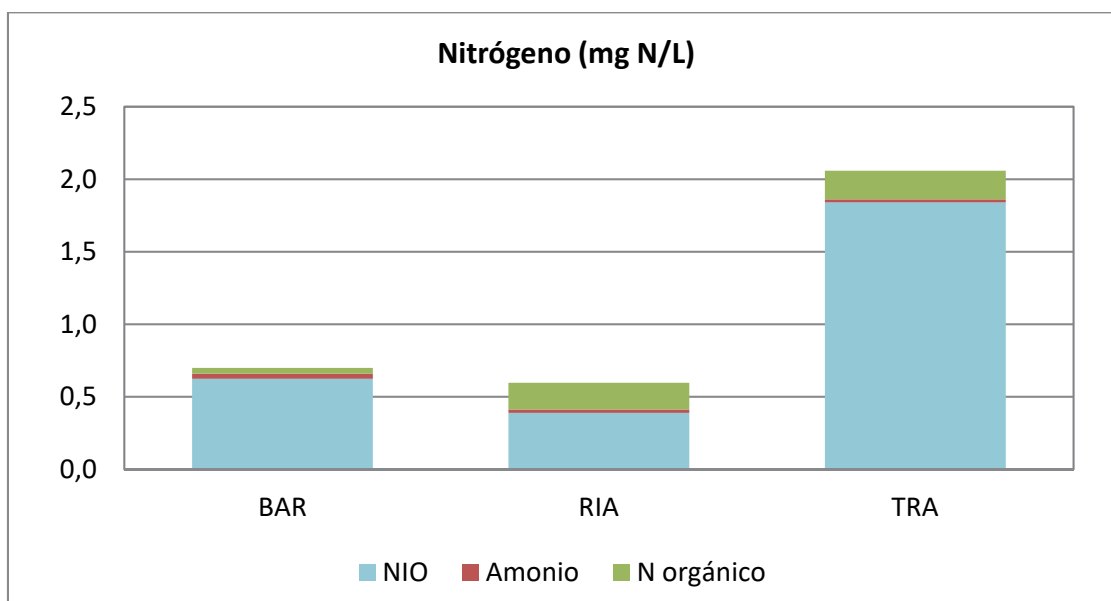


Figura 40. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 11.

- El contenido en NIO presenta un valor medio de 0,95 mg N/L, el segundo más bajo de todos los tipos. La Tranquera ha presentado el valor más alto con 1,84 mg N/L, mientras que el valor más bajo, 0,39 mg N/L, se ha obtenido en el embalse de Rialb.
- En los embalses de tipo 11 (figura 40) el amonio se encuentra con un valor promedio de 0,027 mg N-NH₄/L; la más baja de todos los tipos. La Tranquera con 0,021 mg N-NH₄/L, es el embalse con menor cantidad de amonio, mientras que la mayor concentración la encontramos en Barasona, con 0,036 mg N-NH₄/L.
- El NT presentó un valor medio de 1,12 mg N/L. El rango de variación fue desde los 0,06 mg N/L del embalse de Rialb, hasta los 2,06 mg N/L de La Tranquera. La aportación de la fracción orgánica al N total en este tipo de embalses solo supera el 10 % en el embalse de Rialb (31 %).
- La sílice presenta una media de 2,54 mg SiO₂/L. El valor más bajo es el de Rialb, con 1,19 mg SiO₂/L, mientras que el de Barasona, con 3,45 mg SiO₂/L, es el más elevado.

E Tipo 12. Embalses de Flix y Ribarroja.

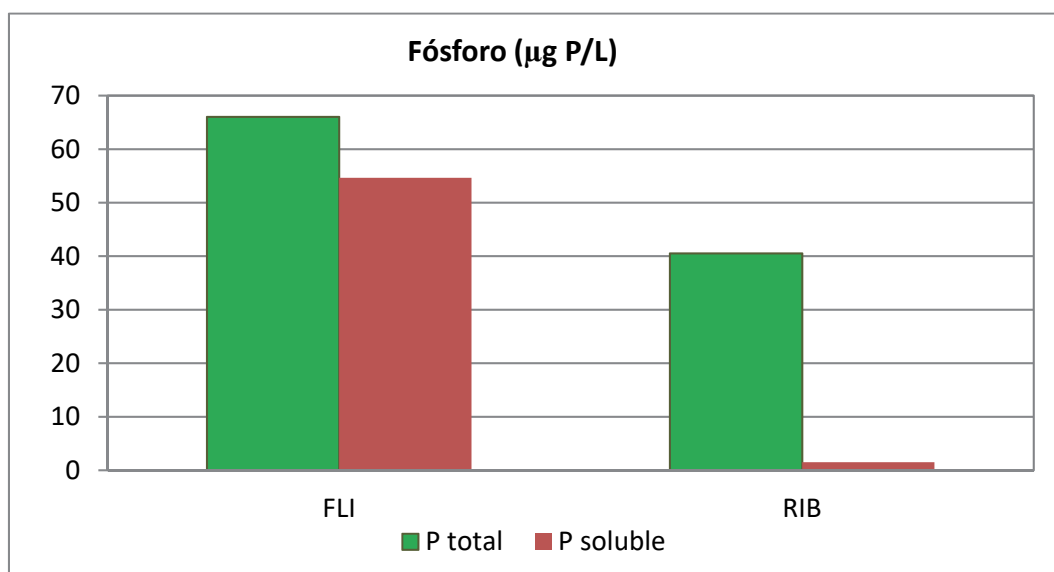


Figura 41. Valores de Fósforo soluble y total en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 12.

➤ El fósforo total en los embalses de tipo 12 (figura 41) alcanza una concentración media de 53,27 µg P/L, la mayor media de todos los tipos. El máximo valor en este tipo se ha detectado en el embalse de Flix con 66,02 µg P/L, valor máximo de todo el ESTUDIO. El valor mínimo del embalse de Ribarroja registra una concentración de 40,52 µg P/L. En cambio, los valores de P soluble son muy dispares, con una media de 28,06 µg P/L, la más alta de todos los tipos, debido a la elevada concentración registrada en el embalse de Flix con 54,63 µg P/L, también la más elevada de todo el ESTUDIO. Siendo la concentración en el embalse de Ribarroja de tan solo 1,49 µg P/L. Destacar que en el embalse de Flix el P soluble representa el 83 % del P total, el porcentaje más alto de todo el ESTUDIO.

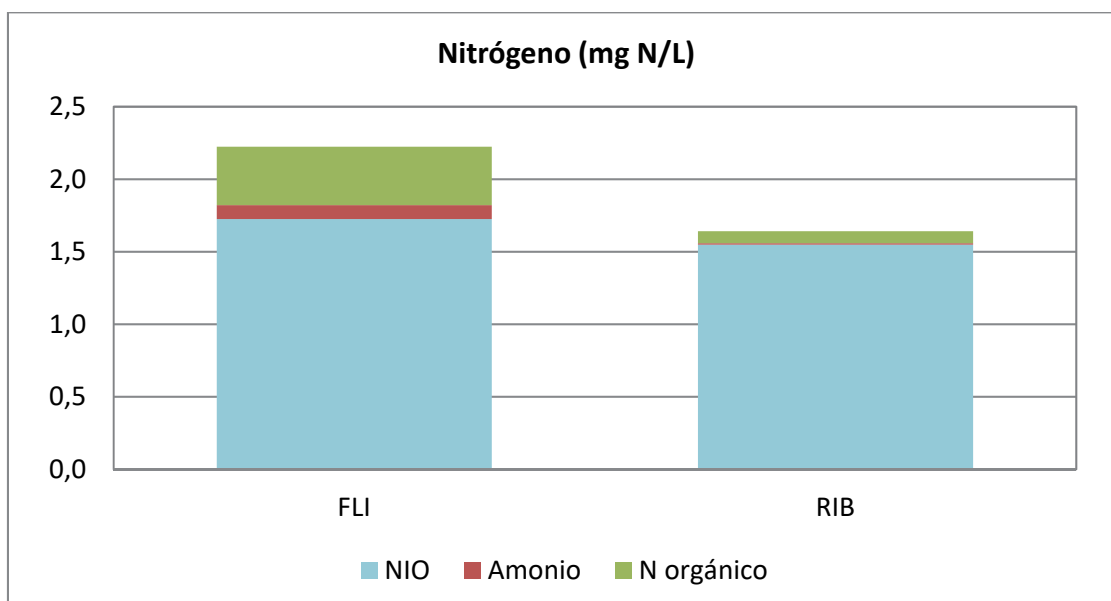


Figura 42. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2018 pertenecientes al tipo 12.

- El NIO (nitratos + nitritos) presenta una media de 1,64 mg N/L, siendo esta (figura 42) la media más alta en esta fracción de N. Las concentraciones en los dos embalses son muy similares, suponiendo el 77 % del N total en el embalse de Flix y el 94 % en el embalse de Ribarroja.
- El amonio presenta un promedio de 0,053 mg N-NH₄/L, el valor más alto de todos los tipos. Aunque las concentraciones en los dos embalses son muy dispares, mientras que en Flix se registra el segundo valor más alto del ESTUDIO, 0,097 mg N-NH₄/L, en el embalse de Ribarroja se registra un valor por debajo del límite de detección (< 0,01 N-NH₄/L).
- El NT presentó el valor medio más alto de todos los tipos, de 1,93 mg N/L. El rango de variación fue desde los 1,64 mg N/L del embalse de Ribarroja, hasta los 2,22 mg N/L de Flix. La aportación de la fracción orgánica al N total más alta de estos embalses es la de Flix con un 18 %.
- En cuanto al contenido en sílice, los embalses del tipo 12 presentan, de media, una concentración de 3,36 mg SiO₂/L. La concentración mínima y máxima son 1,15 y 5,56 mg SiO₂/L, y corresponden a los embalses de Ribarroja y Flix respectivamente.

Análisis global de nutrientes por tipos de embalses

Para mostrar de modo global los valores de cada una de las variables relacionadas con los nutrientes, se presentan los resultados con gráficas de dos tipos: por una parte, la figura del diagrama de cajas nos mostrará los valores medios, mediana, cuartiles y extremos para cada tipo de embalses; mientras que la figura de barras nos mostrará la distribución ordenada de los valores de la variable para todos los embalses, de tal manera que apreciamos con facilidad los valores mínimos y máximos.

Las tendencias observadas con relación al **N total** en la ZF (figura 43) es que el tipo 12 muestra los valores más elevados en general, como cabría esperar debido tanto a los usos de suelo, primordialmente agrícolas en estas partes bajas del territorio, como al hecho de tratarse de tramos de orden superior que reciben la carga de nutrientes de la cuenca aguas arriba. Además, esta parte de la cuenca recibe la mayor cantidad de efluentes urbanos e industriales que suelen estar ya tratados de núcleos urbanos como Logroño, Tudela, Zaragoza.

Los valores mínimos de N Total se dan en el tipo 9 con 0,9 mg N/L, siendo la media para todos los embalse de 1,3 mg N/L. Destacar dos máximos atípicos, uno en el tipo 10 correspondiente al embalse de Mezalocha con el máximo absoluto de 2018 de 4,6 mg N/L, y otro en el tipo 7 correspondiente a El Val con 2,5 mg N/L. En líneas generales, las concentraciones aumentan conforme nos acercamos al tramo bajo del río. El caso del El Val y Mezalocha se explican por la elevada concentración de nitrato en las aguas, probablemente proveniente de las aguas residuales o de escorrentía de zonas agrícolas.

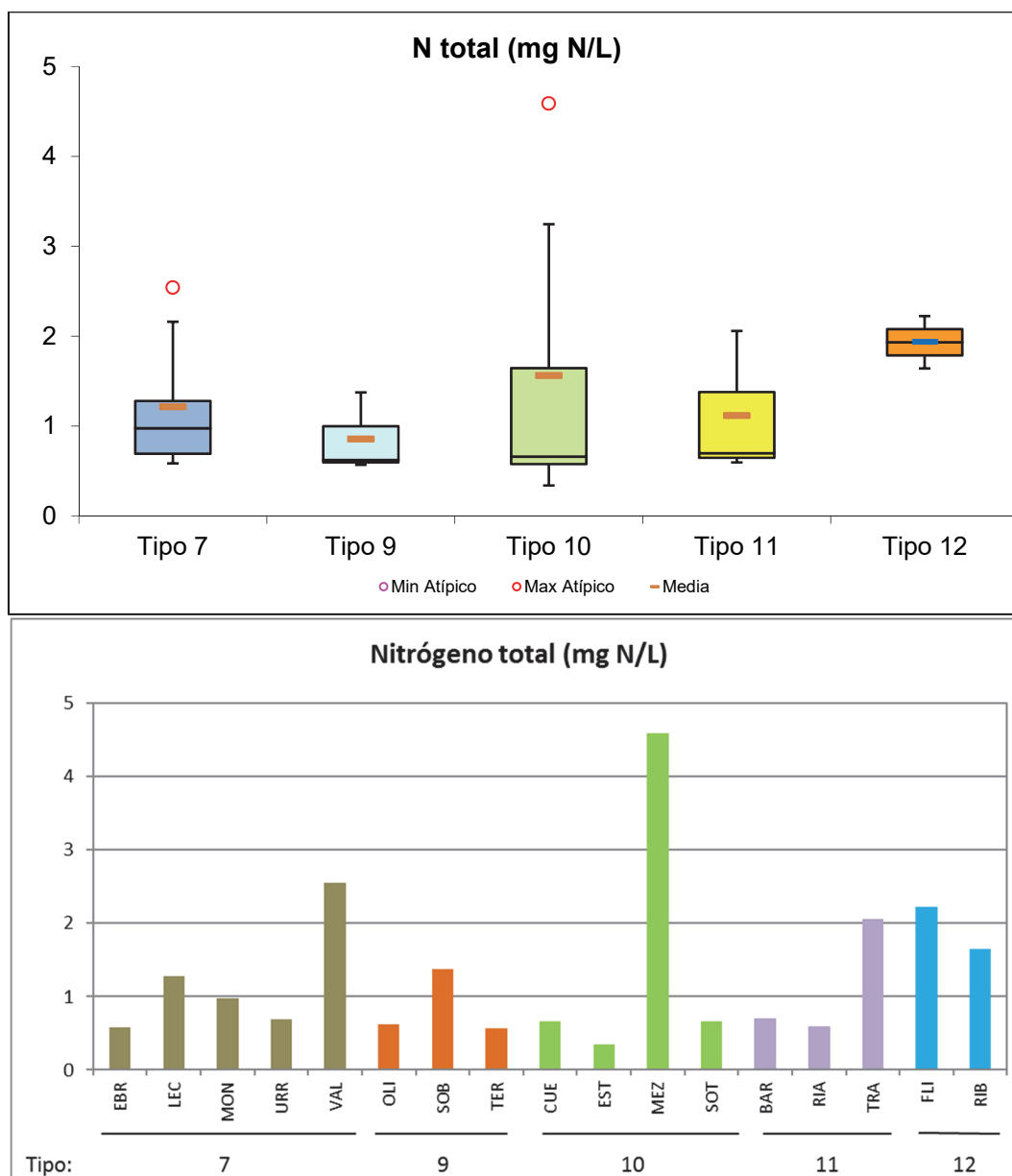


Figura 43. Valores de N Total en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Tipos: 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos.

Como se observa en la figura 44, las tendencias para el **Nitrógeno Inorgánico Oxidado** NIO ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3$) son muy similares a las del N total, puesto que ya se ha indicado que generalmente es la variabilidad en la concentración de las formas inorgánicas la mayor proporción del N total, especialmente el nitrato.

El dato mínimo se ha dado en el embalse de La Estanca de Alcañiz, tipo 10, con 0,10 mg N/L. Tipología donde se dan los mayores contrastes entre embalses, ya que el máximo en el embalse de Mezalocha alcanza los 4,16 mg N/L.

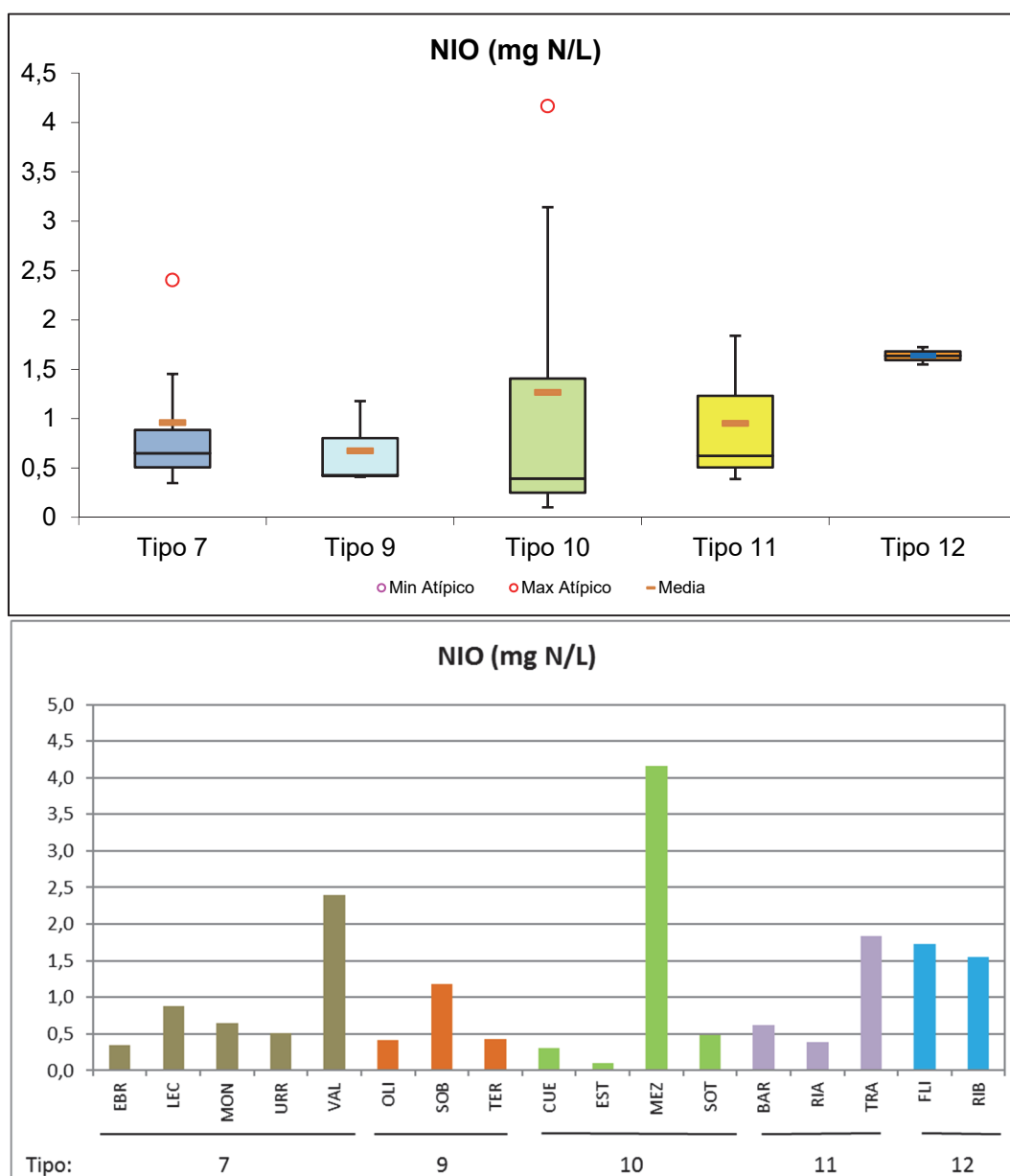


Figura 44. Valores de Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO) en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.

En cuanto al **amonio** (figura 45), los valores medios han sido inferiores a 0,06 mg N-NH₄/L en todos los tipos. El promedio más alto es el del tipo 12 (0,053 mg N/L). El más bajo ha correspondido al tipo 11 (0,027 mg N/L).

Entre los embalses, el valor más elevado ha sido el de Lechago con 0,10 mg N/L, seguido de Flix y Mezalocha, con 0,097 y 0,087 mg N/L respectivamente. Solo tres embalses, Urrúnaga, La Sotonera y Ribarroja, han registrado valores por debajo del límite de detección (0,01 mg N/L).

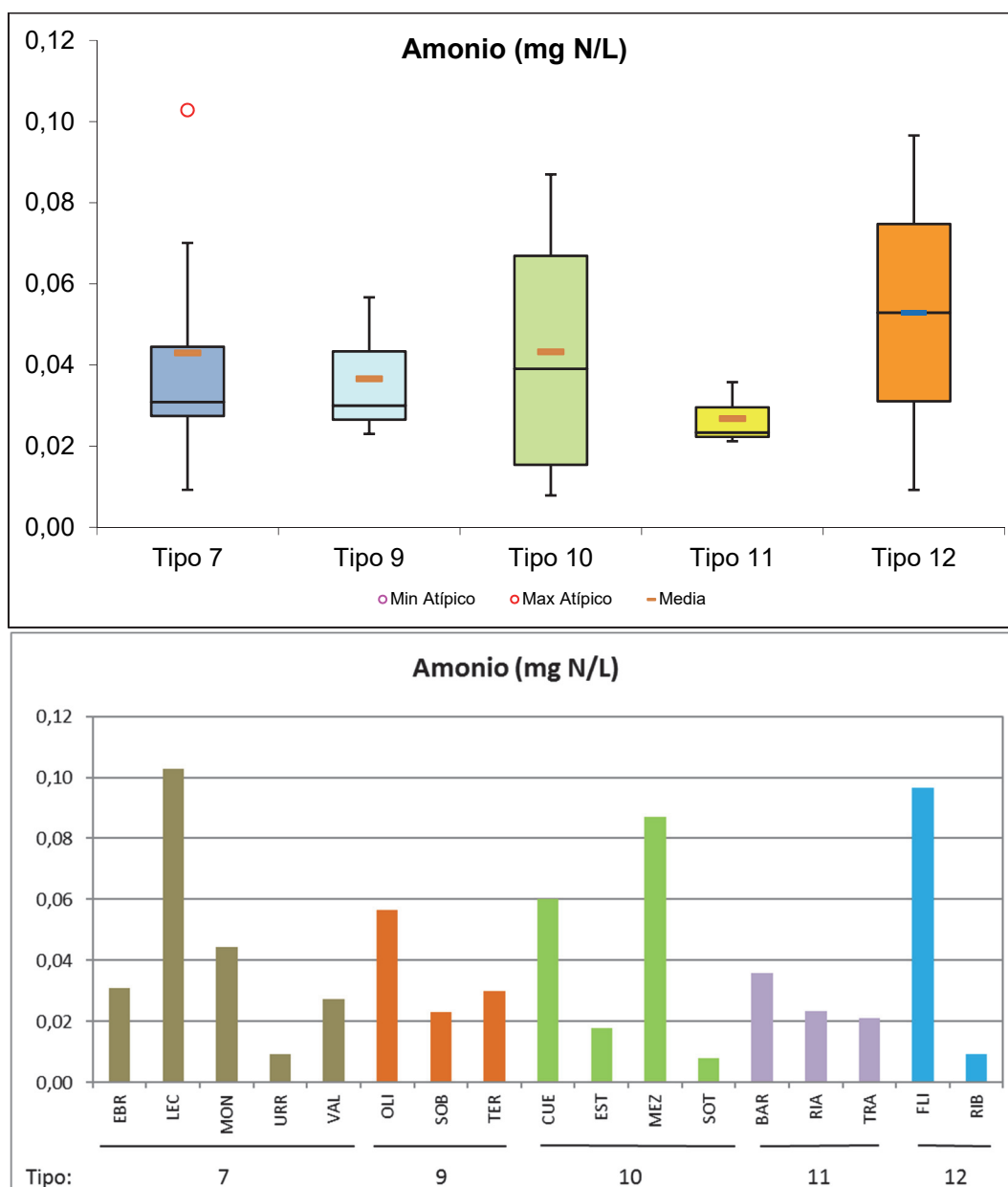


Figura 45. Valores de Amonio en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.

En las tendencias observadas en relación al **P total** en la ZF (figura 46), el tipo 12 muestra la media más elevada, debido a los valores de Flix con 66,02 $\mu\text{g P/L}$ (máximo del ESTUDIO) y Ribarroja con 40,52 $\mu\text{g P/L}$. Solo otros embalse muestra concentraciones superiores a los 40 $\mu\text{g P/L}$, Terradets con 60,28 $\mu\text{g P/L}$. El valor medio mínimo se da en el tipo 7, con una concentración de 8,46 $\mu\text{g P/L}$. En un embalse de este tipo se registra el mínimo de todos, con una concentración de 1,73 $\mu\text{g P/L}$ en el embalse de Monteagudo de las Vicarías.

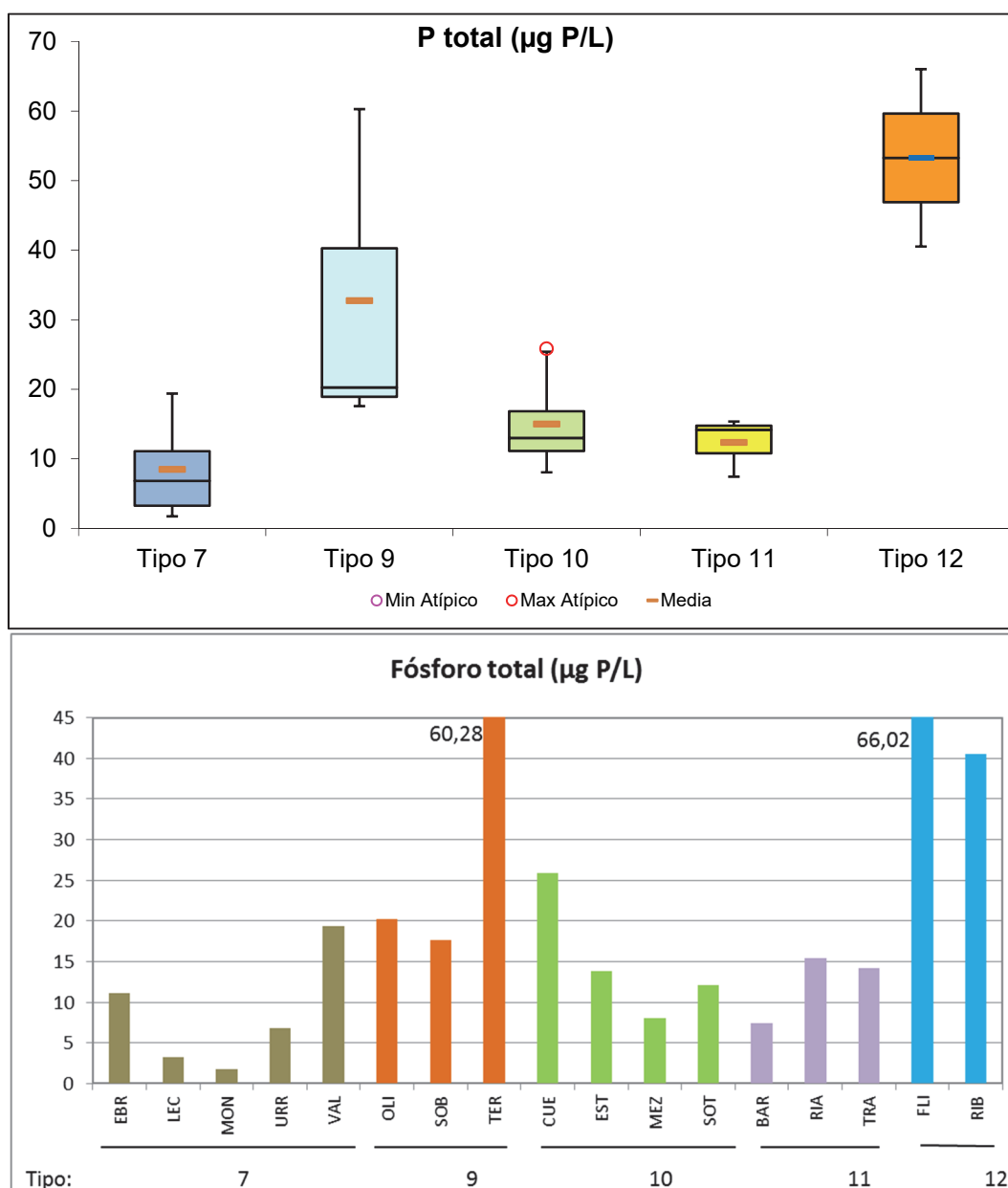


Figura 46. Valores de Fósforo Total en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.

Como se observa en la figura 47, existe la misma tendencia para el **P soluble** que para el P total, aunque en este caso la tipología 9 no registra valores tan elevados. Los valores son muchísimo mayores en los embalses de tipología 12, con la media más alta de todos los tipos con una concentración de 28 $\mu\text{g P/L}$.

Cabe destacar el máximo del embalse de Flix (tipo 12), como valor muy superior al resto, ya que supera los 50 $\mu\text{g P/L}$.

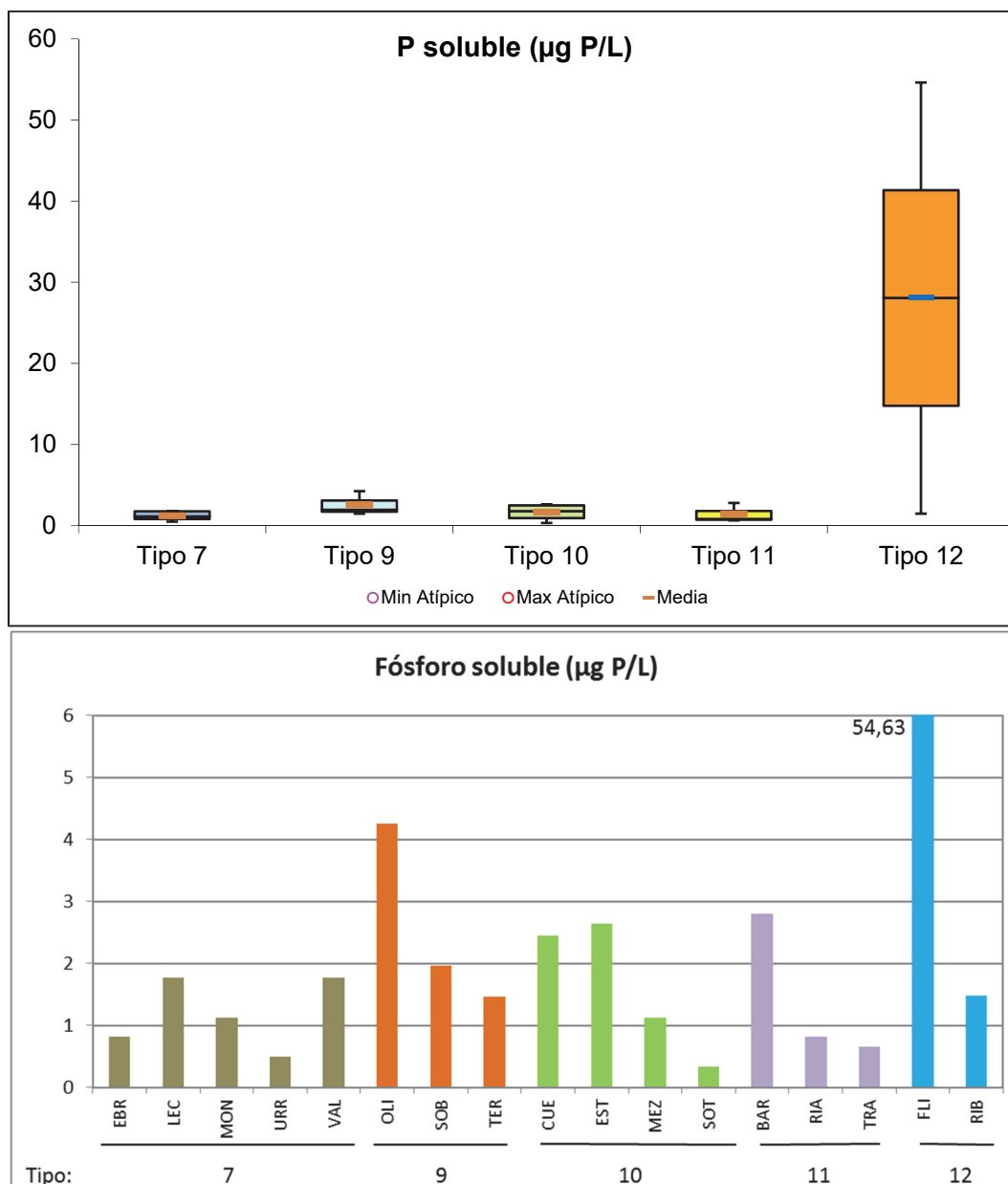


Figura 47. Valores de Fósforo Soluble en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.

En general, los valores de P soluble son muy bajos, esto puede explicarse por los tamaños diferenciales de estos embalses, su tasa de renovación y su profundidad. Hay que tener presente que las aguas de desembalse hipolimnético procedentes de embalses anteriores pueden llegar rápidamente a embalses situados aguas abajo, donde si hay un reducido tiempo de residencia hídrica, éste no permite ni su completa captura por las algas ni su confinamiento en aguas profundas o en los sedimentos, mientras que si el embalse tiene un mayor tiempo de residencia hídrica, esto da tiempo a que sus aguas realicen procesos biológicos de retirada de fósforo tanto en la cadena trófica como en la sedimentación a lo largo del embalse.

Por último, las concentraciones de **silíce** (SiO_2) por tipos (figura 48) se sitúan generalmente en el rango 2-6 mg SiO_2/L . Por embalses hay que destacar el valor mínimo de El Val (tipo 7), que no llega a 0,95 mg SiO_2/L . Y el valor máximo que encontramos al embalse de Lechago (tipo 7), máximo atípico que presenta concentraciones por encima de 12 mg SiO_2/L .

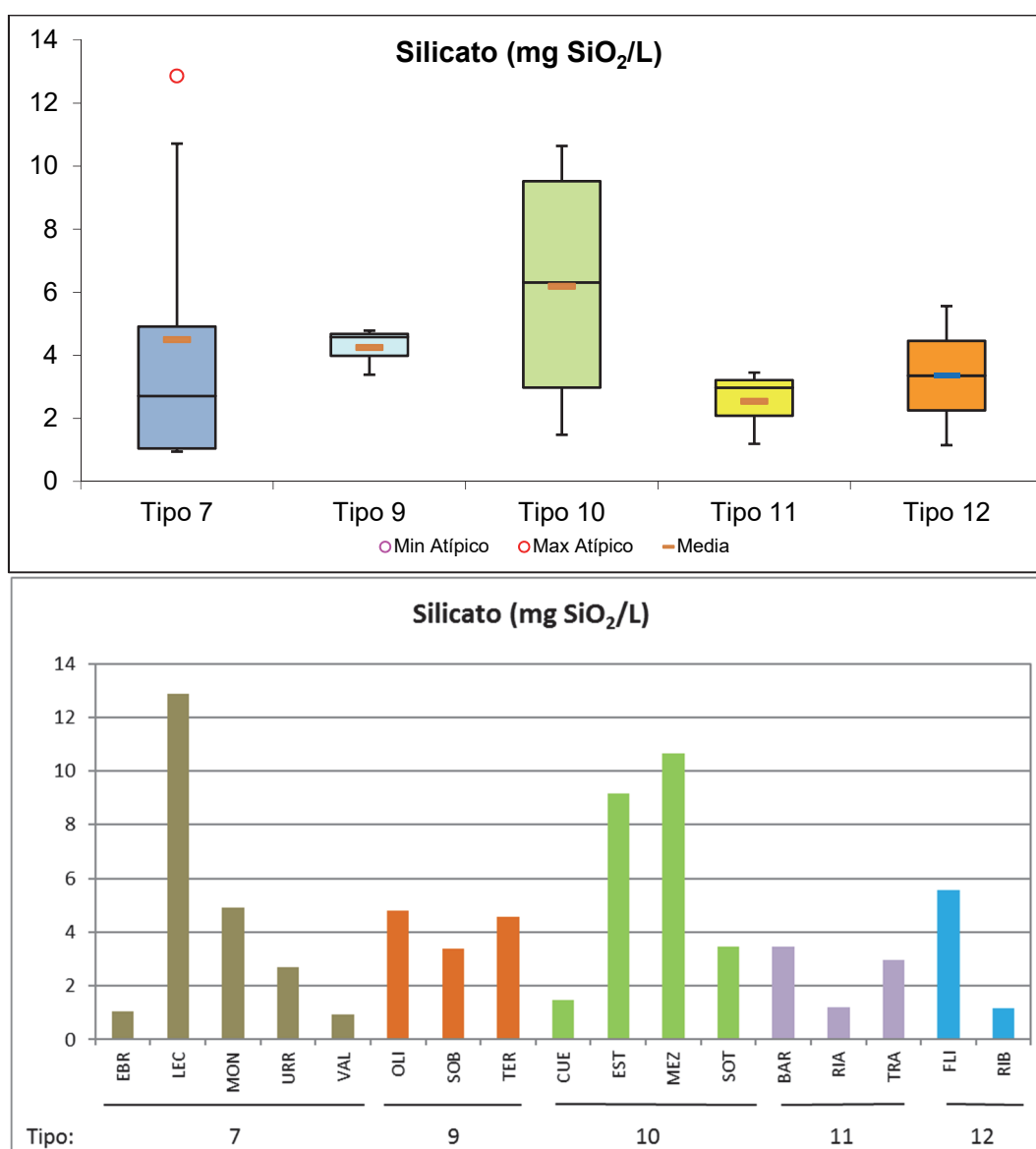


Figura 48. Valores de Silicato en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.

4.3. Características Biológicas

4.3.1. Fitoplancton

La comunidad fitoplanctónica estudiada (un total de 155 taxones en 17 embalses) está representada por diez grandes grupos algales, entre los que destacan, por su riqueza, los clorófitos (Chlorophyceae) y las diatomeas (Bacillariophyceae). La tabla siguiente resume la composición taxonómica global del fitoplancton en los embalses estudiados.

Tabla 10. Número de especies encontradas en 2018 por grupo fitoplanctónico.

Grupo	nº especies
Chlorophyceae	59
Bacillariophyceae	26
Cyanobacteria	15
Dinophyceae	13
Chrysophyceae	10
Cryptophyceae	9
Zygnematophyceae	8
Euglenophyceae	8
Xanthophyceae	5
Synurophyceae	2

La comunidad fitoplanctónica, estudiada en los diferentes tipos de embalses, fue descrita a partir de las siguientes variables calculadas según los criterios de la metodología aplicada: riqueza (nº de especies), densidad celular (cél./ml), biovolumen celular (mm³/L), concentración de clorofila *a*, y diversidad según el índice de Shannon-Wiener. Los resultados obtenidos para los diferentes tipos de embalses se resumen a continuación.

La **riqueza** media de especies de fitoplancton en los diferentes tipos (figura 49) ha sido superior a 20 para todos los tipos excepto para el tipo 9, que ha sido menor. Las medias de los diferentes tipos muestran un discreto ascenso de los valores hacia las tipologías de los tramos bajos. El máximo absoluto se registró en el embalse de La Sotona, del tipo 1, con 37 especies. Le siguieron La Tranquera con 35, del tipo 11, y Rialb también del tipo 11 y Urrúnaga del tipo 7 con 31 especies. Los valores mínimos se han dado en los embalses de Lechago (tipo 7) con 10, que junto con los embalses de Oliana y Terradets con 14 especies, ambos del tipo 9, son los únicos con menos de 20 especies.

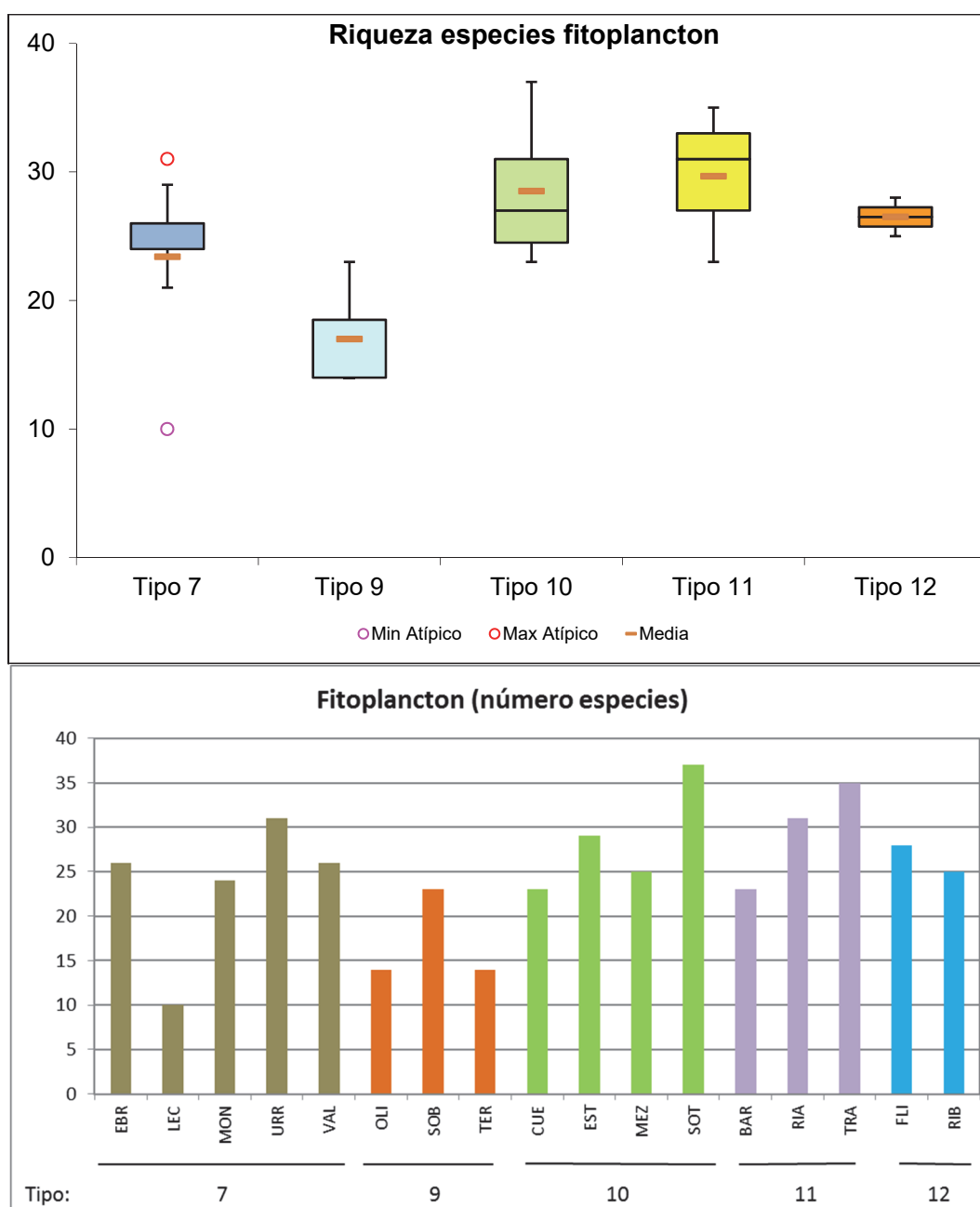


Figura 49. Riqueza de especies de fitoplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Tipos: 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos.

La **densidad** celular (figura 50) presenta una tendencia similar a la riqueza de especies, si exceptuamos el tipo 7, esto es debido al máximo atípico que se da en el embalse de El Val que supera las 60.000 cél./mL (máximo del ESTUDIO). El siguiente embalse en densidad es el embalse de Ribarroja del tipo 12, con 31.376 cél./mL. El resto de densidades esta por debajo de las 9.000 cél./mL. El promedio más bajo se presenta en el tipo 9.

Los valores menores de densidad se han dado en el embalse de Terradets (tipo 9), con una densidad de 32 cél./mL, seguido del embalse de Terradets (tipo 9) con 491 cél./mL, que junto a los embalses de Monteagudo de las Vicarías (630 cél./mL) y Mezalocha (943 cél./mL), son los únicos que no han superado las 1.000 cél./mL.

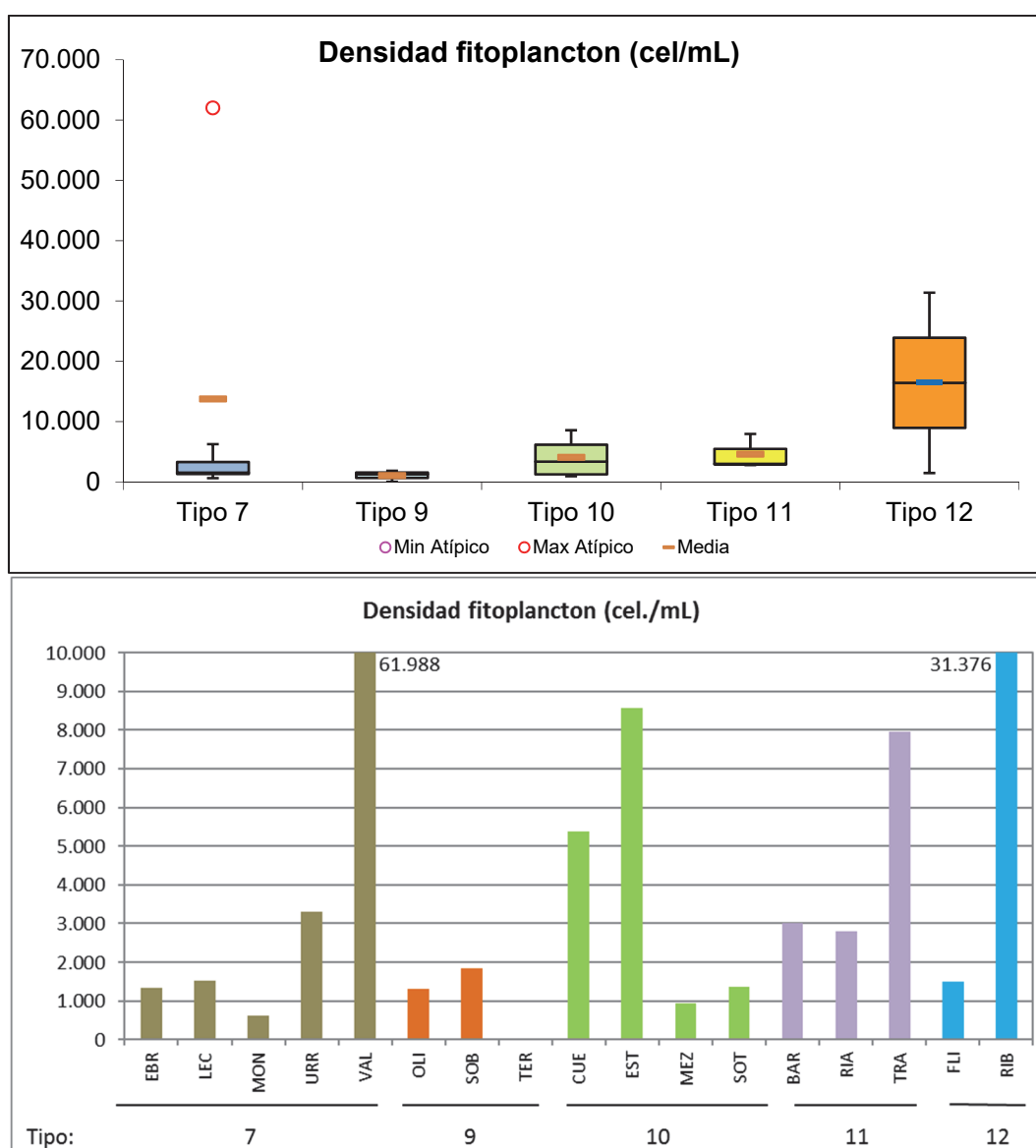


Figura 50. Densidad celular del fitoplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 49.

El comportamiento de la variable **biovolumen** celular de fitoplancton (figura 51) fue igual al de la variable densidad. Encontrando, también en este caso, el valor más elevado del ESTUDIO en un embalse del tipo 7, en El Val, con 8,79 mm³/L. Le siguen los embalses de Ribarroja (tipo 12) con 5,17 mm³/L, Cueva Foradada (tipo 10) con 4,20 mm³/L y La Tranquera (tipo 11) con 3,40 mm³/L. Del resto de embalses ninguno llega a 1 mm³/L, presentándose el biovolumen más bajo en el embalse de Terradets (tipo 9) con 0,06 mm³/L.

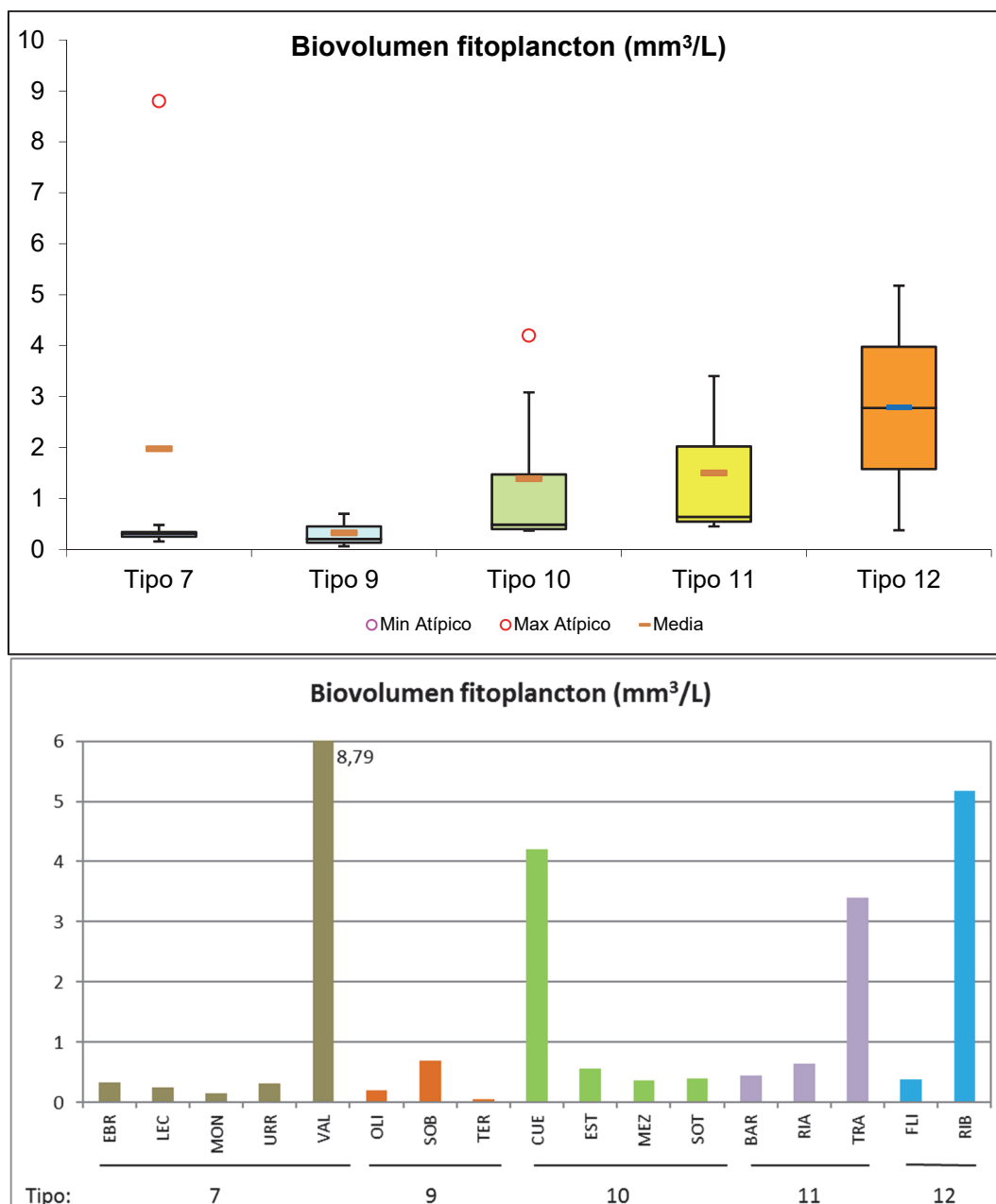


Figura 51. Biovolumen del fitoplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 49.

Los valores de **diversidad** obtenidos en las muestras de fitoplancton (figura 52) se pueden considerar los habituales en este tipo de estudios, entre 2 y 3,5 bits, aunque en el tipo 12 encontramos una diversidad inferior a 2 bits. El tipo 10 es el de mayor diversidad en promedio, con 2,9 bits, la diversidad máxima de todos los embalses corresponde al embalse de La Sotonera, precisamente del tipo 10, con 3,8 bits. El valor medio más bajo de diversidad se ha dado en el tipo 12, con 1,3 bits. El embalse con un valor más bajo ha sido el de El Val, con 0,8 bits. El resto de embalses han superado el valor de 1 bit.

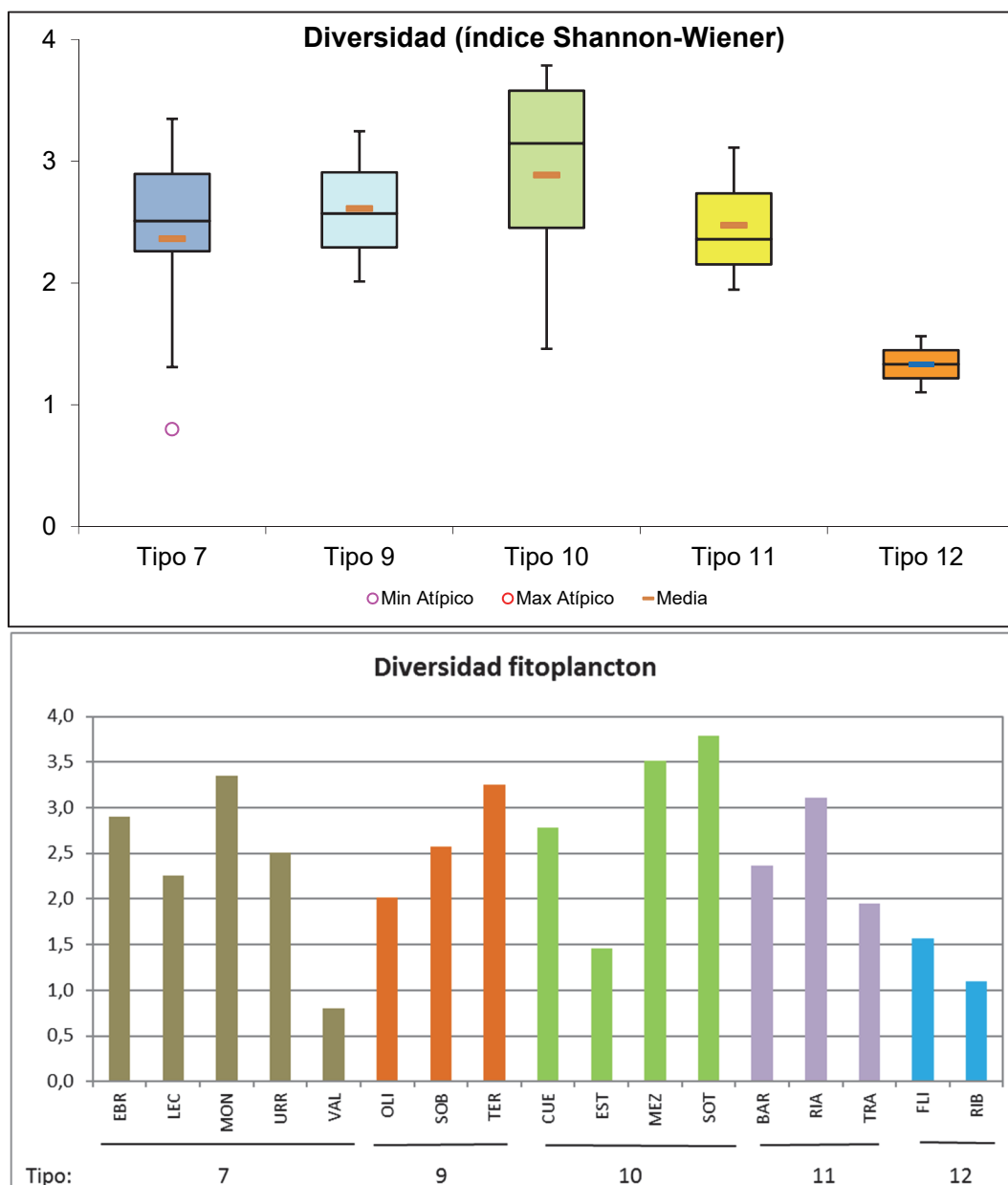


Figura 52. Diversidad del fitoplancton según el índice de Shannon-Wiener para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 49.

Las concentraciones de **clorofila a** (figura 53) presentaron valores medios muy similares entre los diversos tipos, exceptuando al tipo 12 con una concentración de clorofila a de 11,2 $\mu\text{g/L}$. El menor valor medio corresponde al tipo 9, con una concentración de 3,5 $\mu\text{g/L}$. Destacar los cuatro embalses con concentraciones superiores a 10 $\mu\text{g/L}$, el embalse de Ribarroja con 20,07 $\mu\text{g/L}$, el embalse de Cueva Foradada con 14,22 $\mu\text{g/L}$, el embalse de El Val con 12,92 $\mu\text{g/L}$ y el embalse de La Tranquera con 11,75 $\mu\text{g/L}$. En el lado contrario encontramos a tres embalses con concentraciones entre 1 y 2 $\mu\text{g/L}$, Terradets, Monteagudo de las Vicarías y Barasona.

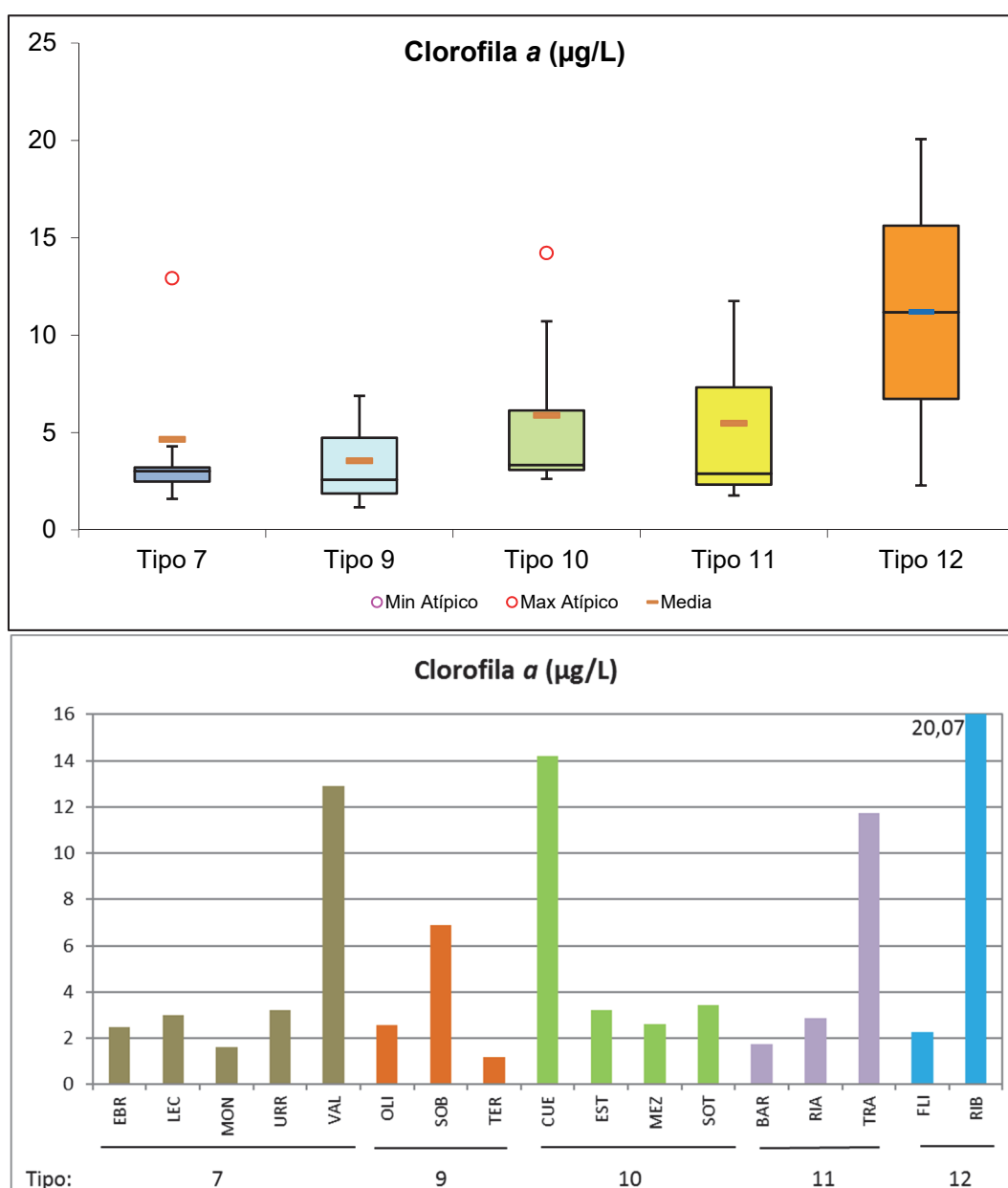


Figura 53. Concentración de clorofila a para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 49.

Con el fin de presentar una descripción más detallada de las comunidades algales planctónicas de los embalses estudiados, en las figuras 54 a 58 se muestra la distribución de la riqueza de especies para cada uno de los grupos fitoplanctónicos y tipo de embalse.

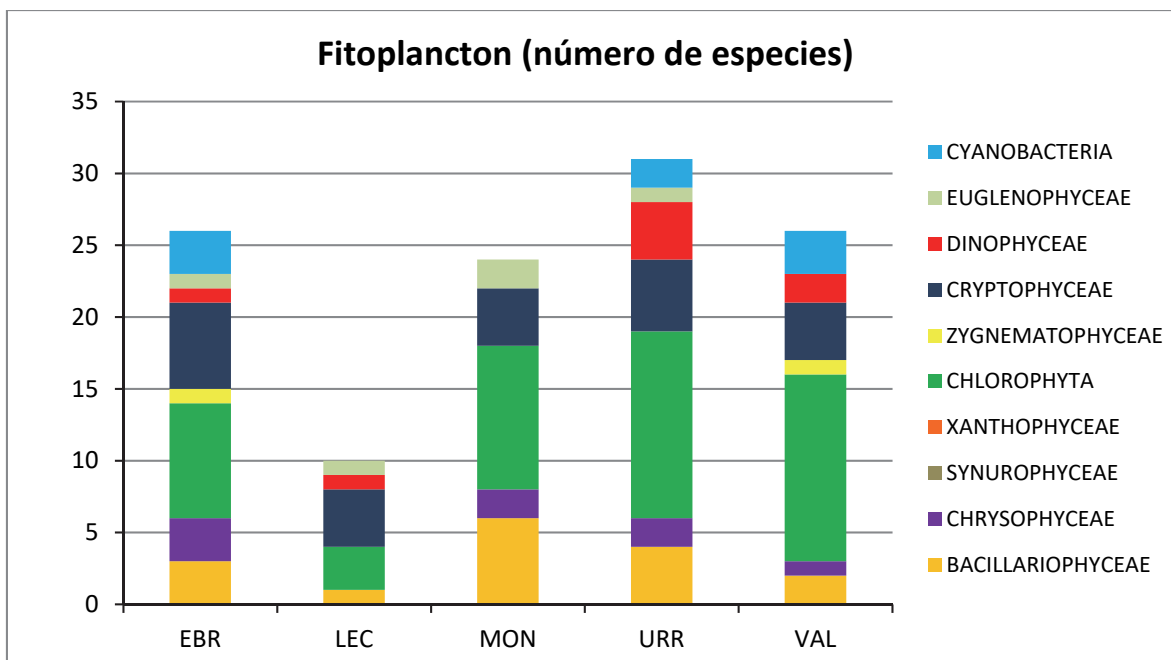


Figura 54. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 7 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

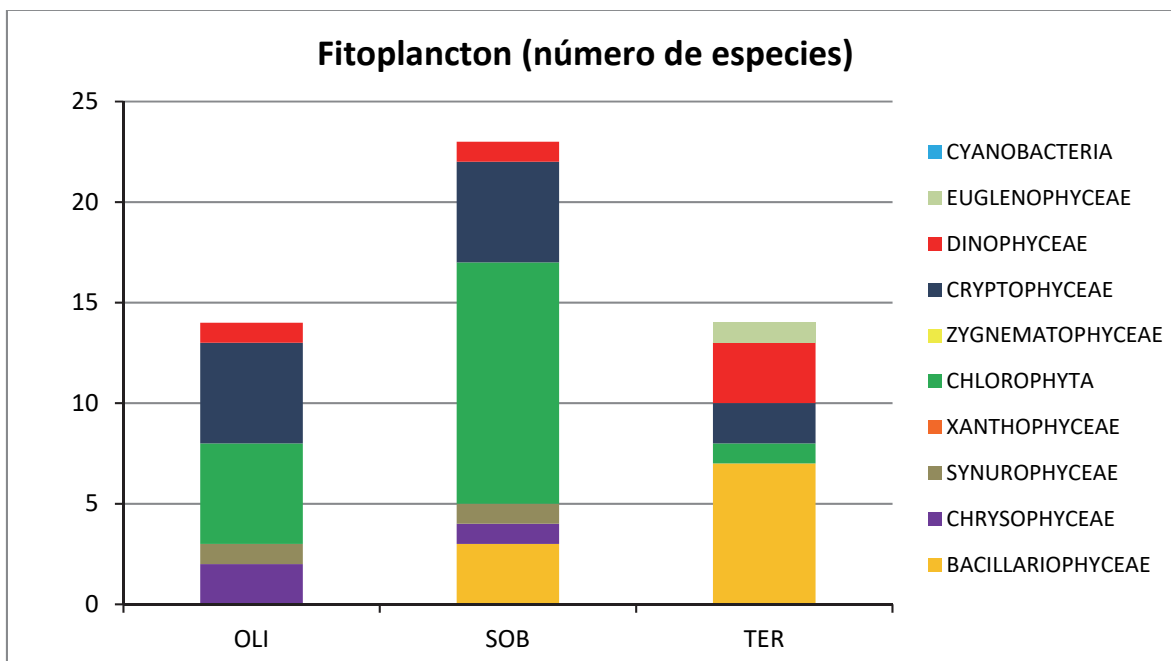


Figura 55. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 9 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

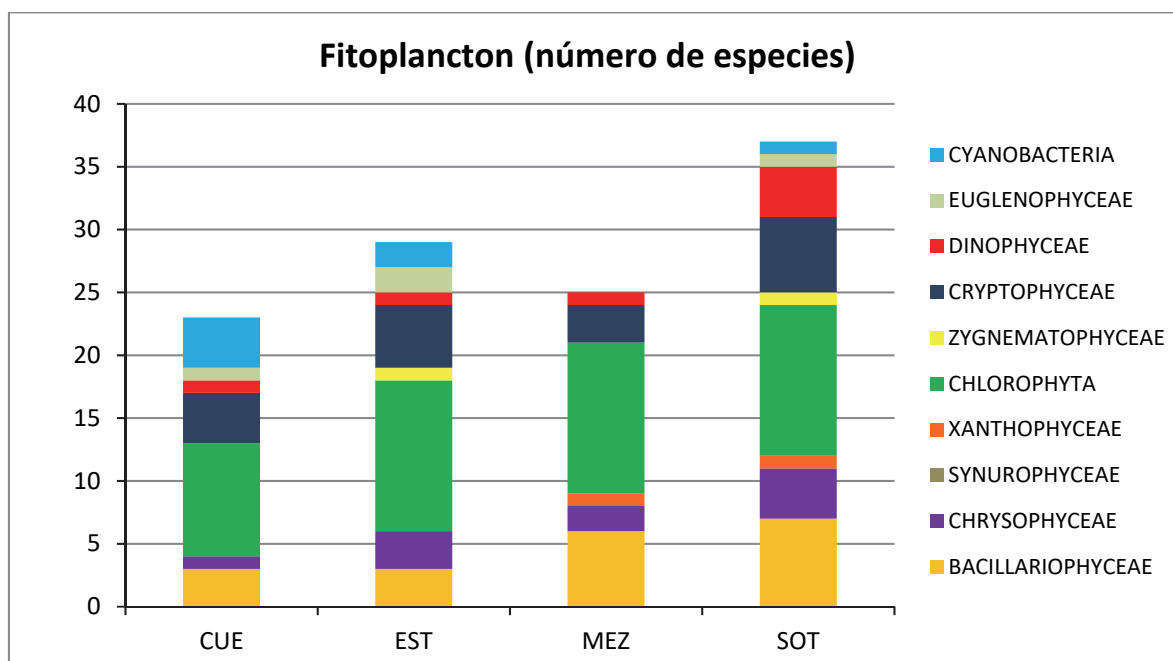


Figura 56. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 10 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

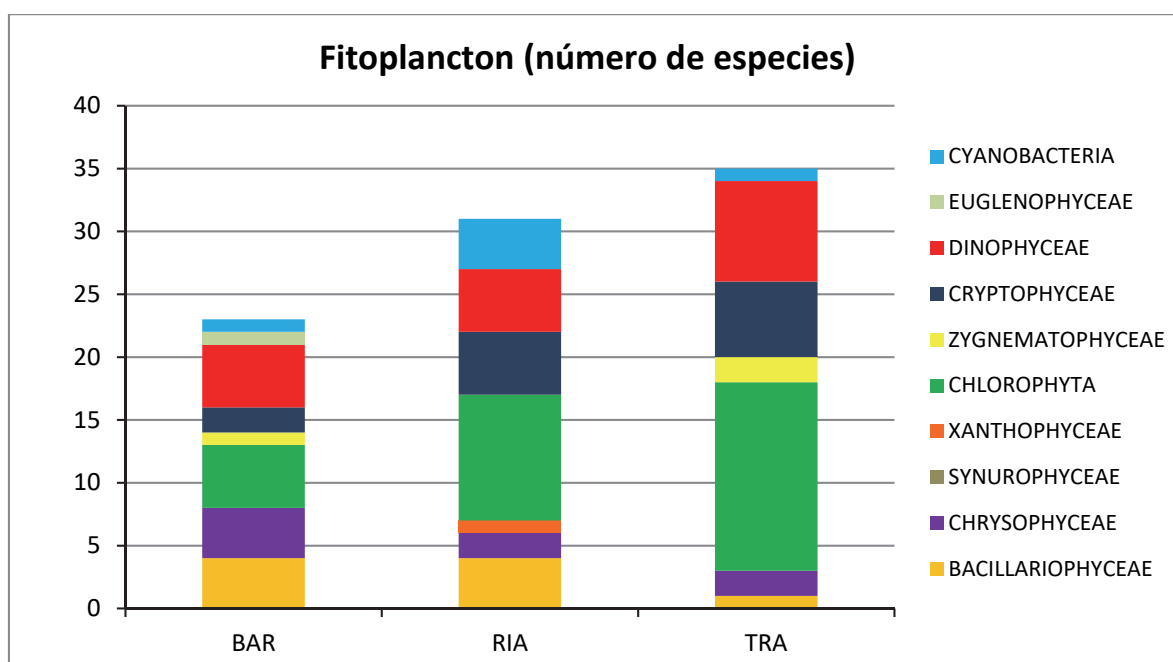


Figura 57. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 11 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

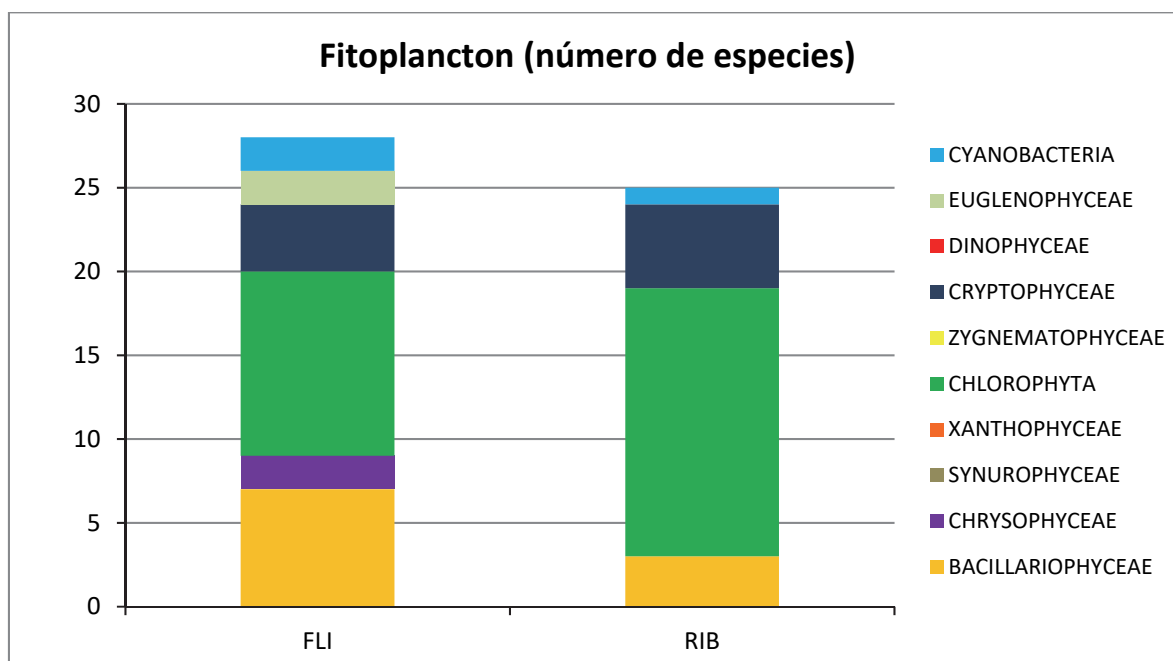


Figura 58. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 12 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

Los resultados presentados en las figuras anteriores muestran que las Chlorophyceae son en general el grupo con más riqueza en casi todos los embalses, seguido de las Cryptophyceae, que predomina en el embalse de Lechago y registra el mismo número de especies que el grupo Chlorophyceae en el embalse de Oliana. En otro embalse, Barasona, encontramos también el mismo número de especies del grupo Chlorophyceae que del grupo Dinophyceae. Mientras que en el embalse de Terradets predomina el grupo de las Bacillariophyceae.

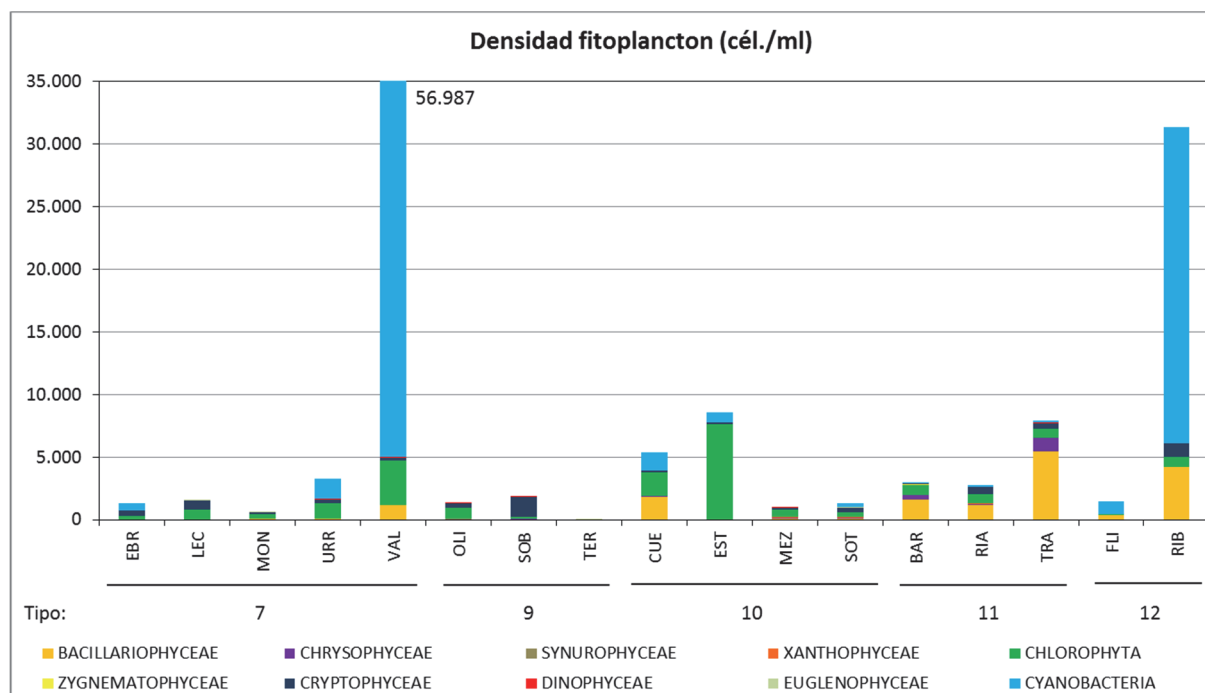


Figura 59. Densidad celular (en células por mililitro) de los grupos de algas fitoplanctónicas en los embalses del ESTUDIO. Abreviaturas de los embalses según su nombre.

En cuanto a la densidad celular (figura 59), en primer lugar, como grupo dominante se sitúan las Cianobacterias (algas verde-azules), dominando en cinco embalses. Este grupo algal domina en los dos embalses con las mayores densidades, como son El Val (56.879 cél./mL) y Ribarroja (25.247 cél./mL). Aunque también es mayoritario en otros embalses como Urrúnaga (1.624 cél./mL) y Flix (999 cél./mL).

Las Chlorophyceae (Clorofíceas o algas verdes) son el segundo grupo con mayor densidad en el fitoplancton. Son las más abundantes en siete embalses. De mayor a menor densidad, se ha registrado los siguientes valores: La Estanca de Alcañiz (7.612 cél./mL), Cueva Foradada (1.887 cél./mL), Oliana (887 cél./mL), Lechago (806 cél./mL), Mezalocha (539 cél./mL), Monteagudo de las Vicarías (356 cél./mL) y La Sotonera (349 cél./mL).

El tercer grupo en importancia es Bacillariophyceae, destacando su predominancia en cuatro embalses. Con mayor densidad en el embalse de La Tranquera con 5.498 cél./mL. En el resto de embalses registra valores menores como en Barasona con 1.629 cél./mL, Rialb 1.179 cél./mL y en Terradets con 18,89 cél./mL.

Destacar la dominancia del grupo Cryptophyceae en el embalse de Sobrón con 1.590 cél./mL.

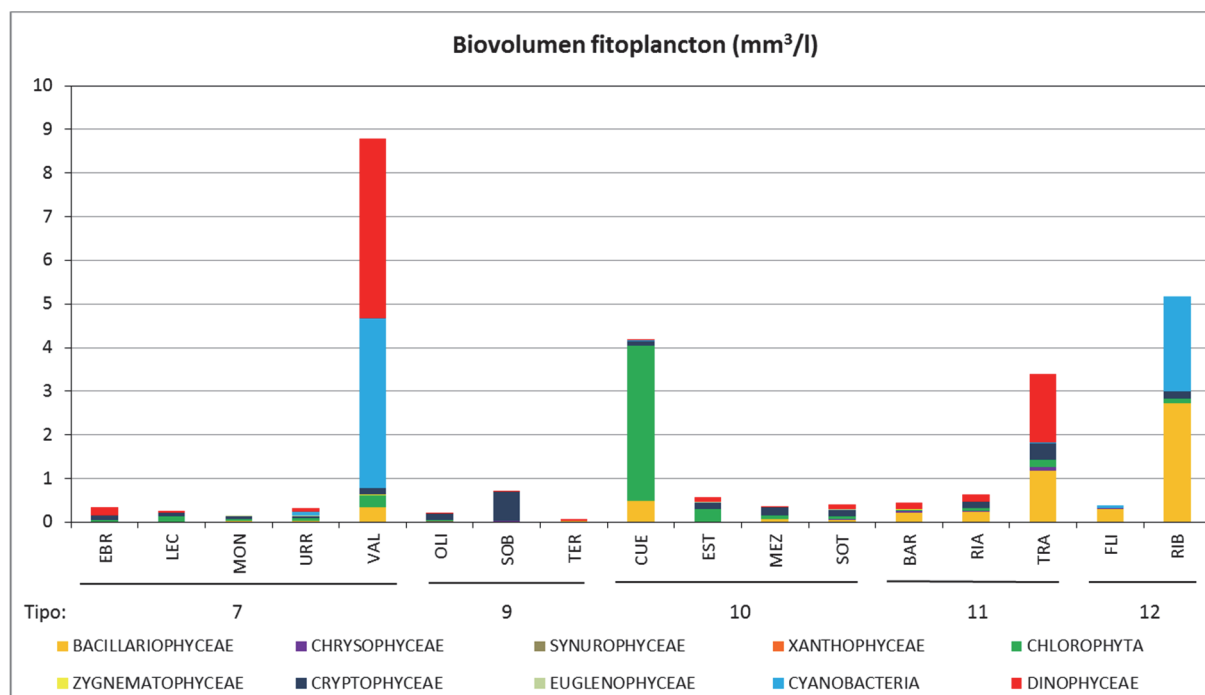


Figura 60. Biovolumen del fitoplancton (en mm³ por litro) de los grupos de algas fitoplanctónicas en los embalses del ESTUDIO de. Abreviaturas de los embalses según su nombre.

Si observamos la representación de los biovolúmenes del fitoplancton (figura 60) no hay ningún grupo que predomine sobre el resto. Sin embargo, las Dinofíceas presentan un biovolumen mayor y son las que dominan en dos de los embalses con mayor biovolumen, llegando a ser dominantes en un total de cuatro embalses. Los embalses son El Val con 4,12 mm³/L (el valor más elevado de todo el ESTUDIO), La Tranquera con 1,57 mm³/L, Ebro con 0,19 mm³/L y Terradets con 0,03 mm³/L.

El segundo grupo dominante, aunque domina solo en un embalse, son las Cianobacterias. Esto es debido a que son el segundo grupo dominante en los dos embalses con mayor biovolumen, El Val con 3,9 mm³/L y Ribarroja con 2,18 mm³/L.

El tercer grupo domina en cuatro embalses, son las Bacillariofíceas. Este grupo cobra relativa importancia en biovolumen en el embalse de Ribarroja (2,73 mm³/mL), mientras que en el resto de embalses, Flix, Rialb y Barasona, el biovolumen no pasa de los 0,3 mm³/L.

Las Clorofíceas, muy importantes en cuanto a su densidad, solo son mayoritarias en tres embalses. Destacar la dominancia en el embalse de Cueva Foradada donde se registra un biovolumen de 3,56 mm³/L. Mientras que en la Estanca de Alcañiz y Lechago el biovolumen es inferior a 0,3 mm³/L.

Respecto a las criptofíceas (Cryptophyceae), que con la densidad solo dominaban en un embalse, con los resultados de biovolumen predominan en cuatro embalses, aunque con un biovolumen que en el embalse de Sobrón es de 0,66 mm³/L y en el resto de embalses (Mezalocha, La Sotonera, Oliana y Monteagudo de las Vicarías) no supera los 0,2 mm³/L.

Las zignematofíceas (Zygnematophyceae), las xantofíceas (Xantophyceae) y las Synurophyceae son siempre grupos minoritarios en densidad y biovolumen.

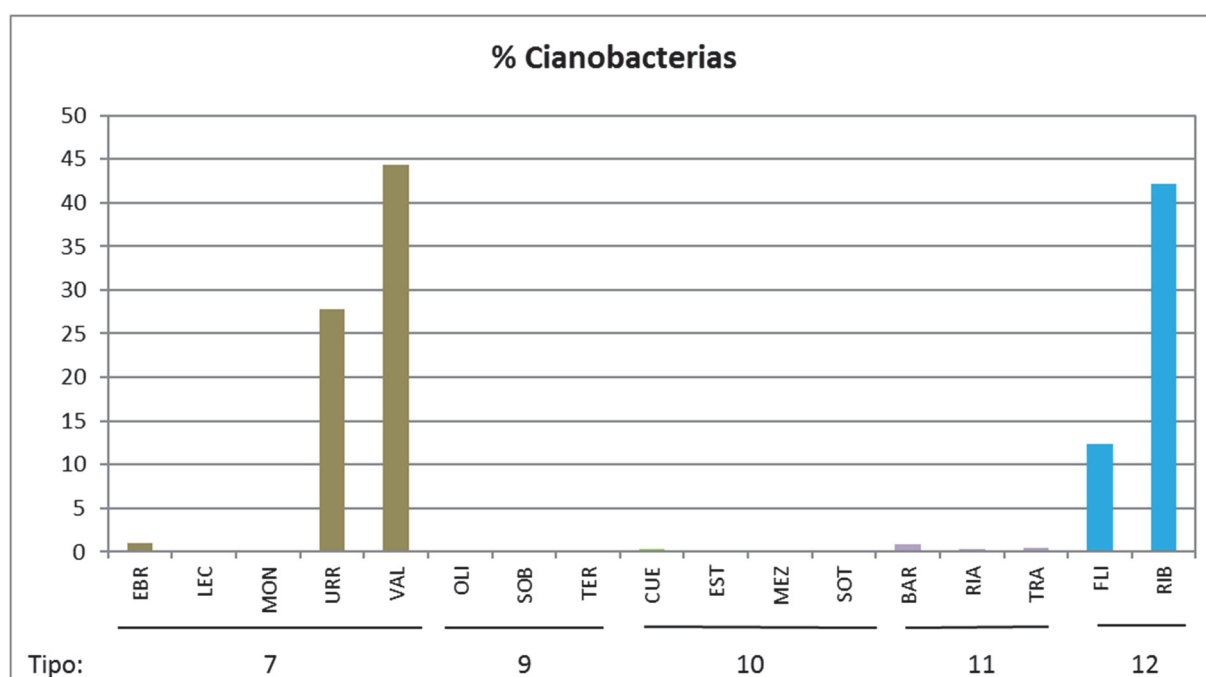


Figura 61. Porcentaje de Cianobacterias respecto a la densidad total del fitoplancton estimado según el Protocolo de análisis y cálculo de métricas de fitoplancton en lagos y embalses (MAGRAMA, 2015), para los diferentes embalses del ESTUDIO. Leyenda de los embalses ordenados según su tipo y después por su nombre.

El grupo Cyanobacteria (Cianobacterias o algas verde-azules) es el de mayor interés para la calidad de las masas de agua, no sólo por su biomasa, sino por la posibilidad de presentar sustancias tóxicas que pueden causar problemas para el uso del agua.

La figura 61 muestra cómo gran parte de los embalses, trece, un 76,5 %, no tienen algas de este grupo o las tienen en un porcentaje inferior al 1 %, y tres embalses, un 17,7 %, las tienen en cantidades superiores al 20 % de la densidad total. Ordenados de mayor a menor porcentaje son: El Val, Ribarroja y Urrúnaga. A pesar de tener un porcentaje elevado, se debe considerar que su biovolumen no es tan elevado como para llegar a niveles preocupantes para la calidad del agua y su biomasa es muy baja respecto a otros grupos de células de mayor tamaño. Consideración especial merecen el caso de El Val y Ribarroja, ya que las

cianobacterias son el grupo predominante y la especie mayoritaria es *Aphanizomenon gracile*, potencial productora de cianotoxinas. La presencia de cianobacterias, probablemente esté relacionada con el alto nivel de nutrientes en el sistema. La bibliografía general (Oliver & Ganf, 2002; Reynolds, 2006) relaciona la densidad de cianofíceas formadoras de blooms con la eutrofización, aunque se han documentado numerosas excepciones, como ha sucedido en otros años en embalses como Itoiz, quizás más relacionado con la falta de sol que con los nutrientes.

4.3.2. Zooplancton

En las muestras cuantitativas (2 botellas Ruttner x 2,6 L), se registraron 54 especies de zooplancton en un total de 17 embalses, agrupadas en tres grupos taxonómicos principales, el orden Cladóceras (11 especies), la subclase Copépoda (8 taxones) y el *phylum* Rotífera (34 especies). También se contabilizaron las fases larvarias de *Dreissena polymorpha* (Mollusca, Bivalvia).

En las muestras de arrastre de redes verticales, la proporción entre grupos fue parecida, aunque recogiendo un total de 60 especies (ver tabla 11), incluyendo también la presencia de la especie *Dreissena polymorpha*.

Tabla 11. Proporción entre grupos del zooplancton en la muestra cuantitativa y en la cualitativa mediante red.

	Cuantitativas		Redes	
Cladóceras	11	20,4 %	13	21,7 %
Copépoda	8	14,8 %	10	16,7 %
Rotífera	34	62,9 %	36	60,0 %
Otros taxones	1	1,8 %	1	1,7 %
Total	54		60	

La comunidad zooplanctónica estudiada en los diferentes cuerpos de agua fue descrita según las siguientes variables:

Densidad (individuos/L, ind./L), biomasa (μg peso seco/litro, $\mu\text{g/L}$), riqueza de especies y diversidad, a partir de las muestras cuantitativas. Seguidamente se resumen los resultados obtenidos por tipologías de embalses.

La **riqueza** de especies (figura 62) se situó en torno a 13 especies por embalse (valor de la media). Las medias de los diferentes tipos fueron muy parecidas, con el tipo 12 presentando el mayor valor con 15 especies, y el tipo 9 presentando el valor más bajo con 11 especies. Valores destacados de riqueza zooplanctónica se dieron en los siguientes embalses: Urrúnaga con 20, La Estanca de Alcañiz con 18 y El Val con 17 especies. Se encontraron menos de 10 especies en tres embalses: Monteagudo de las Vicarías y Terradets con 9 y Lechago con 7.

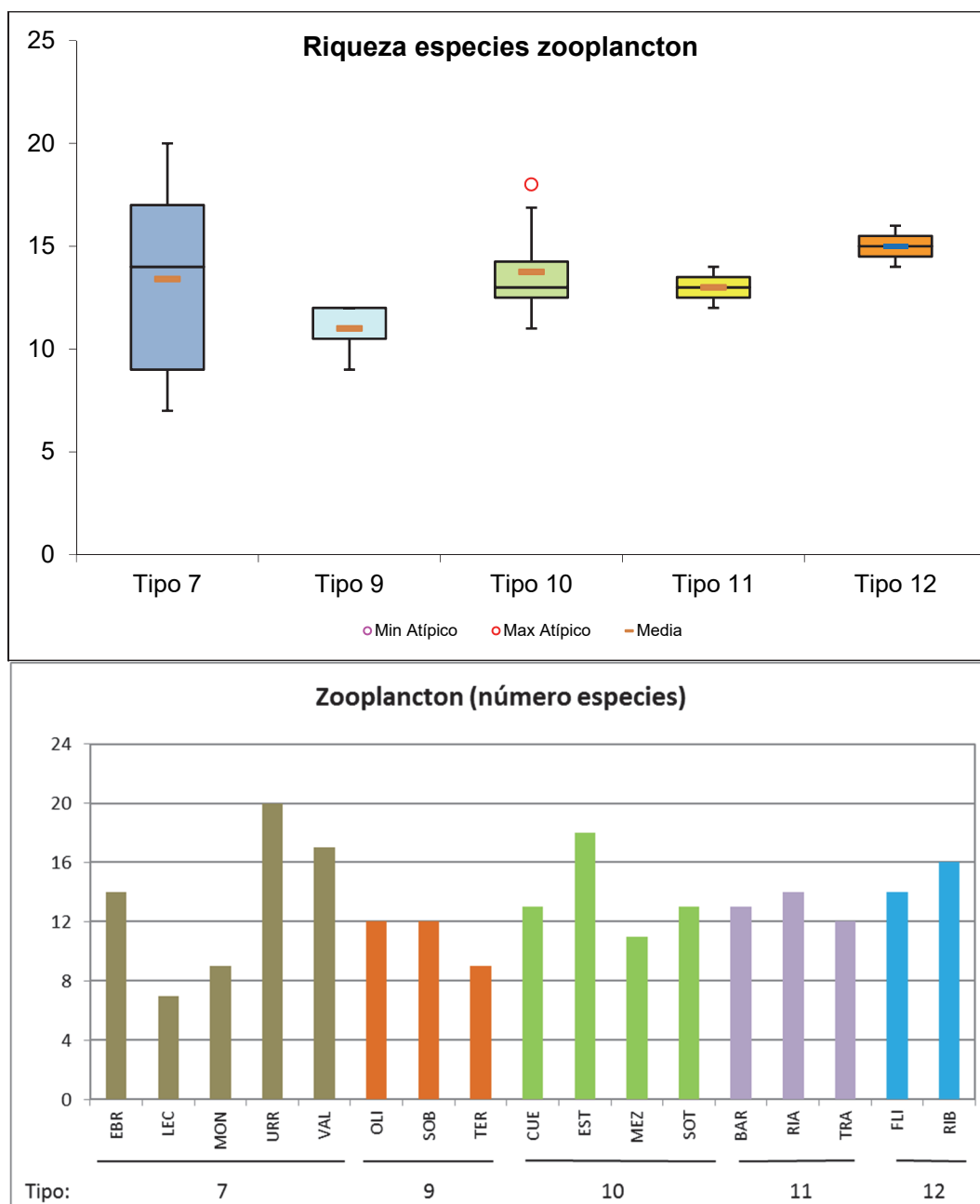


Figura 62. Riqueza de especies de zooplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Tipos: 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos.

La **densidad** de individuos media (figura 63) ha sido de 525,36 ind/L, con valores que han ido desde los 37,88 ind/L en el embalse de Lechago hasta los 2.321 ind/L en La Estanca de Alcañiz, máximo de este ESTUDIO. Por tipos, el promedio más alto con diferencia ha sido para el tipo 10, con un valor muy superior al resto, el comentado de La Estanca de Alcañiz. Mientras que el más bajo ha sido para el tipo 9, con densidades inferiores a 20 ind/L en los embalses de Oliana y Sobrón.

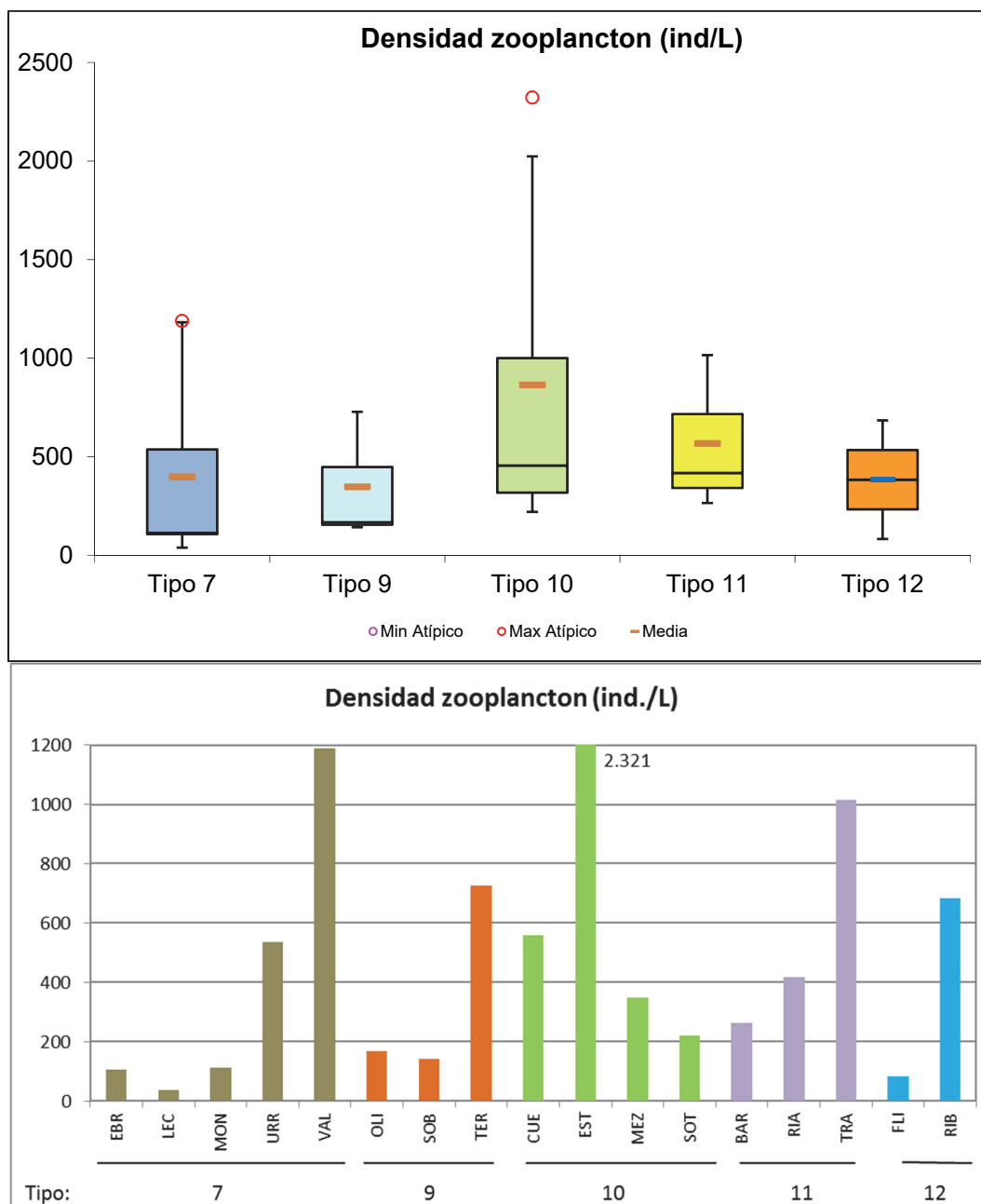


Figura 63. Densidad celular del zooplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 63.

La **biomasa** media (figura 64) sigue la tendencia de la densidad, pero se diferencia en que ahora la media del tipo 12 es más elevada que la del tipo 11. Pero la media más alta sigue siendo la del tipo 10, con el máximo absoluto de todo el ESTUDIO del embalse de Cueva Foradada, con 434 $\mu\text{g/L}$, especialmente debido a la presencia del copépodo *Neolovenula alluaudi* con una biomasa de 217 $\mu\text{g/L}$. En la parte opuesta, los valores menores han sido para el tipo 9. Por embalses destacar el valor más bajo de todo el ESTUDIO, que se ha registrado en un embalse del tipo 12, en el embalse de Flix con 31,7 $\mu\text{g/L}$.

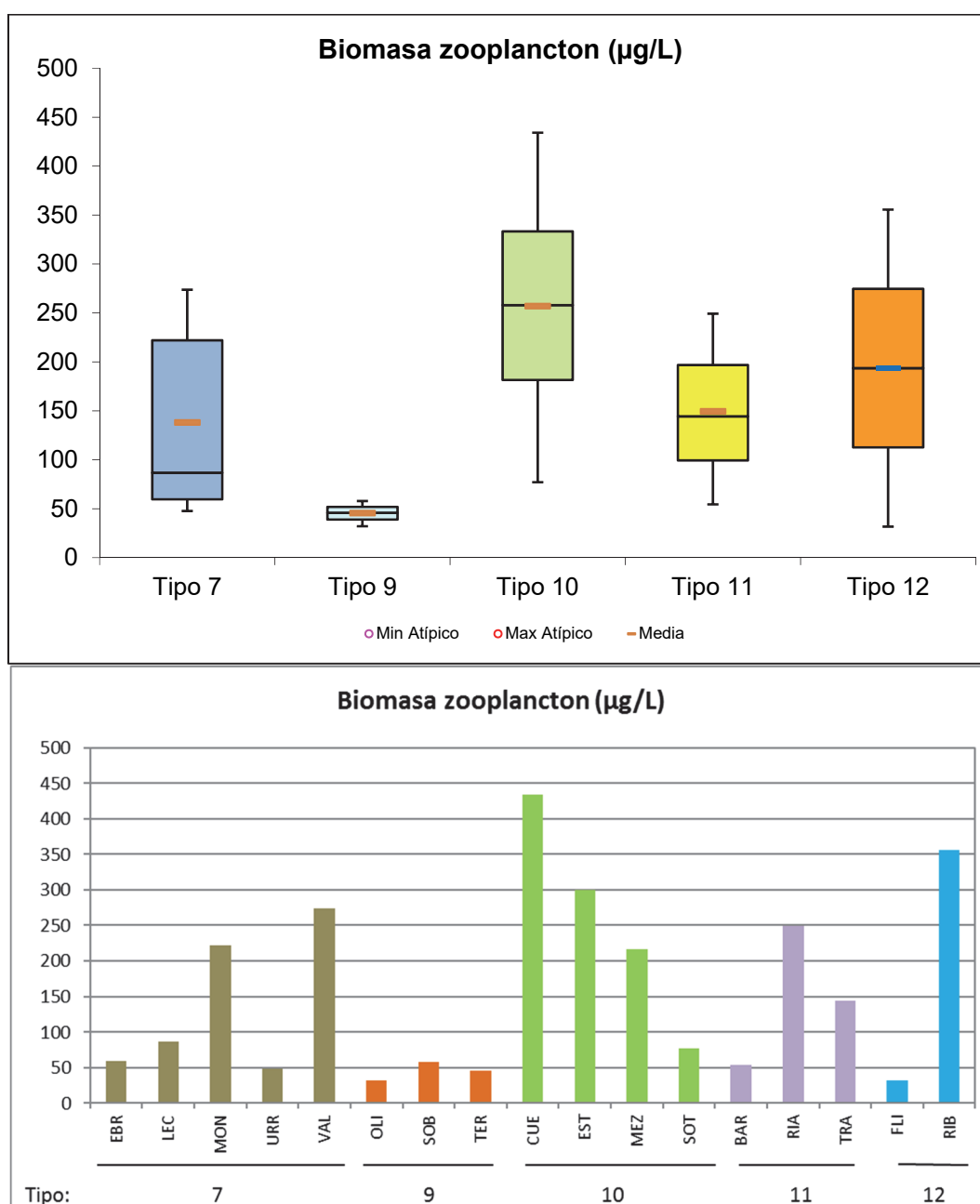


Figura 64. Biomasa del zooplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 63.

La **diversidad** máxima (figura 65) se presenta en los tipos 7 y 12 con 2,41 bits, mientras que la mínima se da en el tipo 9 con 1,96 bits. Cinco embalses se sitúan por debajo de los valores habituales de diversidad para los ecosistemas acuáticos, entre 2 y 3 bits. El máximo de diversidad se encuentra en Rialb, con 3,0 bits. Destacar el valor mínimo del embalse de La Tranquera (tipo 11) con 1,22 bits, único embalse junto a Terradets (tipo 9), con 1,38 bits, que no supera el valor de 1,5 bits, el resto están todos por encima de 1,5 bits.

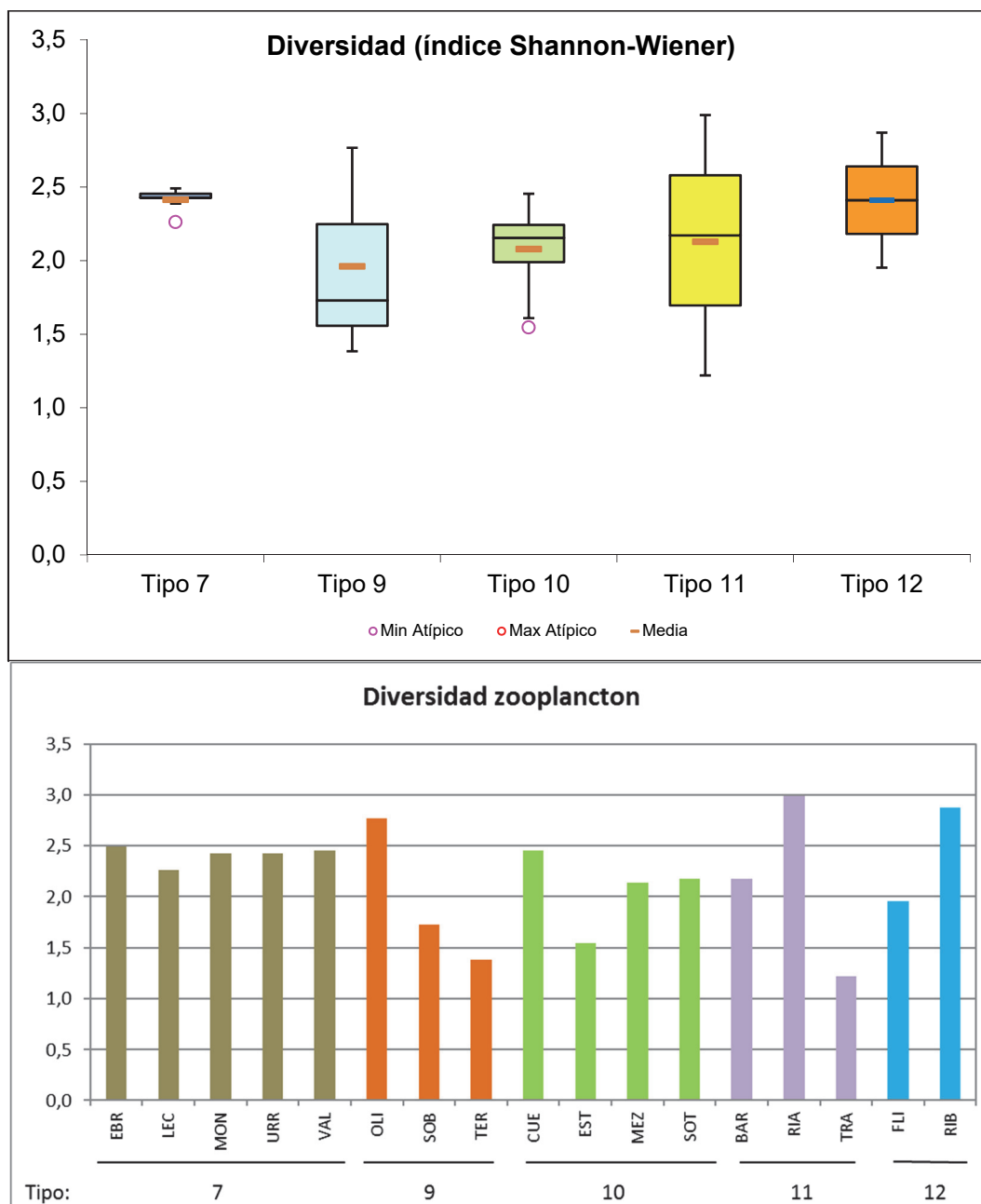


Figura 65. Diversidad del zooplancton según el índice de Shannon-Wiener para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 63.

En las figuras siguientes (figuras 66 a 70) observamos la distribución por tipos de la densidad del zooplancton en los diversos embalses estudiados, indicando los cuatro grupos zooplanctónicos.

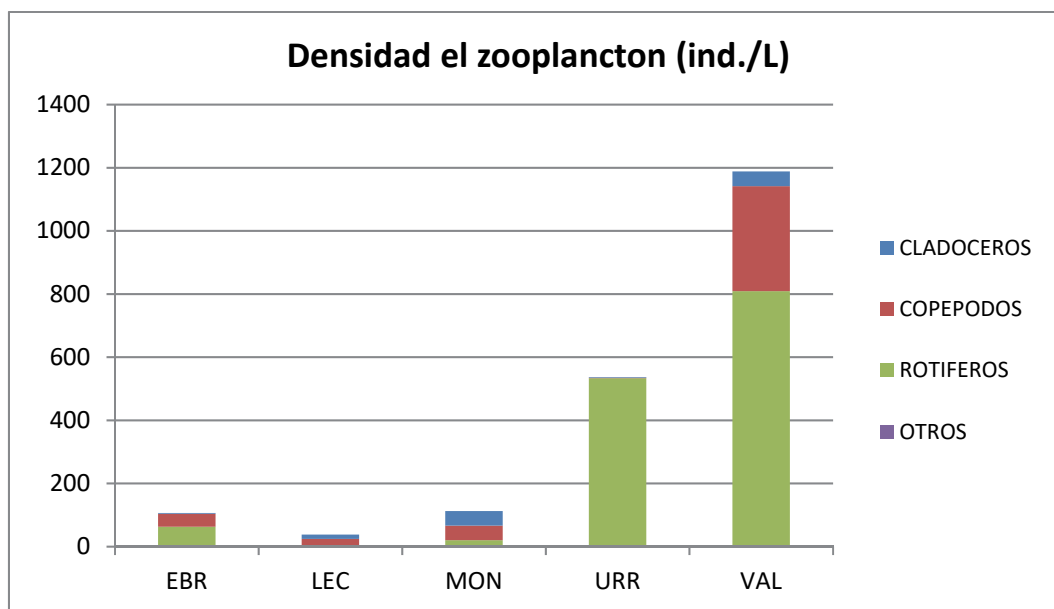


Figura 66. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 7 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

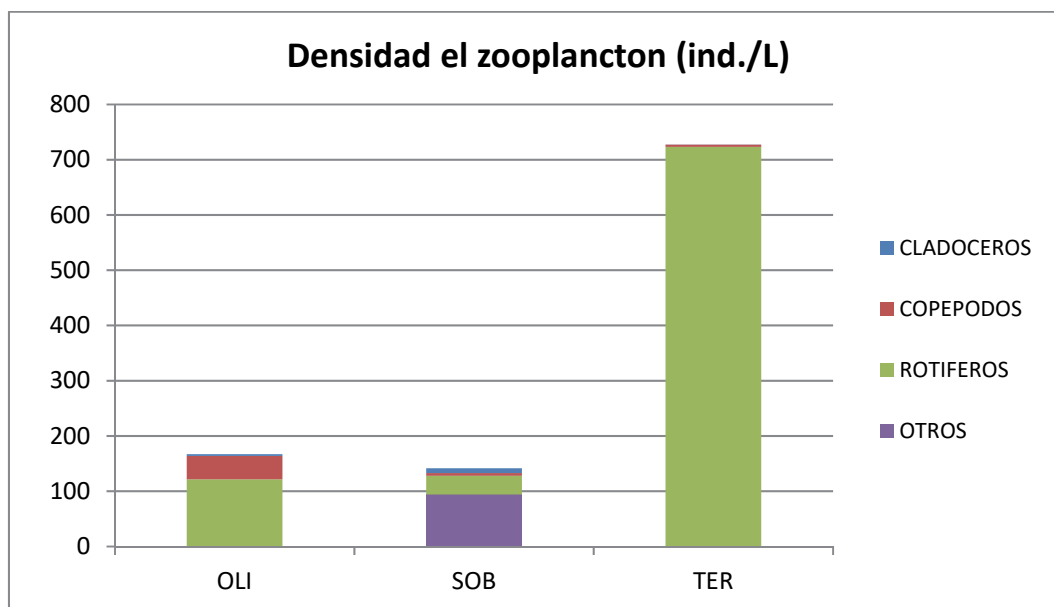


Figura 67. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 9 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

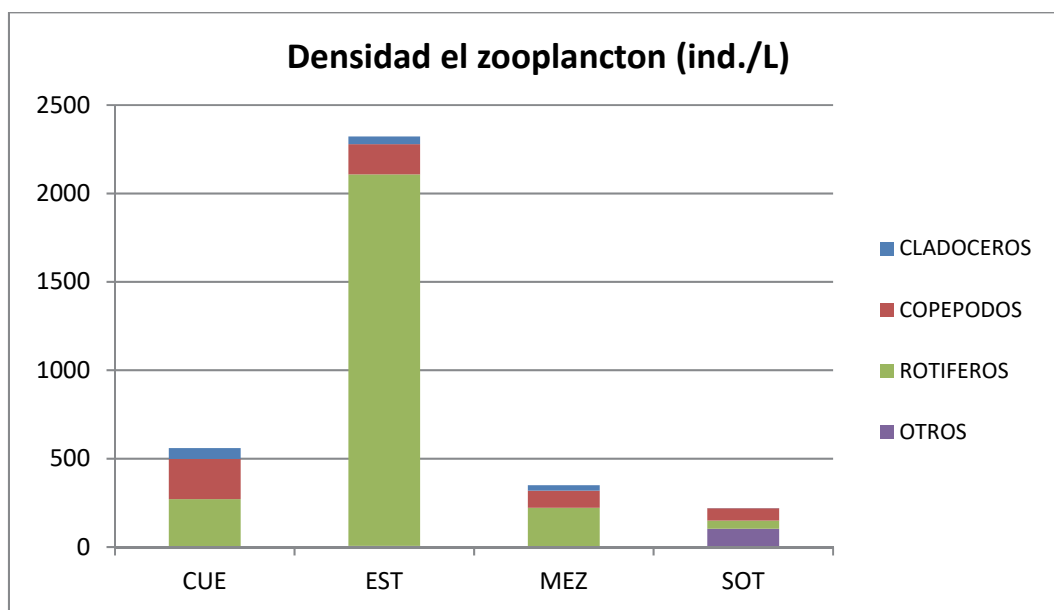


Figura 68. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 10 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

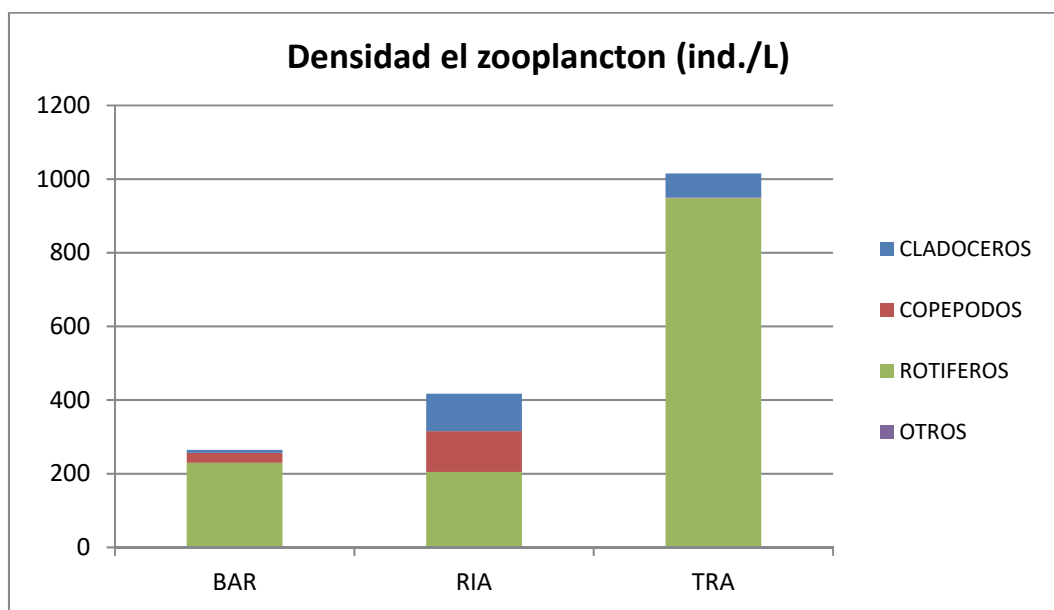


Figura 69. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 11 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

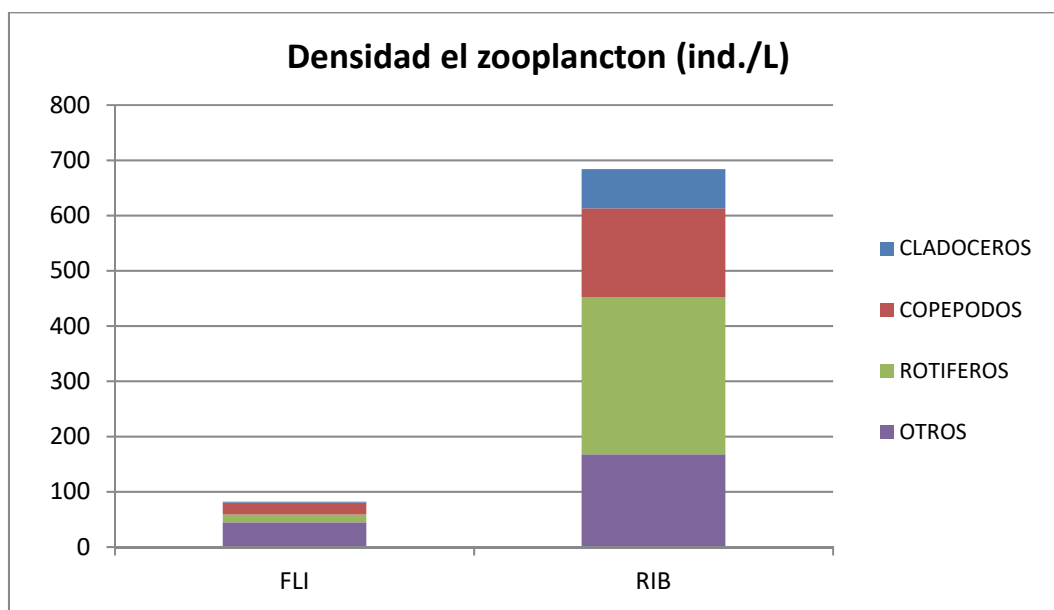


Figura 70. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 12 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

Se observa, como suele ser lo habitual, una clara predominancia de los rotíferos, representando la mayor densidad zooplanctónica en la mayoría de los embalses, 12. Las excepciones a esta regla general, con predominancia de los copépodos, se dan en los embalses de Lechago con 23,27 ind./L y Monteagudo de las Vicarías con 46,54 ind./L, ambos del tipo 7. En otros tres embalses predomina la larva de mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*): Sobrón, La Sotonera y Flix.

En 2018 se capturaron larvas de mejillón cebra en seis embalses: Ribarroja, La Sotonera, Sobrón, Flix, La Estanca de Alcañiz y Urrúnaga. La densidad de larvas en el embalse de Ribarroja fue la más alta, con 167 ind./L y representando un 24 % de la comunidad zooplanctónica. Seguidamente con densidades también elevadas se presentaron La Sotonera y Sobrón con 103 y 93 ind./L respectivamente, lo que representa un 47 % de la comunidad zooplanctónica para La Sotonera y un 66 % para Sobrón. Respecto al año 2017, en el que se muestrearon todos los embalses en los que ha aparecido mejillón zebra en 2018, la densidad y el porcentaje ha aumentado en todos ellos excepto en los embalses de Urrúnaga, en el que ha disminuido tanto la densidad como el porcentaje, y Sobrón, en el que solo ha disminuido la densidad. En las muestras de red los valores porcentuales han sido más bajos en general,

salvo en Ribarroja y Urrúnaga, donde han sido mayores a los obtenidos con las muestras cuantitativas.

Solamente se han encontrado larvas en las muestras cuantitativas y en las cualitativas de los embalses del ESTUDIO en los que el mejillón cebra está presente.

Tabla 12. Abundancia de *Dreissena polymorpha* en los embalses estudiados en 2018.

Embalse	Código	<i>D. polymorpha</i> (ind/L)	<i>D. polymorpha</i> (% densidad)	<i>D. polymorpha</i> (% red)
Ribarroja	RIB	167,69	24,52	60,45
La Sotonera	SOT	103,08	46,94	12,43
Sobrón	SOB	93,85	66,30	11,75
Flix	FLI	44,62	54,33	27,23
Estanca de Alcañiz	EST	6,15	0,27	0,45
Urrúnaga	URR	4,62	0,86	12,45

4.4. Análisis multivariante

Seguidamente, con el fin de obtener una imagen o marco general de las variables ambientales estudiadas en los embalses y su distribución por tipos de embalses, se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA).

Este método extrae nuevas variables (ejes de variación) obtenidas por combinación lineal de las variables originales introducidas en el análisis, optimizando explícitamente el ajuste de los datos biológicos a las variables ambientales consideradas (Ter Braak & Prentice, 1988). Así, en el PCA, los ejes que explican la respuesta biológica están forzados a ser combinación lineal de las variables ambientales estudiadas (Ter Braak & Smilauer, 1998). Los datos se han transformado previamente para normalizar sus valores según los procedimientos estadísticos habituales, cuando ha sido procedente.

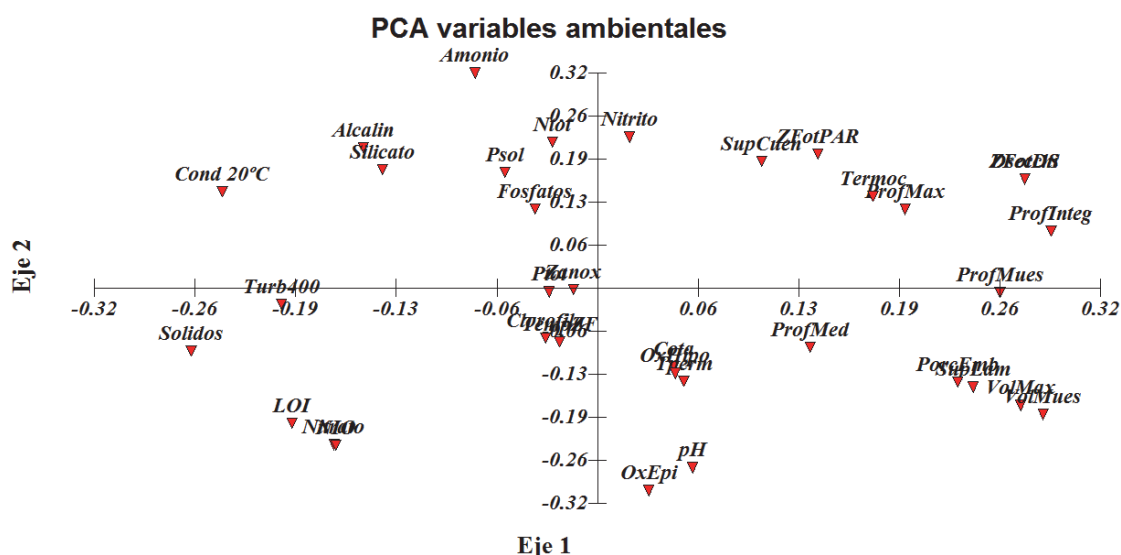


Figura 71. Representación de la posición de las variables estudiadas en los embalses en 2018 frente a los ejes principales 1 y 2 del análisis multivariante PCA.

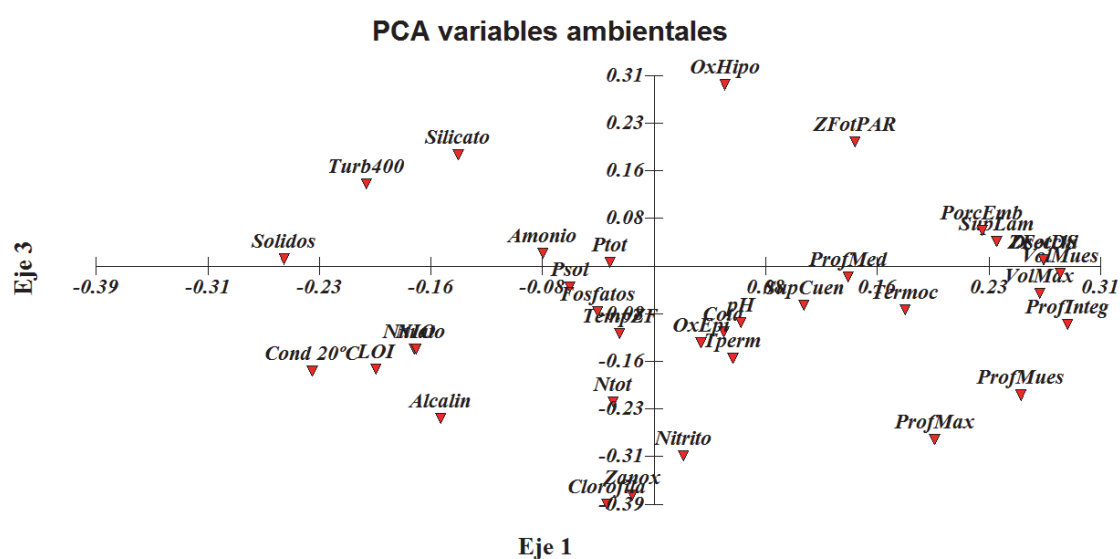
Los resultados obtenidos muestran que los tres primeros ejes explican un 53 % de la varianza entre los embalses. El porcentaje de la varianza explicado por el eje 1 es el 23 %, el segundo eje explica el 16 % y el tercer eje el 13 %. En la figura 71 se representa la posición de las variables con respecto a los ejes principales 1 y 2; mientras que la figura 72 hace la representación para los ejes principales 1 y 3.

El eje 1 da mayor peso en la zona positiva a las variables relacionadas con la transparencia, y a características morfológicas de los embalses, frente a una mayor concentración de sólidos

y turbidez, tramos de orden superior que reciben la carga de nutrientes de aguas arriba de la cuenca.

En el eje 2 tienen mayor peso en la zona negativa las variables relacionadas con la oxigenación, mientras que en la parte positiva tienen más peso las variables relacionadas con la anoxia y sobre todo los nutrientes, tanto el fósforo como el nitrógeno.

El eje 3 separa en la zona positiva las variables relacionadas con la buena oxigenación; frente a la zona negativa donde tienen peso las variables relacionadas con la eutrofización, presencia de nitrógeno y clorofila, y la falta de oxígeno.



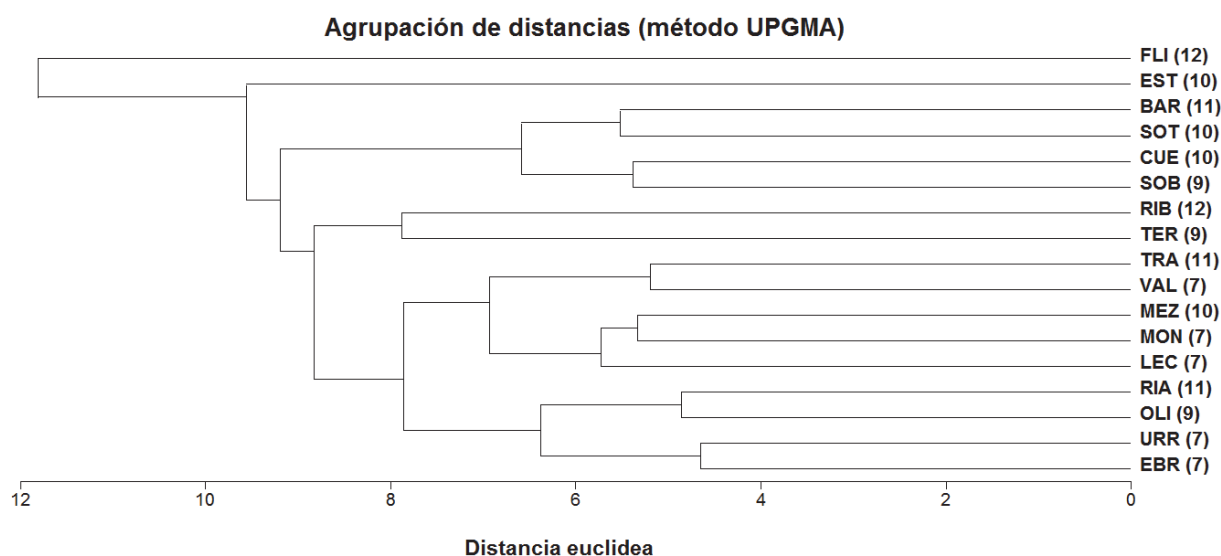
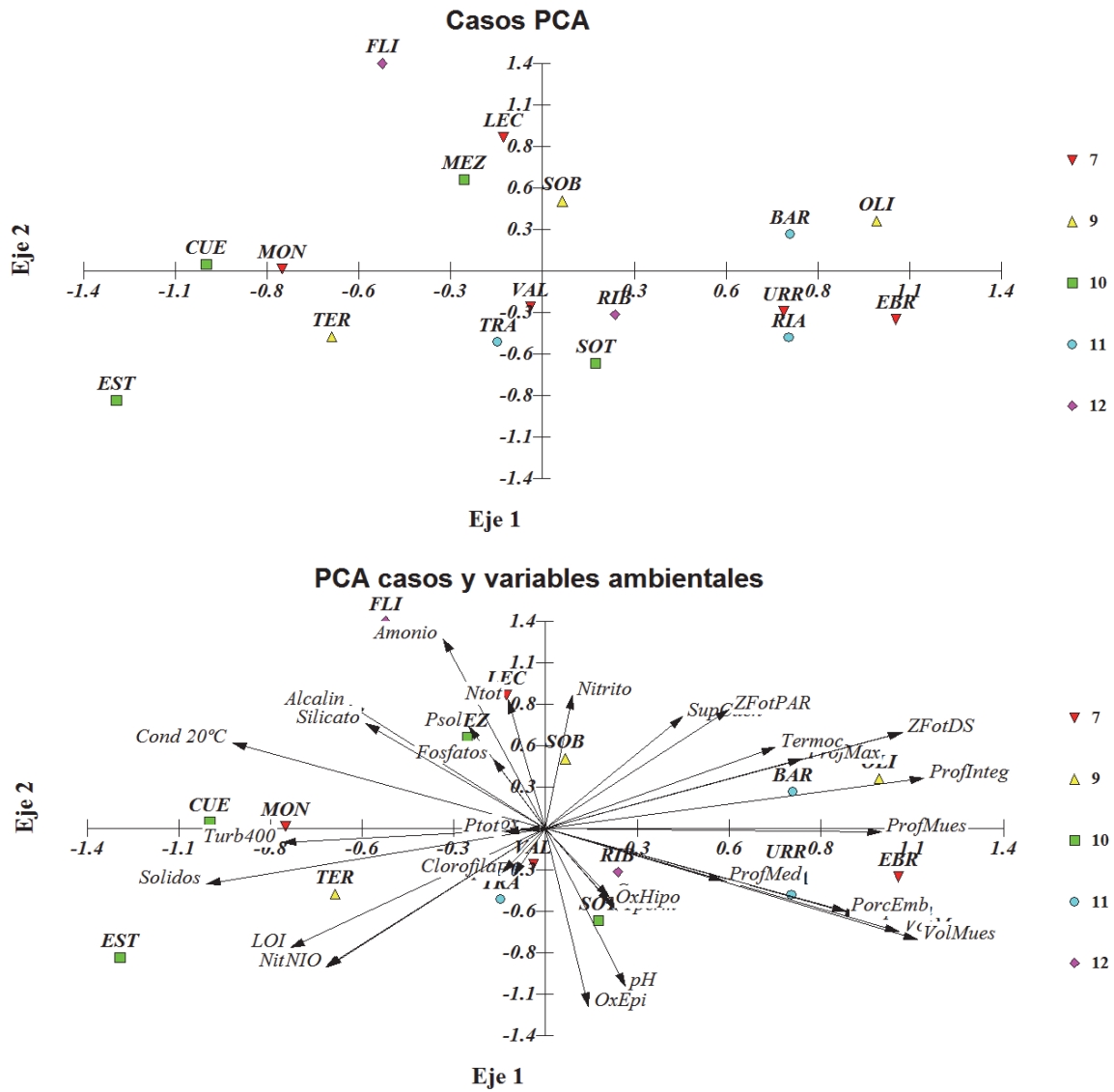
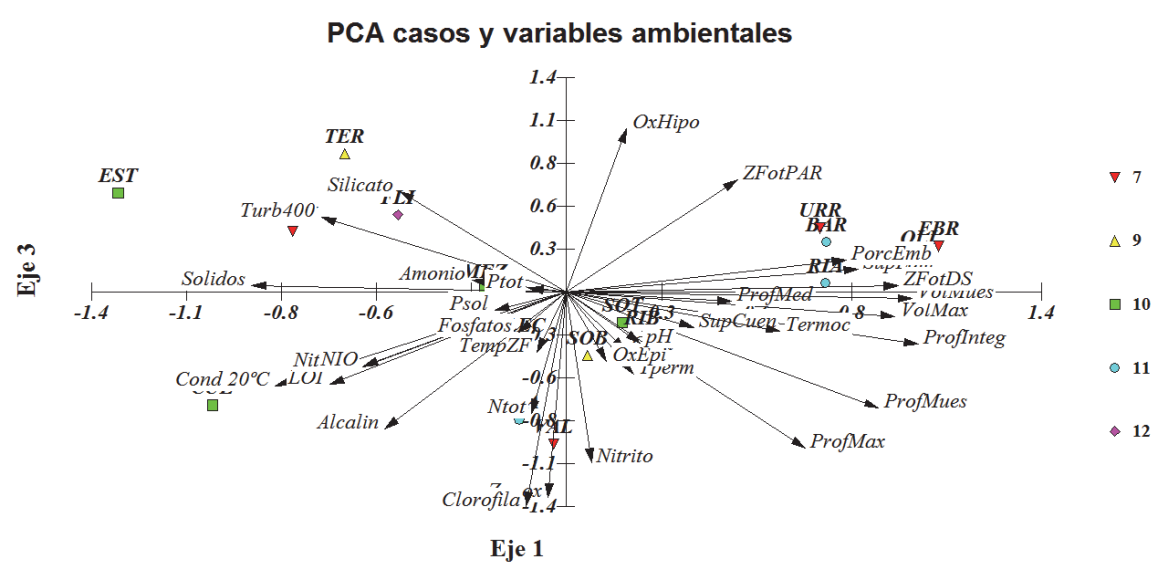
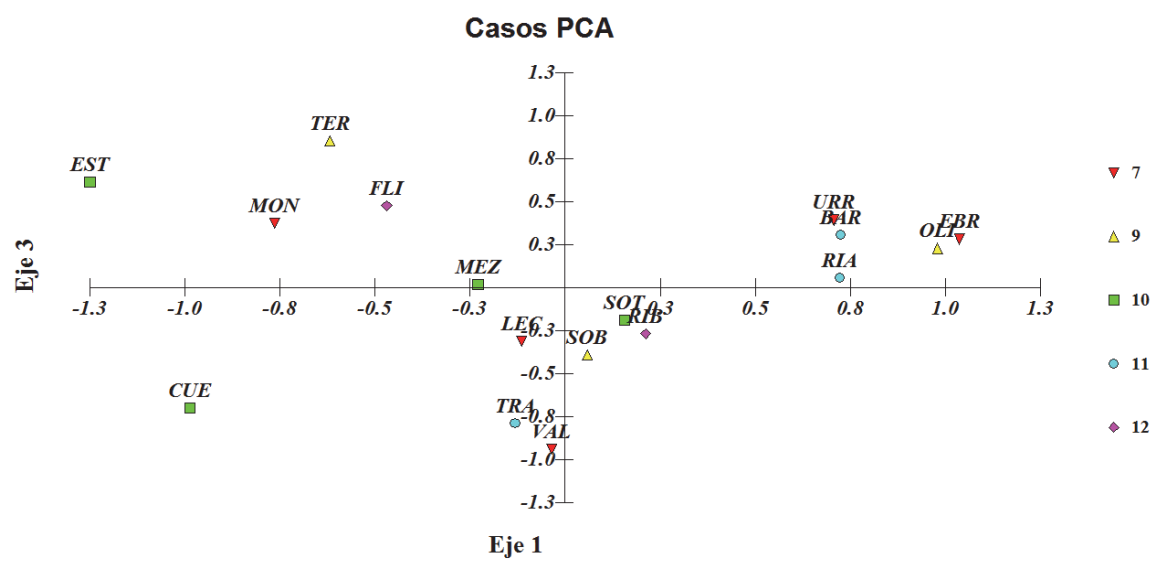


Figura 73. Agrupación de las distancias euclídeas entre los embalses según las variables estudiadas en ellos en 2018 en base al análisis multivariante PCA.

La agrupación de los embalses en un análisis Cluster (figura 73) en primer lugar diferencia los embalses por su tipología, puesto que mayoritariamente tenemos que los embalses de tipo 12 son los que más se alejan de los de tipo 7. De modo que, a grandes rasgos y sin tener en cuenta algunas excepciones, se ha establecido un gradiente de agrupación en función de la combinación de variables como la presencia de nutrientes, tramos de orden superior más mineralizados que reciben la carga de nutrientes de aguas arriba de la cuenca, y por otro lado embalses de cabecera con menor aporte de nutrientes y menos mineralizados.





Vector scaline: 3.57

Figura 75. Representación, en la parte superior, de la posición de los embalses estudiados en 2018 en el espacio definidos por los ejes 1 y 3 del análisis multivariante PCA de las variables consideradas. En la parte inferior se ha posicionado además el momento de cada una de las variables representado por el vector que señala en su extremo su posición en los ejes.

Las figuras 74 y 75 nos muestran la posición de los embalses en el espacio definido por los ejes 1, 2 y 3 de las componentes principales. A la vez que se representa cada embalse con su abreviatura y su color según la tipología a la que pertenece, se han señalado los vectores que marcan la posición en el espacio de las variables estudiadas en análisis de componentes principales.

Los resultados ponen de manifiesto en la zona positiva del eje 1 los embalses más transparentes y con una mayor zona fótica, mientras en la zona positiva están los más

cargados en nutrientes, más mineralizados y turbios. El eje 2 separa los embalses principalmente en función de la oxigenación del embalse y la concentración de nutrientes. Por otra parte, el eje 3 sitúa en la parte negativa aquellos embalses con una mayor eutrofización de las aguas, con una fuerte carga de nitrógeno y clorofila, y en la zona positiva a los embalses más oxigenados.

5. ESTADO TRÓFICO

5.1. Introducción

Existen diversas definiciones e interpretaciones de los procesos de eutrofización. Una de las más sencillas es la aportada por Margalef (1976) quien se refiere al término eutrofización como la *fertilización excesiva de las aguas naturales, que van aumentando su producción de materia orgánica, con una considerable pérdida de calidad del agua*. Según la definición adoptada por la OCDE (1982), es un *enriquecimiento de las aguas en sustancias nutritivas que conduce, generalmente, a modificaciones sintomáticas tales como aumento de la producción de algas y otras plantas acuáticas, degradación de la pesca y deterioro de la calidad del agua, así como de todos sus usos en general*.

Padisak (2004) describe la eutrofización como el enriquecimiento del agua con nutrientes, principalmente fósforo y nitrógeno, que conduce al aumento del crecimiento vegetal, produciendo blooms algales, desarrollo de macrófitos flotantes o sumergidos, o incremento de las poblaciones algales del bentos. Con la descomposición de este material sobreviene el agotamiento del oxígeno, que conduce a problemas secundarios como mortandad de peces, liberación de gases corrosivos y otras sustancias tóxicas o indeseables. Todos estos factores amenazan seriamente cualquier uso del agua del sistema (Vollenweider, 1989).

La acción del hombre que se manifiesta a través de los vertidos de aguas residuales urbanas y de establecimientos industriales y ganaderos, así como a través de la contaminación difusa producida por el desarrollo de la agricultura intensiva, ha propiciado en los últimos decenios una eutrofización cultural, con una notable aceleración del proceso natural de eutrofización, en la que el fósforo suele ser el elemento por controlar dado su frecuente carácter de elemento limitante.

En realidad, tal y como señala Reynolds (1998), el espectro trófico no debe ser entendido en una sola dimensión o achacado a un solo factor, sino como un compendio de factores interrelacionados que co-varían en respuesta a las demandas de la productividad sobre la totalidad de los recursos.

5.2. Aspectos metodológicos

Para evaluar el grado de eutrofización o estado trófico de una masa de agua se aplican e interpretan una serie de indicadores de amplia aceptación. En cada caso, se ha tenido en cuenta el valor de cada indicador en función de las características limnológicas básicas de los embalses. Así, se han podido interpretar las posibles incoherencias entre los diversos índices y

parámetros y establecer la catalogación trófica final en función de aquellos que, en cada caso, responden a la eutrofización de las aguas.

Dentro del presente ESTUDIO se han considerado los siguientes índices y parámetros:

a) Concentración de nutrientes. Fósforo total (P)

La concentración de fósforo total en el epilimnion del embalse es un parámetro decisivo en la eutrofización ya que suele ser el factor limitante en el crecimiento y reproducción de las poblaciones algales o producción primaria. Hay varios índices que contemplan su concentración media anual para la catalogación trófica de una masa de agua embalsada:

- **EPA** con tres categorías tróficas y límites de 10 y 20 $\mu\text{g P/L}$.
- **LEE, JONES & RAST**, con cinco categorías tróficas y límites de 8, 12, 28 y 40 $\mu\text{g P/L}$.
- **MARGALEF**, con dos categorías tróficas y límite de 15 $\mu\text{g P/L}$.
- **OCDE**, con cinco categorías tróficas y límites de 4, 10, 35 y 100 $\mu\text{g P/L}$.

De entre estos índices, se ha adoptado en el presente ESTUDIO, el utilizado por la OCDE (tabla 13), ya que es el que mejor refleja el grado trófico real en los casos estudiados y además es el de más amplio uso a nivel mundial y en particular en la UE, España y la CHE. Ortiz-Casas y Peña (1984) ya mostraron que los criterios de la OCDE, que relacionan la carga de nutrientes con las respuestas de eutrofización, eran válidos para los embalses españoles.

Tabla 13. Niveles de calidad según la concentración de fósforo total.

Estado Trófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Concentración de P ($\mu\text{g P/L}$)	0-4	4-10	10-35	35-100	>100

b) Fitoplancton (Clorofila a, densidad algal)

A diferencia del anterior, el fitoplancton es un indicador de respuesta trófica y, por lo tanto, integra todas las variables causales, de modo que está influido por otros condicionantes ambientales además de estarlo por los niveles de nutrientes. Se utilizan dos parámetros como estimadores de la biomasa algal en los índices: concentración de clorofila a en la ZF ($\mu\text{g/L}$) y densidad celular (n° células/ml).

Los índices contrastados fueron los siguientes:

- **EPA** con tres categorías tróficas y límites de 3 y 20 $\mu\text{g/L}$ para la clorofila (máximo anual) y de 2,000 y 5,000 para la densidad celular.

- **LEE, JONES & RAST**, con cinco categorías tróficas y límites de 2,1 / 3 / 6,7 / 10 µg/L de clorofila (media anual).
- **OCDE**, con cinco categorías tróficas y límites de 1 / 2,5 / 8 y 25 µg/L para la media anual de clorofila-a y de 2,5 / 8 / 25 y 75 µg/L para el máximo anual.
- **MARGALEF**, con dos categorías tróficas y límite de 5 µg/L para la clorofila (media anual) y 5,000 cel/ml para la densidad celular.
- **CHE 2006**, con límites de 5000, 15000, 25000 y 50000 cel/ml.
- **MARGALEF 1983**, (adaptación), con límites de 100, 1000, 10000 y 100000 cel/ml.

Al contar en este ESTUDIO mayoritariamente con sólo una campaña de muestreo en la mayoría de embalses, y por tanto no contar con una serie temporal que nos permitiera la detección del máximo anual, se utilizaron las clases de calidad relativas a la media anual (tabla 14). La utilización de los límites de calidad relativos a la media anual de clorofila se basó en el hecho de que los muestreos fueron realizados durante la estación de verano. Según la bibliografía limnológica general, el verano coincidiría con un descenso de la producción primaria motivado por el agotamiento de nutrientes tras el pico de producción típico de finales de primavera (Russel-Hunter 1970). Por ello, la utilización de los límites o rangos relativos al máximo anual resultaría inadecuada.

En cuanto a la densidad algal fitoplanctónica, la aplicación de los límites de clase del estudio de la CHE (2007, 2008, 2009) no resultó adecuada, obteniendo una proporción de MAS en muy buen estado-potencial o mal estado-potencial (ultra-oligotrofia o hipertrofia) demasiado elevadas y estando las clases intermedias muy poco representadas. Por ello, basamos nuestros límites de estado trófico en la escala logarítmica basada en Margalef (1983), ya utilizada para incluir más clases de estado trófico en otros estudios (tabla 14). Estos resultados se ajustaban de forma más aproximada a los obtenidos mediante otras métricas estándar de la OCDE como las de P total o clorofila. En el presente ESTUDIO, los índices elegidos son los siguientes:

Tabla 14. Niveles de calidad según la clorofila a y la densidad algal del fitoplancton.

Estado Trófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Clorofila a (µg/L)	0-1	1-2,5	2,5-8	8,0-25	>25
Densidad (cél./ml)	<100	100-1000	1000-10000	10000-100000	>100000



Embalse de Terradets, con la mínima concentración de clorofila a ($1,16 \mu\text{g/L}$) en 2018



Embalse de Ribarroja, con la máxima concentración de clorofila a ($20,07 \mu\text{g/L}$) en 2018

c) Transparencia de la columna de agua. Disco de Secchi (DS)

Por su parte, la transparencia, medida como profundidad de visibilidad del disco de Secchi (media y mínimo anual en m), está también íntimamente relacionada con la biomasa algal, aunque más indirectamente, ya que otros factores como la turbidez debida a sólidos en suspensión, o los fenómenos de dispersión de la luz que se producen en aguas carbonatadas, afectan a este parámetro. Los siguientes valores han sido propuestos en diversas fuentes como indicadores del estado trófico:

- **LEE, JONES & RAST**, con cinco categorías tróficas y límites de 1,8 / 2,4 / 3,8 y 4,6.
- **MARGALEF**, con dos categorías tróficas y límite de 3.
- **OCDE**, con cinco categorías tróficas y límites de 1,5 / 3 / 6 y 12 m de medida del disco para la media anual y de 0,7 / 1,5 / 3 y 6 m de medida para el mínimo anual.

Se utilizaron las clases de calidad relativas al mínimo anual de transparencia según criterios OCDE. Se utilizaron en este caso los rangos relativos al mínimo anual (tabla 15) debido a varios factores: por un lado, la transparencia en embalses es generalmente menor que en lagos; por otro lado, en verano se producen resuspensiones de sedimentos como consecuencia de los desembalses para regadío, por último, la mayoría de embalses muestreados son de aguas carbonatadas, con lo que la profundidad de Secchi subestimaría también la transparencia.

Tabla 15. Niveles de calidad según la transparencia.

Estado Trófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Disco Secchi (m)	>6	6-3	3-1,5	1,5-0,7	<0,7



Embalse de Oliana con la mayor transparencia (6,0 m) y embalse de Cueva Foradada con la menor (1,2 m) en 2018

5.3. Catalogación trófica final

Se han considerado la totalidad de los índices expuestos, que se especifican en la tabla 16, estableciéndose el estado trófico global de los embalses estudiados según la metodología descrita a continuación, utilizando el valor promedio de los dos muestreos en su caso.

Tabla 16. Resumen de los parámetros indicadores de estado trófico.

Parámetros Estado	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Concentración P ($\mu\text{g P/L}$)	0-4	4-10	10-35	35-100	>100
Disco de Secchi (m)	>6	6-3	3-1,5	1,5-0,7	<0,7
Clorofila a ($\mu\text{g/L}$) epilimnion	0-1	1-2,5	2,5-8	8,0-25	>25
Densidad algal (cél./ml)	<100	100-1000	1000-10000	10000-100000	>100000

Sobre la base de esta propuesta, en la tabla 17 se incluye la catalogación de las diferentes masas de agua por parámetro. Así, para cada uno de los embalses, se asignó un valor numérico (de 1 a 5) según cada clase de estado trófico.

Tabla 17. Valor numérico asignado a cada clase de estado trófico.

ESTADO TRÓFICO	VALORACIÓN
Ultraoligotrófico	1
Oligotrófico	2
Mesotrófico	3
Eutrófico	4
Hipereutrófico	5

La valoración del estado trófico global final se calculó mediante la media de los valores anteriores, re-escalada a cinco rangos de estado trófico (es decir, el intervalo 1-5, de 4 unidades, dividido en 5 rangos de 0,8 unidades de amplitud). En la tabla 18 se incluye también la catalogación de las diferentes masas de agua según la valoración de este estado trófico final.

La figura 76 muestra (en los códigos de colores de la DMA) el porcentaje de cada uno de los estados tróficos estimados con cada una de las variables consideradas, así como de la combinación de todas ellas en el estado trófico final.

En la figura 77 se muestra la localización geográfica de los embalses clasificados por su estado trófico global o final, y en la tabla 18 el diagnóstico del estado trófico en 2018.

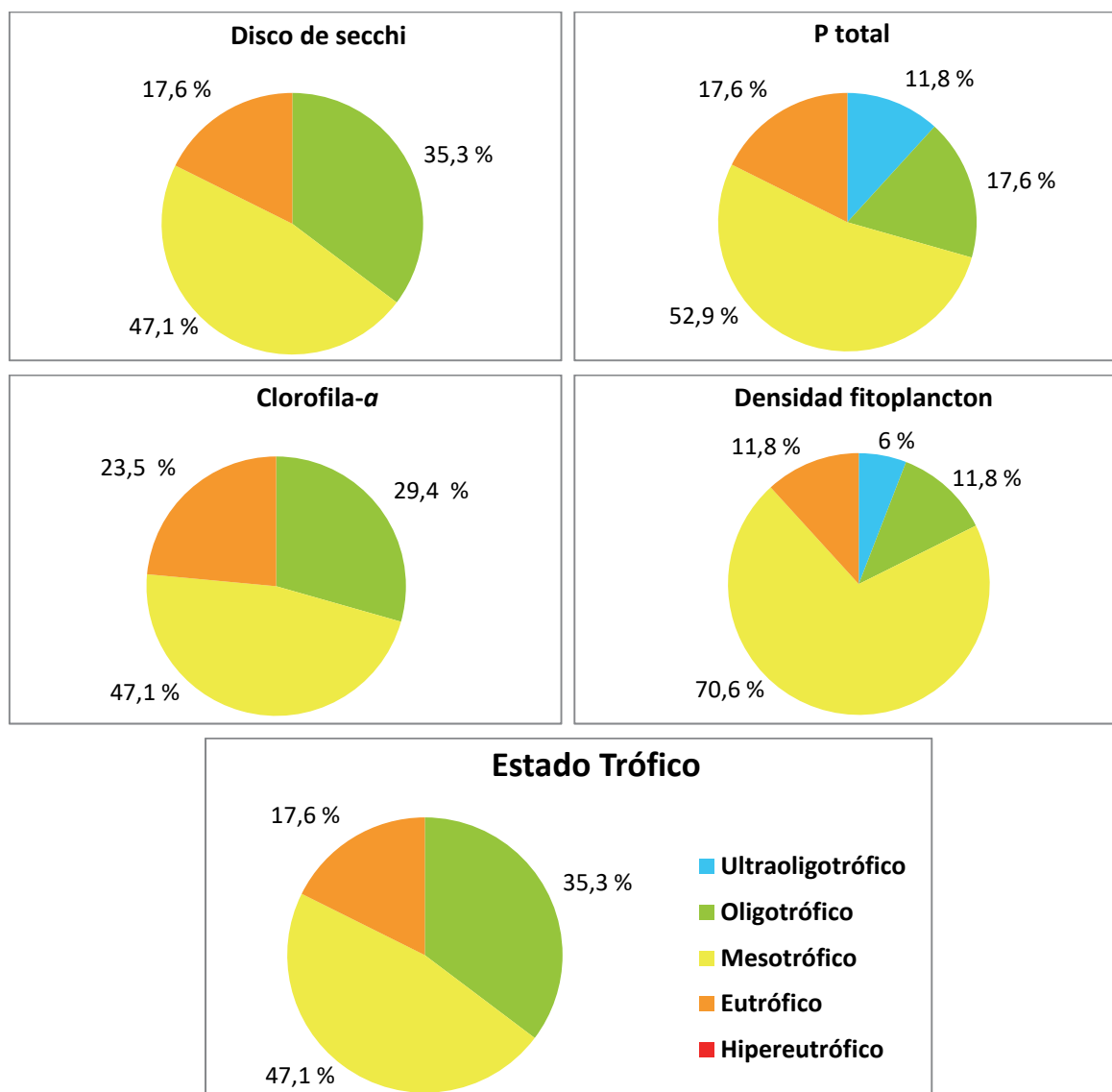
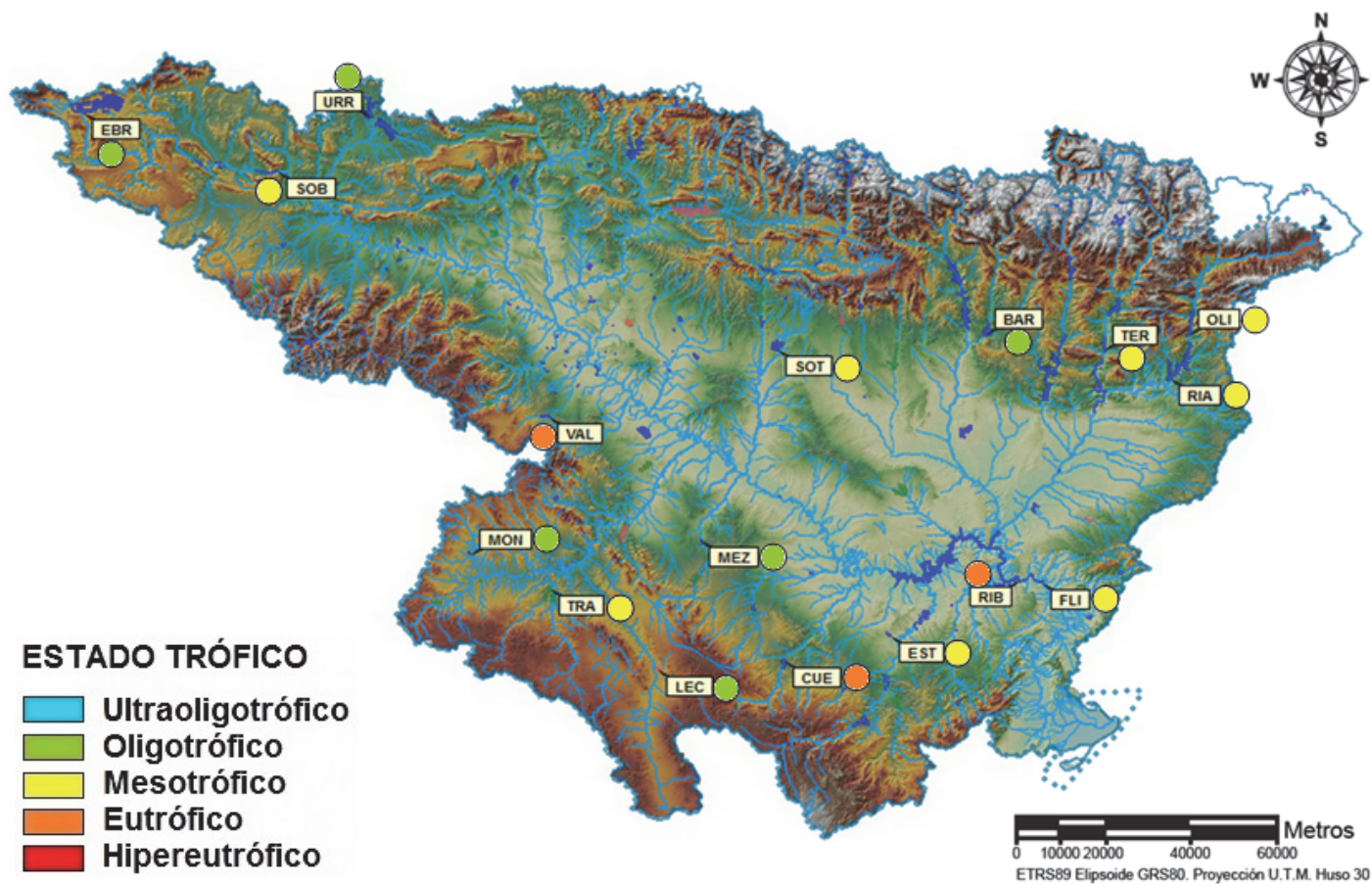


Figura 76. Clasificación trófica de los embalses mediante las diferentes variables y el estado trófico global final.

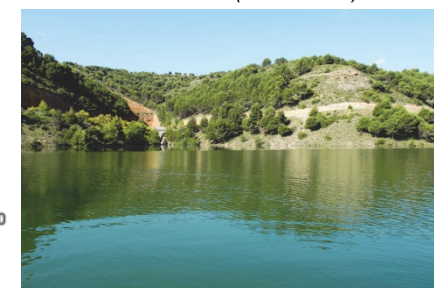
La variable más restrictiva a la hora de clasificar el estado trófico fue la densidad de fitoplancton, ya que aunque clasificó un embalse como ultraoligotrófico, el 84,4 % de los embalses están clasificados como eutróficos (dos embalses) o mesotróficos (doce embalses). Mientras que el resto de variables clasificó aproximadamente el mismo número de embalses como mesotróficos, ocho. La variable que más embalses determinó como eutróficos fue la clorofila a con un 23,5 %, es decir, cuatro embalses. En cambio, el P total fue la variable que más embalses determinó como ultraoligotróficos, dos embalses, un 11,8 %. La catalogación trófica final resultó un compromiso entre métricas. Las clases mayoritarias fueron mesotrófico y oligotrófico, con el 47,1 % y 35,3 % respectivamente, con un 17,6 %, 3 embalses, clasificados como eutróficos y sin embalses clasificados como ultraoligotrófico o hipereutrófico.



Ebro (oligotrófico)



La Sotonera (mesotrófico)



El Val (eutrófico)

Figura 77. Clasificación de los embalses según su Estado Trófico en 2018.

Tabla 18. Diagnóstico del estado trófico en 2018.

Embalse	Código MAS	P total	Disco Secchi	Clorofila a	Densidad fito	ESTADO TRÓFICO
Ebro	1	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Urrúnaga	2	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Sobrón	22	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Oliana	53	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Barasona	56	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Terradets	59	Eutrófico	Eutrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Mesotrófico
Sotonera	62	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Rialb	63	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
El Val	68	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico
Mezalocha	71	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Flix	74	Eutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
La Tranquera	76	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Cueva Foradada	80	Mesotrófico	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Lechago	87	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Ribarroja	949	Eutrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico
La Estanca	1022	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Monteagudo de las Vicarías	1681	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico

6. POTENCIAL ECOLÓGICO

6.1. Consideraciones previas

Tradicionalmente, la evaluación de la calidad en lagos y embalses se ha centrado en parámetros fisicoquímicos (nutrientes, perfiles de oxígeno, etc.) y en la biomasa de fitoplancton expresada en términos de clorofila *a*, para los cuales existen numerosos esquemas de clasificación (ej. OCDE, 1982; Carlson, 1977). Sólo recientemente y siguiendo los nuevos requerimientos de la DMA para evaluar el estado-potencial ecológico, los países europeos han incluido algunos otros elementos de calidad en sus programas de control rutinario, como el fitoplancton, los macrófitos, el fitobentos, los invertebrados o los peces.

Una vez completados los trabajos de caracterización biológica (fitoplancton y zooplancton), fisicoquímica e hidromorfológica y la definición del grado trófico de embalses, queda por definir cómo se combinan los diferentes resultados para definir el potencial ecológico de las masas estudiadas, dado que se trata de masas muy modificadas (embalses).

El *potencial ecológico* pretende ser un reflejo de la calidad global del embalse, definido como masa de agua muy modificada, asociado con su estructura y funcionamiento, y tiene que sintetizar y aglutinar los distintos elementos de calidad biológicos y fisicoquímicos.

Actualmente, se han diseñado diferentes metodologías y protocolos para cumplir estos objetivos, con resultados más o menos exitosos, a partir de una adecuada combinación de resultados tan dispares como los que aportan los índices biológicos –por un lado- y los índices hidromorfológicos y fisicoquímicos –por otro-. En esencia, según la DMA se deben seguir las siguientes fases:

- En primer lugar, el primer paso para definir el potencial ecológico de una masa de agua muy modificada es establecer la categoría de la masa (río, lago, de transición o costera) que más se asemeja a su estado actual. Los embalses en cursos fluviales se identifican así como masas de agua por lo general asimilables a lagos.
- A continuación, clasificar la masa de agua, agrupándola en alguna de las categorías o tipologías. Esta primera fase ya se completó en el capítulo 3 del presente ESTUDIO, tomando como referencia la clasificación de masas de agua muy modificadas y artificiales asimilables a lagos, propuesta originalmente por el CEDEX e incluida en la Orden ARM/2656/2008 por la que se aprueba la *Instrucción de Planificación Hidrológica*, y su modificación posterior de mayo de 2011, la Orden ARM/1195/2011.

➤ Seguidamente, se trata de establecer los elementos de calidad, los máximos potenciales ecológicos (MPE) propios del tipo y los rangos de cada indicador de calidad en 5 clases de potencial ecológico (máximo, bueno, moderado, deficiente y malo). A este respecto, si bien la DMA no requiere el establecimiento del límite entre las clases bueno y máximo, el *Documento Guía nº 13 de la Comisión Europea sobre la Clasificación del Estado y Potencial Ecológico* recomienda su utilización en informes y mapas, al menos a título explicativo. Se consideran también los indicadores utilizados normalmente para conocer el grado trófico de los embalses, ya que integran un número significativo de parámetros que definen el estado de la masa de agua. Se adoptaron los indicadores de estado trófico generales utilizados en el capítulo 5 del ESTUDIO, más otros como el biovolumen de fitoplancton, algunos índices del fitoplancton y una métrica del zooplancton.

➤ Definir el potencial ecológico como una expresión integrada de las diferencias entre los elementos de calidad biológicos recabados, frente a los valores que, para estos mismos elementos de calidad, se han definido para las condiciones de máximo potencial ecológico. Como hemos señalado, por falta de información sobre condiciones de máximo potencial ecológico para la mayoría de indicadores y tipos de embalses, se adoptaron los límites de estado trófico generales definidos en el capítulo 5 del ESTUDIO, más otros indicadores como el fitoplancton y el zooplancton y sus límites de calidad, generales para todos los tipos de embalses. Llamaremos a esta propuesta de clasificación “propuesta experimental”.

➤ En cumplimiento de la nueva normativa de planificación hidrológica (RD 817/2015), estableceremos el potencial ecológico de los embalses mediante el uso de las condiciones de máximo potencial. Se procede según lo determinado en el Real Decreto 817/2015, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental, de Septiembre de 2015, donde se especifican los valores de referencia y los límites entre los estados bueno/moderado, moderado/deficiente y deficiente/malo (así como los ratios de calidad ecológica o RCE) para cuatro parámetros del fitoplancton: concentración de clorofila, biovolumen, índice de grupos algales o índice de Catalán (IGA) y porcentaje de cianobacterias. Llamaremos a esta segunda propuesta de clasificación “propuesta normativa”.

6.2. Elementos y parámetros para la determinación del potencial ecológico

En la “propuesta experimental”, se ha partido de los elementos de calidad establecidos en estudios previos realizados por la CHE (2007, 2008, 2009), y que fueron justificados de forma amplia para el caso de los embalses en esta cuenca. Junto a estos indicadores, se han

aplicado otras métricas que han sido utilizadas en estudios previos realizados por diferentes organismos de gestión y/o investigación, algunas de las cuales fueron ya probadas en los estudios de potencial ecológico de embalses de 2006 y 2007 (CHE, 2007 2008). Otras métricas son de nueva utilización y empezaron a utilizarse en el estudio del potencial ecológico de los embalses del Ebro de 2009.

Así, dentro del indicador fitoplancton, además de la concentración de clorofila, la densidad celular y el biovolumen algal, se han probado otros índices de composición taxonómica y/o funcional como son el *Assemblage Index (Q)* (Padisak *et al.* 2006), el *Índice Trófico (TI)*, Ptacnik *et al.*, 2009) o *Índice trófico de fitoplancton (PTI)*, Salmaso *et al.*, 2006). Respecto al índice biótico, basado en el concepto de especies indicadoras, se ha utilizado el *PRTI*, probado en los estudios de 2009 a 2015 y diseñado específicamente para el estudio de los embalses de la cuenca del Ebro. Se han rechazado las métricas relativas a la comunidad de cianobacterias (porcentaje de cianobacterias y abundancia de cianobacterias potencialmente tóxicas) ya que fueron descartadas en 2009 por su falta de correlación con las métricas de estado trófico. Por la misma razón han sido descartados para este estudio los índices *I_{PL}* y *MedPTI*. Por otro lado, el índice de grupos algales (*IGA*), ha sido descartado porque los resultados de años anteriores (CHE, 2007; 2008; 2009) a nivel de clases de calidad no resultaron coherentes con las clasificaciones del estado trófico, al menos utilizando los límites de clase propuestos originalmente.

Por otra parte, se ha incluido un parámetro relacionado con las especies de zooplancton, un índice biótico basado en el concepto de especie indicadora, el *ZRTI*, testado en los estudios de 2009 a 2015, y diseñado específicamente para el estudio de los embalses de la cuenca del Ebro. Y se han rechazado otros parámetros utilizados en los estudios de 2006 y 2007, ya que tenían resultados poco concluyentes, y eso impidió su utilización en la clasificación del potencial ecológico (CHE, 2007; 2008). Se trata de la relación entre el número de cladóceros de gran tamaño frente al total de cladóceros (*R_{cl}*) y la relación o cociente entre la biomasa de zooplancton y la biomasa de fitoplancton expresada como concentración de Clorofila *a* (*R_{zoo-chla}*). Estas métricas se propusieron y validaron en el proyecto europeo *ECOFRAME* para lagos someros europeos (Moss *et al.*, 2003), por lo que su adecuación o modificación a sistemas leníticos más profundos sería necesaria en un futuro (CHE 2007; 2008). Otra métrica que ya se propuso en el estudio de embalses de 2007 (CHE 2008) fue un índice biótico denominado *wetland zooplankton index (WZI)*, Loughheed & Chow-Fraser, 2002), desarrollado en EEUU para la evaluación de la calidad en humedales (lagunas, ríos, lagos, etc). Utiliza valores de tolerancia y óptimos para diferentes géneros y especies de zooplancton. El hecho

de ser un índice que funciona con un nivel taxonómico genérico (en su mayor parte) y que es aplicable a diversos hábitats, determina su aplicabilidad en otras zonas geográficas y en sistemas como los embalses estudiados. Además, el *WZI* es una métrica con cinco clases de calidad delimitadas, por lo que su adecuación al ámbito de la DMA resulta inmediata. No obstante, tampoco esta métrica dio resultados satisfactorios, ya que hacía descender mucho la calidad o potencial final, lo que también impidió su utilización en la clasificación del potencial (CHE, 2008). Finalmente, el uso del índice *riTLI*, fue descartado por no presentar correlaciones significativas con el *TLI*.

En la tabla 19 se presentan los indicadores de calidad, así como los elementos y parámetros de cada uno seleccionados para la determinación del potencial ecológico (PE) en los embalses muestreados en el año 2018.

En las siguientes secciones se describen y justifican los parámetros elegidos como métricas para la evaluación del PE.

Tabla 19. Parámetros candidatos para la determinación del potencial ecológico.

INDICADOR	ELEMENTOS	PARÁMETROS CANDIDATOS
Biológico: propuesta normativa	Composición, abundancia y biomasa del FITOPLANCTON	Biovolumen algal
		Biomasa algal: Clorofila <i>a</i>
		<i>Índice de Catalán (IGA)</i>
		<i>Porcentaje de cianobacterias</i>
Biológico: propuesta experimental	Composición, abundancia y biomasa del FITOPLANCTON	Densidad algal
		Biomasa algal: Clorofila <i>a</i>
		Biovolumen algal
		<i>Phytoplankton Assemblage Index (Q)</i>
		<i>Phytoplankton Trophic Index (PTI)</i>
		<i>Trophic Index (TI)</i>
	<i>Phytoplankton Reservoir Trophic Index (PRTI)</i>	
	Composición, abundancia y biomasa del ZOOPLANCTON	<i>Zooplankton Reservoir Trophic Index (ZRTI)</i>
Fisicoquímico	Concentración de nutrientes	P total ($\mu\text{g P/L}$)
	Condiciones de oxigenación	Concentración hipolimnética o media
	Transparencia	Profundidad Disco de Secchi

6.2.1. Indicadores biológicos.

A continuación, se describen cada una de las métricas seleccionadas para la evaluación del potencial ecológico, así como los límites de clases de calidad o potencial ecológico establecidos para cada una de ellas.

6.2.1.1 Aproximación experimental

1) Densidad algal

Para su valoración, en principio se utilizaron dos referencias: EPA, 1976 y Margalef 1983. La primera establece el límite inferior -oligotrofia- en 2.000 cél./ml y la segunda establece en 5.000 cél./ml el umbral que separa la eutrofia moderada de la avanzada. Se ha considerado que esta última referencia -5.000 cél./ml- es indicativa de que, a lo largo de un año, no se producen proliferaciones algales significativas y se mantiene, por tanto, un óptimo estado de la calidad del agua. El estado del agua empeora por este concepto cuando se superan las 15.000 cél./ml; límite entre la mesotrofia y eutrofia establecido por la EPA (Weber, 1976).

La aplicación de los límites de clase resultantes, ya aplicados en el trabajo por la CHE de 2006 (CHE, 2007) no resultó muy realista, como ya se ha indicado en el capítulo de estado trófico, obteniendo una proporción de MAS en muy buen estado o mal estado (ultra-oligotrofia o hipertrofia) demasiado elevadas. Por ello, basamos nuestros límites de estado en una escala logarítmica, partiendo de 1.000 y llegando a las 100.000 cél./ml, límites basados en Margalef (1983) y ya utilizados con algunas modificaciones para incluir más clases de estado trófico en otros estudios. Estos resultados se ajustaban mejor a los obtenidos mediante métricas estándar (OCDE). Los rangos finales establecidos en su valoración se presentan en la tabla 20.

Tabla 20. Clases de potencial ecológico según la densidad algal del fitoplancton.

Clase de potencial	Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
Densidad algal (cél./ml)	<1.000	1.000-10.000	10.000-100.000	>100.000
Valoración de cada clase	2	3	4	5

2) Biovolumen algal

El biovolumen es una medida mucho más precisa de la biomasa algal, por tener en cuenta el tamaño o volumen celular de cada especie, además del número de células. Se aplicaron los criterios definidos por Willen (2000), quedando la clasificación del potencial ecológico de acuerdo al biovolumen de fitoplancton como se indica en la tabla 21.

Tabla 21. Clases de potencial ecológico según el biovolumen algal del fitoplancton.

Clase de potencial ecológico	Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
Biovolumen algal (mm ³ /L)	< 0,5	0,5-2	2-8	>8
Valoración de cada clase	2	3	4	5

3) Concentración de clorofila a

Del conjunto de pigmentos fotosintetizadores de las microalgas de agua dulce, la clorofila a se emplea como un indicador básico de biomasa fitoplanctónica. Todos los grupos de microalgas contienen clorofila a como pigmento principal, pudiendo llegar a representar entre el 1 y el 2 % del peso seco total.

Este parámetro se incluye aquí por su estrecha relación con la estructura y composición de la comunidad fitoplanctónica y por ser un indicador de eutrofia de uso muy extendido. Para la evaluación del potencial ecológico en embalses de acuerdo con la concentración de clorofila a, se han considerado los rangos establecidos por el sistema de clasificación trófica de la OCDE para medias anuales de clorofila (ver apartado 5.1 para una justificación de este criterio) para la media de la columna de agua integrando la capa fótica (tabla 22).

Tabla 22. Clases de potencial ecológico según la concentración de clorofila a.

Clase de potencial ecológico	Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
Rango Clorofila a (µg/L)	0 - 2,5	2,5-8	8,0-25	>25
Valoración de cada clase	2	3	4	5

4) Índice biótico de Padisak: *Phytoplankton Assemblage Index (Q)*

El cálculo de este índice se basa en la biomasa relativa de diferentes grupos funcionales o codones ($p_i = n_i/N$, donde n_i es la biomasa del codón i y N es la biomasa total). Estos grupos funcionales fueron originalmente definidos por Reynolds *et al.* (2002) y matizados y completados por Padisak *et al.* (2009). A cada uno de estos codones le corresponde un coeficiente o factor F_i según su grado de tolerancia al enriquecimiento del sistema (que varía

según los tipos de lagos). En este estudio se asignaron los valores del tipo 1 de Padisak *et al.* (2006) debido a que era el que más se asemejaba al conjunto de nuestros embalses. Los valores de F_i se indican en el cuadro siguiente:

CODÓN	F_i	CODÓN	F_i
A	5	N	5
B	3	P	5
C	5	Q	0
D	2	S1	0
E	2	T	5
F	5	W1	0
G	1	W2	0

CODÓN	F_i	CODÓN	F_i
H1	1	X1	4
J	1	X2	3,5
K	2	X3	4
Lo	5	Xph	3,5
M	0	Y	2
MP	5	Z	5

El índice Q tomaría la forma:

$$Q = \sum_{i=1}^n p_i F_i$$

El índice toma valores de 2 a 5, siendo las clases de potencial las definidas en la tabla 23.

Tabla 23. Clases de potencial ecológico según el índice *Assemblage Index Q*.

Clase de potencial ecológico	Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
<i>Assemblage Index (Q)</i>	> 3	2-3	1-2	< 1
Valoración de cada clase	2	3	4	5

5) Índice trófico de fitoplancton (*PTI*, Salmaso *et al.* 2006)

El *PTI*, del inglés *Phytoplankton Trophic Index*, es un índice biótico basado en fitoplancton, para la evaluación del estado trófico en lagos profundos subalpinos (Salmaso *et al.*, 2006). Se basa en el biovolumen relativo de 39 taxa predominantes. Para el cálculo de este índice, a cada taxón (especie, o género en muchos casos) se le asigna un “valor trófico” o *trophic weight* (w_i) de 1 a 5 calculado en base a un gradiente trófico establecido mediante métodos multivariantes (CCA).

El índice *PTI* se calcula según la expresión matemática:

$$PTI = \frac{\sum w_i \cdot b_i}{\sum b_i}$$

Siendo: b_i el biovolumen de la especie i y w_i el valor trófico de la especie.

En total, 55 especies de fitoplancton pudieron ser asignadas a los taxones indicadores del PTI, para el cálculo del índice.

En cuanto al *PTI*, se han considerado los rangos de calidad establecidos en la tabla 24, resultantes de hacer cuatro clases equitativas del rango 2 - 5.

Tabla 24. Clases de potencial ecológico según el índice PTI.

Clase de potencial ecológico	Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>PTI</i>	> 3,4	2,6-3,4	1,8-2,6	<1,8
Valoración de cada clase	2	3	4	5

6) Índice Trófico (*TI*, Ptacnik *et al.* 2009)

Del inglés, *Trophic Index*, se trata de un índice biótico basado en el fitoplancton, diseñado para la evaluación del estado ecológico en lagos nórdicos (Ptacnik *et al.*, 2009). Se basa en el biovolumen relativo de 277 taxones. Para el cálculo de este índice, a cada taxón (normalmente especie, género en algunos casos) se le asigna un máximo de estado trófico w_i calculado a partir de las concentraciones de P total (transformadas logarítmicamente, \ln -PT) en las muestras en que aparece el taxón (método del *weighted averaging –media ponderada-*). El índice se calcula como la suma ponderada (con la raíz cuadrada de los porcentajes de biovolumen de cada especie como factor de ponderación) de los óptimos de los taxones:

$$TI = \sum w_i \cdot b_i$$

Siendo: b_i la raíz cuadrada del biovolumen relativo de la especie i y w_i el óptimo trófico de la especie. En total, 66 especies de fitoplancton pudieron ser asignadas a los taxones indicadores del *TI*, para el cálculo del índice.

El índice *TI* es una variable que presenta un rango de 1,33 a 4,99, con lo que las clases de potencial ecológico se calcularon dividiendo este rango en cuatro clases de calidad equitativas. Los rangos de calidad se muestran en la tabla 25.

Tabla 25. Clases de potencial ecológico según el índice TI.

Clase de potencial ecológico	Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>TI</i>	< 2,79	2,79-3,52	3,52-4,25	>4,25
Valoración de cada clase	2	3	4	5

7) Índice Trófico Fitoplanctónico de Embalses (*PRTI*)

El índice *PRTI*, del inglés *Phytoplankton Reservoir Trophic Index*, es un índice biótico basado en fitoplancton, diseñado específicamente para la evaluación del estado ecológico en los embalses de la cuenca del Ebro. Para ello, partiendo de la metodología original del trabajo *Phytoplankton communities in reservoirs of the Ebro river basin as ecological status indicators* (Mellado *et al.*, 2010, julio), se han recalculado los valores del valor de tolerancia en el trabajo *Phytoplankton Reservoir Trophic Index (PRTI): New tool for ecological quality studies in reservoirs* (Soria *et al.*, 2019) con los datos de 2014 a 2016.

Se basa en la abundancia relativa de los 165 taxones algales utilizados en el análisis de correspondencias canónicas (CCA), realizado originalmente con los datos de 2007 a 2009. Numerosos estudios han utilizado técnicas multivariantes para derivar métricas de calidad, como por ejemplo, Attayde y Bozelli (1998). Con la nueva metodología de cálculo de la densidad fitoplanctónica (MAGRAMA, 2015), este cálculo del *PRTI* se ha revisado con los datos de 2014 a 2016.

Para el cálculo de este índice, a cada taxón (normalmente especie, género en algunos casos) se le asigna un valor de tolerancia a la eutrofia t_i , que oscila de 1 (tolerancia mínima) a 15 (tolerancia máxima), calculado a partir de su posición relativa en el gradiente de estado trófico definido por el primer eje de ordenación del análisis canónico. El índice se calcula como la suma ponderada (con la densidad relativa de cada especie d_i como factor de ponderación) de los valores de tolerancia de las especies presentes en cada embalse:

$$PRTI = \sum d_i \cdot t_i$$

Siendo: d_i la densidad relativa de la especie i y t_i el valor de tolerancia de la especie.

El índice *PRTI* presenta un rango de variación de 1 a 15, calculándose las clases de potencial ecológico mediante una división equitativa de este rango en cuatro clases de calidad equitativas. Los rangos de calidad se muestran en la tabla 26.

Tabla 26. Clases de potencial ecológico según el índice *PRTI*.

Clase de potencial ecológico	Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>PRTI</i>	< 6,6	6,6-9,4	9,4-12,2	>12,2
Valoración de cada clase	2	3	4	5

El funcionamiento del índice *PRTI* fue validado mediante su aplicación a los datos de embalses del Ebro de 2014, 2015 y 2016, observándose coeficientes de regresión lineal significativos con métricas de estado trófico como el *TSI* de Carlson (Carlson, 1977): $r = 0,372$, $n = 34$, $p < 0,03$.

8) Índice Trófico Zooplanctónico de Embalses (*ZRTI*)

El índice *ZRTI* (del inglés *Zooplankton Reservoir Trophic Index*) es un índice biótico basado en la comunidad de zooplancton, diseñado específicamente para la evaluación del estado ecológico en los embalses de la cuenca del Ebro siguiendo la misma idea de cálculo del índice *PRTI* antes expuesto. Para ello se ha partido de la metodología original del trabajo *Phytoplankton communities in reservoirs of the Ebro river basin as ecological status indicators* (Mellado *et al.*, 2010, julio) aplicándola al zooplancton en el trabajo *A comparative study of four indexes based on zooplankton as trophic state indicators in reservoirs* (Montagud *et al.*, 2019), con los datos de 2014, 2015 y 2016.

Se basa en la abundancia relativa de las 126 especies de la comunidad de zooplancton utilizadas en el CCA, realizado originalmente con los datos de 2007 a 2009. Para el cálculo de este índice, a cada taxón (usualmente especies, algunas veces géneros) se le asigna un valor de tolerancia a la eutrofia t_i , que oscila de 1 (tolerancia mínima) a 15 (tolerancia máxima), calculado a partir de su posición relativa en el gradiente de estado trófico definido por el primer eje de ordenación del análisis canónico. El índice se calcula, al igual que su homólogo de fitoplancton *PRTI*, como la suma ponderada (con la densidad relativa de cada especie d_i como factor de ponderación) de los valores de tolerancia de las especies presentes en cada embalse:

$$ZRTI = \sum d_i \cdot t_i$$

Siendo: d_i la densidad relativa de la especie i y t_i el valor de tolerancia de la especie. El índice *ZRTI* presenta un rango de variación de 1 a 15, calculándose las clases de potencial ecológico mediante una división equitativa de este rango en cuatro clases de calidad equitativas (tabla 27).

Tabla 27. Clases de potencial ecológico según el índice *ZRTI*.

Clase de potencial ecológico	Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>ZRTI</i>	< 6,6	6,6-9,4	9,4-12,2	>12,2
Valoración de cada clase	2	3	4	5

El funcionamiento del índice ZRTI, al igual que se hizo con su homólogo de fitoplancton, fue recalculado y validado mediante su aplicación a los datos de embalses del Ebro de 2014, 2015 y 2016, observándose coeficientes de regresión lineal significativos con métricas de estado trófico como el *TSI* de Carlson (Carlson, 1977): $r = 0,332$, $n = 53$, $p < 0,01$.

6.2.1.2 Aproximación normativa

Para la evaluación del Máximo Potencial Ecológico de las masas de agua artificiales y muy modificadas mediante el elemento de calidad fitoplancton, se deberán utilizar los valores de cambio de clases establecidos en forma de Ratio de Calidad Ecológico, según se indica en el anexo II, apartado c del Real Decreto 817/2015, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. Para ello, se debe seguir el procedimiento descrito a continuación para el cálculo del RCE de cada uno de los cuatro parámetros utilizados:

- Cálculo de Ratio de Calidad Ecológico (RCE)

Cálculo para clorofila *a*:

$$\text{RCE} = [(1/\text{Chla Observado}) / (1/\text{Chla Máximo Potencial Ecológico})]$$

Cálculo para biovolumen:

$$\text{RCE} = [(1/\text{biovolumen Observado}) / (1/\text{ biovolumen Máximo Potencial Ecológico})]$$

Cálculo para el Índice de Grupos Algales (IGA):

$$\text{RCE} = [(400\text{-IGA Observado}) / (400\text{- IGA Máximo Potencial Ecológico})]$$

Cálculo para el porcentaje de cianobacterias indicadoras:

$$\text{RCE} = [(100 - \% \text{cianobacterias Observado}) / (100 - \% \text{cianobacterias Máximo Potencial Ecológico})]$$

1) Biovolumen algal

El biovolumen es una medida mucho más precisa de la biomasa algal, por tener en cuenta el tamaño o volumen celular de cada especie, además del número de células. La clasificación del potencial ecológico de acuerdo al biovolumen de fitoplancton se indica en la tabla 28.

Tabla 28. Clases de potencial ecológico según el RCE del biovolumen algal del fitoplancton.

Clase de potencial ecológico	Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>Tipos 1, 2 y 3</i>	> 0,189	0,188 – 0,126	0,125 – 0,063	< 0,063
Rango <i>Tipos 7, 8, 9, 10 y 11</i>	> 0,362	0,361 – 0,24	0,23 – 0,12	< 0,12
Rango <i>Tipo 12</i>	> 0,175	0,174 – 0,117	0,116 – 0,058	< 0,058
Rango <i>Tipo 13</i>	> 0,261	0,260 – 0,174	0,173 – 0,087	< 0,087
Valoración de cada clase	2	3	4	5

2) Concentración de clorofila *a*

Del conjunto de pigmentos fotosintetizadores de las microalgas de agua dulce, la clorofila *a* se emplea como un indicador básico de biomasa fitoplanctónica. Todos los grupos de microalgas contienen clorofila *a* como pigmento principal, pudiendo llegar a representar entre el 1 y el 2 % del peso seco total. La clasificación del potencial ecológico de acuerdo con la concentración de clorofila *a* se indica en la tabla 29.

Tabla 29. Clases de potencial ecológico según el RCE de la concentración de clorofila *a*.

Clase de potencial ecológico	Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>Tipos 1, 2 y 3</i>	> 0,211	0,210 – 0,14	0,13 – 0,07	< 0,07
Rango <i>Tipos 7, 8, 9, 10 y 11</i>	> 0,433	0,432 – 0,287	0,286 – 0,143	< 0,143
Rango <i>Tipo 12</i>	> 0,195	0,194 – 0,13	0,12 – 0,065	< 0,065
Rango <i>Tipo 13</i>	> 0,304	0,303 – 0,203	0,202 – 0,101	< 0,101
Valoración de cada clase	2	3	4	5

3) Índice de grupos algales (*IGA*)

Se ha aplicado un índice basado en el biovolumen relativo de diferentes grupos algales del fitoplancton, denominado *IGA*, y que viene siendo utilizado por la *Agència Catalana del Aigua* para la clasificación del estado ecológico de los lagos de montaña y cársticos de Cataluña (ACA 2003a).

El índice *IGA* se expresa:

$$Iga = \frac{1 + 0.1 * Cr + Cc + 2 * (Dc + Chc) + 3 * Vc + 4 * Cia}{1 + 2 * (D + Cnc) + Chnc + Dnc}$$

Siendo,

<i>Cr</i>	Criptófitos	<i>Cia</i>	Cianobacterias
<i>Cc</i>	Crisófitos coloniales	<i>D</i>	Dinoflageladas
<i>Dc</i>	Diatomeas coloniales	<i>Cnc</i>	Crisófitos no coloniales
<i>Chc</i>	Clorococales coloniales	<i>Chnc</i>	Clorococales no coloniales
<i>Vc</i>	Volvocales coloniales	<i>Dnc</i>	Diatomeas no coloniales

En cuanto al *IGA*, se han considerado los rangos de calidad establecidos en la tabla 30.

Tabla 30. Clases de potencial ecológico según el RCE del Índice de Grupos Algaes (IGA).

Clase de potencial ecológico	Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>Tipos 1, 2 y 3</i>	> 0,974	0,973 – 0,649	0,648 – 0,325	< 0,325
Rango <i>Tipos 7, 8, 9, 10 y 11</i>	> 0,982	0,981 – 0,655	0,654 – 0,327	< 0,327
Rango <i>Tipo 12</i>	> 0,929	0,928 – 0,619	0,618 – 0,31	< 0,31
Rango <i>Tipo 13</i>	> 0,979	0,978 – 0,653	0,652 – 0,326	< 0,326
Valoración de cada clase	2	3	4	5

4) Porcentaje de cianobacterias indicadoras

El aumento de la densidad relativa de cianobacterias se ha relacionado en numerosas ocasiones con procesos de eutrofización, aunque también se documentan numerosas excepciones a esta relación.

Para el cálculo del porcentaje de cianobacterias indicadoras se ha utilizado el procedimiento descrito en el Protocolo de análisis y cálculo de métricas de fitoplancton en lagos y embalses (MAGRAMA, 2015). Aplicando para el cálculo la siguiente fórmula:

$$\%CIANO = \frac{BVOL_{CIA} - [BVOL_{CHR} - (BVOL_{MIC} + BVOL_{WOR})]}{BVOL_{TOT}}$$

Donde: $BVOL_{CIA}$ Biovolumen de cianobacterias totales
 $BVOL_{CHR}$ Biovolumen de Chroococcales
 $BVOL_{MIC}$ Biovolumen de *Microcystis*
 $BVOL_{WOR}$ Biovolumen de *Woronichinia*
 $BVOL_{TOT}$ Biovolumen total de fitoplancton

El Real Decreto 817/2015 incluye entre las métricas a considerar para el establecimiento del potencial ecológico en embalses, la densidad relativa de cianobacterias en la comunidad fitoplanctónica. Los valores de cambio de clases se establecen como se muestran en la tabla 31.

Tabla 31. Clases de potencial ecológico según la densidad relativa de cianobacterias.

Clase de potencial ecológico	Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
Rango Tipos 1, 2 y 3	> 0,908	0,907 – 0,607	0,606 – 0,303	< 0,303
Rango Tipos 7, 8, 9, 10 y 11	> 0,715	0,714 – 0,48	0,47 – 0,24	< 0,24
Rango Tipo 12	> 0,686	0,685 – 0,457	0,456 – 0,229	< 0,229
Rango Tipo 13	> 0,931	0,930 – 0,621	0,620 – 0,31	< 0,31
Valoración de cada clase	2	3	4	5

6.2.2. El Indicador Físicoquímico: elementos de calidad

1) Transparencia

La transparencia es un elemento válido para evaluar el grado trófico del embalse; tiene alta relación con la productividad biológica; y además tiene rangos establecidos fiables y de utilidad para el establecimiento de los límites de clase del potencial ecológico. Se ha evaluado a través de la profundidad de visión del disco de Secchi (DS), considerando su valor para la obtención de las distintas clases de potencial (tabla 32). Al igual que en el caso de la clorofila *a* se han aplicado los criterios de la normativa vigente del RD 817/2015, en este caso para el mínimo anual de transparencia. Las razones de la elección de estos rangos fueron expuestas en el apartado 5.1.

Tabla 32. Clases de potencial ecológico según la profundidad de visión del Disco de Secchi.

Clase de potencial ecológico	Muy Bueno	Bueno	Moderado
Disco de Secchi (DS, m)	> 6	6 - 3	< 3
Valoración de cada clase	1	2	3



Embalse de Oliana, con el máximo valor de disco de Secchi en 2018 (6 m)

2) Condiciones de oxigenación

Representa un parámetro secundario de la respuesta trófica que viene a indicar la capacidad del sistema para asimilar la materia orgánica autóctona, generada por el propio sistema a través de los productores primarios en la capa fótica, y la materia orgánica alóctona, es decir, aquella que procede de fuentes externas al sistema, como la procedente de focos de contaminación puntuales o difusos.

Se ha evaluado estimando la reserva media de oxígeno hipolimnético en el periodo de muestreo, correspondiente al periodo de estratificación. En el caso de embalses no estratificados se consideró la media de oxígeno en toda la columna de agua. Las clases consideradas han sido las correspondientes a la concentración de oxígeno en la columna de agua; parámetro vital para la vida piscícola, regulada a través del R.D. 927/1988 -transposición de la Directiva 78/659/CEE- y Orden de 16 de diciembre de 1988 sobre los métodos y frecuencia de muestreo para la protección de la vida piscícola. En la tabla 33 se resumen los límites establecidos.

Tabla 33. Clases de potencial ecológico según la concentración de oxígeno disuelto en el hipolimnion o en toda la columna de agua, cuando el embalse no está estratificado.

Clase de potencial ecológico	Muy Bueno	Bueno	Moderado
Concentración hipolimnética (mg/L O ₂)	> 8	8 - 6	< 6
Valoración de cada clase	1	2	3



Embalse de Cueva Foradada, con la mínima concentración de oxígeno hipolimnético en 2018 (0,91 mg O₂/L)

3) Concentración de nutrientes

En este caso se ha seleccionado el fósforo total (PT), ya que su presencia a determinadas concentraciones en un embalse acarrea procesos de eutrofización, pues en la mayoría de los casos es el principal elemento limitante para el crecimiento de las algas.

Se ha empleado el resultado obtenido en la muestra integrada, considerando los criterios de la OCDE especificados en la tabla 34 (OCDE, 1982) adaptado a los intervalos de calidad del RD 817/2015.

Tabla 34. Clases de potencial ecológico según la concentración de fósforo total.

Clase de potencial ecológico	Muy Bueno	Bueno	Moderado
Concentración de PT ($\mu\text{g P/L}$)	0 - 4	4 -10	> 10
Valoración de cada clase	1	2	3



Embalse de Monteagudo de las Vicarías, donde se obtuvo la mínima concentración de P total en 2018 (1,73 $\mu\text{g P/L}$)

6.3. Metodologías de cálculo del Potencial ecológico:

a) APROXIMACIÓN EXPERIMENTAL

Para establecer el potencial ecológico se ha aplicado una metodología adaptando diferentes protocolos actualmente en uso (ACA, 2003b; ACA, 2006; CHE, 2006, 2007, 2008; CIS Working Group 2A, 2003). Se trata básicamente de la misma técnica seguida en el estudio de embalses de 2008 (CHE, 2009 a 2015), en el cual ya se justificaba la no utilización de la metodología basada en los potenciales ecológicos máximos (*IPE_{ref}* o *IPE_{emp}*). Como ya aparece en los informes de potencial ecológico de embalses de 2006, 2007 y 2008 (CHE, 2007 a 2015), la utilización de los *IPE_{emp}* (máximos *IPE* alcanzados experimentalmente dentro de cada grupo de embalses) implicaría una mejora sustancial de la calidad evaluada, debido a los bajos *IPE* que deben ser tomados como “de referencia” en tipos poco representados en el ESTUDIO, o en aquellos otros donde es probable que no se haya contado con embalses cuyas condiciones fueran equiparables al máximo potencial ecológico. Así, encontramos más rigurosa la aplicación de rangos generales ya establecidos en la bibliografía y en la legislación (es decir, el método seguido hasta evaluar el *IPE*), mientras no se disponga de condiciones de máximo potencial para cada uno de los tipos.

En esencia, se han seguido las siguientes fases para definir el potencial ecológico:

1. Los indicadores de calidad, así como los elementos y parámetros candidatos para la determinación del potencial ecológico en los embalses muestreados en el año 2018, son los reflejados en la tabla 36 en las páginas siguientes. Los valores de los indicadores se asignarán a las cuatro clases de calidad (dependiendo de los límites establecidos para cada uno de ellos) de tal manera que finalmente tengamos un valor del 5 (malo) al 2 (bueno o superior) para cada indicador.
2. El valor de cada elemento se obtiene directamente a partir de una sola variable o parámetro, en el caso de los fisicoquímicos, o realizando la media del valor de calidad asignado a dos o más parámetros en el caso de los biológicos, y re-escalando dicha media a cuatro rangos de calidad (fitoplancton y zooplancton, figura 78).
3. La valoración del indicador biológico se obtendría asignando la calificación del elemento de menor puntuación (fitoplancton o zooplancton) o peor calidad, según la metodología *one out, all out*.

La valoración del indicador fisicoquímico se obtiene realizando la media de las puntuaciones obtenidas para los tres elementos descritos anteriormente. Si la media de los tres elementos

es igual o superior a 4,2, se considera que se cumplen las condiciones fisicoquímicas propias de la categoría Muy bueno. Si se alcanzan o superan los 3,4 puntos, se considera que las condiciones fisicoquímicas tienen la categoría de Bueno. Si no se alcanzan los 3,4 puntos, se considera que las condiciones fisicoquímicas tienen la categoría de Moderado.

Un ejemplo práctico del protocolo de cálculo se muestra en las tablas 35 y 36.

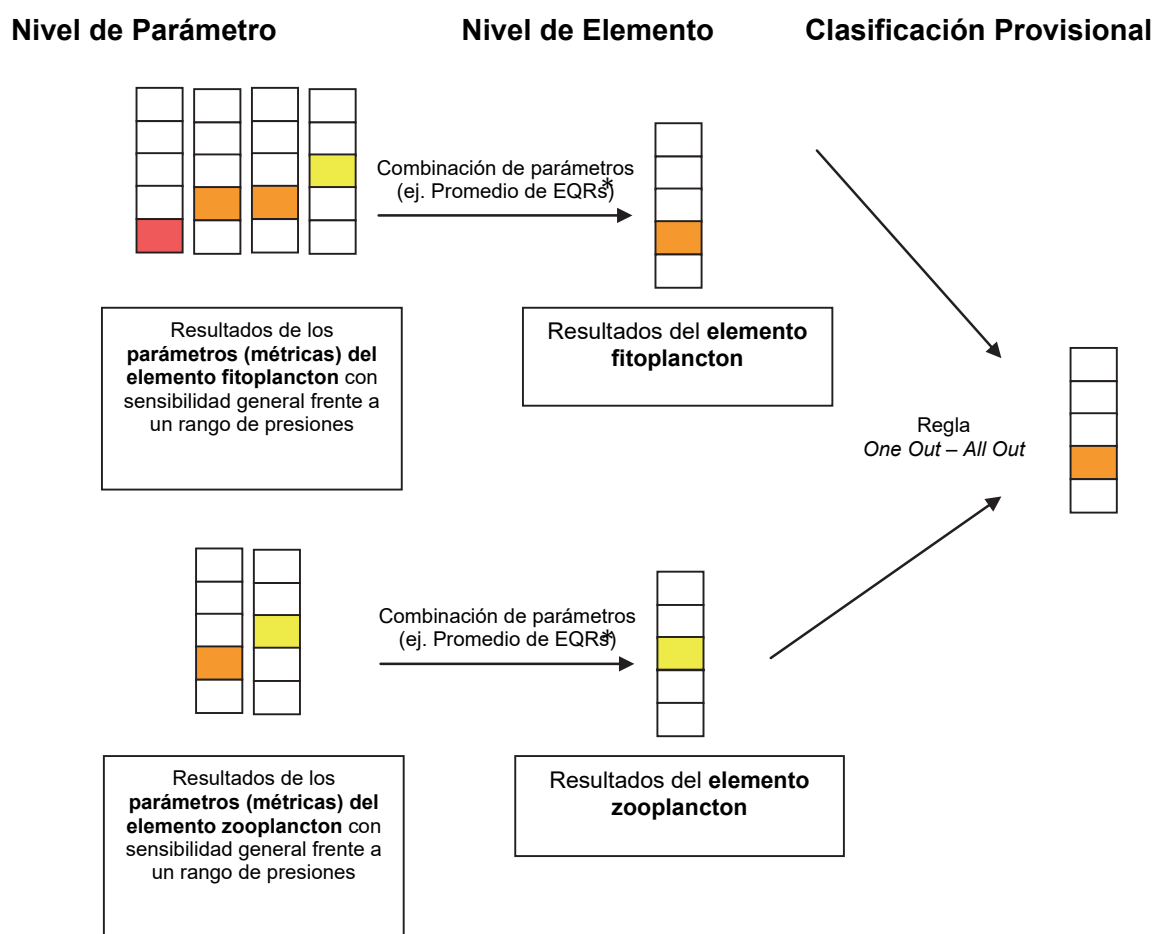


Figura 78. Aproximación experimental. Diagrama de clasificación del potencial ecológico provisional de acuerdo con la combinación de métricas y elementos biológicos. Una vez obtenida la clasificación provisional, esta se verá modificada o no atendiendo a los resultados del indicador fisicoquímico. *EQR: siglas de Índice de Calidad Ecológica.

Tabla 35. Parámetros y límites de clase para los diferentes indicadores considerados.

Indicador	Elementos	Parámetros	Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
Biológico	Composición, abundancia y biomasa de FITOPLANCTON	Densidad algal (cel/ml)	< 1000	1000 – 10000	10000 – 100000	>100000
		Clorofila a (µg/L)	0 – 2,5	2,5 – 8	8,0 – 25	>25
		Biovolumen algal (mm ³ /L)	< 0,5	0,5 – 2	2 – 8	>8
		<i>Phytoplankton Assemblage Index (Q)</i>	> 3	3 - 2	2 - 1	<1
		<i>Phytoplankton Trophic Index (PTI)</i>	> 3,4	2,6-3,4	1,8-2,6	<1,8
		<i>Trophic Index (TI)</i>	< 2,79	2,79-3,52	3,52-4,25	>4,25
		<i>Phytoplankton Reservoir Trophic Index (PRTI)</i>	< 6,6	6,6-9,4	9,4-12,2	>12,2
	Composición, abundancia y biomasa de ZOOPLANCTON	<i>Zooplankton Reservoir Trophic Index (ZRTI)</i>	< 6,6	6,6-9,4	9,4-12,2	>12,2
Valoración del parámetro			2	3	4	5
Físicoquímico	Transparencia	Profundidad Disco de Secchi (m)	> 3	1,5 – 3	0,7 – 1,5	
	Condiciones de oxigenación	Concentración hipolimnética O ₂ (mg/L O ₂)	> 6	6 – 4	4 – 2	
	Concentración de nutrientes	Concentración de PT: media anual (µg P/L)	0 – 10	10 – 35	35 – 100	
Valoración del parámetro			1	2	3	

Tabla 36. Ejemplo teórico de aplicación de la metodología.

Indicador	Elementos	Parámetros	Valor Observado	Valor Parámetro	Valor Elemento	Valor del Indicador	PE
Biológico	FITOPLANCTON	Densidad algal (cel/ml)	945	2	2,86 (media)	3 (máximo)	3 (Moderado)
		Biomasa algal, Clorofila a (µg/L)	9,3	4			
		Biovolumen algal (mm ³ /L)	0,66	3			
		<i>Phytoplankton Assemblage Index (Q)</i>	1,8	4			
		<i>Phytoplankton Trophic Index (PTI)</i>	3,5	2			
		<i>Trophic Index (TI)</i>	2,51	2			
	<i>Phytoplankton Reservoir Trophic Index (PRTI)</i>	8,0	3				
ZOOPLANCTON	<i>Zooplankton Reservoir Trophic Index (ZRTI)</i>	8,0	3	3			
Físico-Químico	Transparencia	Disco de Secchi	3,4	2	2	2 (máximo)	
	Condiciones de oxigenación	Concentración hipolimnética O ₂	4,2	2	2		
	Concentración de nutrientes	Concentración de P	23	2	2		

4. Una vez valorados ambos indicadores, y en consonancia con la propuesta metodológica del Grupo de Trabajo 2A de la UE (CIS Working Group 2A, 2003), se procede a la evaluación del potencial ecológico mediante el esquema de toma de decisiones, esquematizado en la figura 79.

5. El índice de potencial ecológico (IPE) del embalse, será de esta forma el valor más alto de los obtenidos para los indicadores biológicos, modificado después de aplicar los criterios de condiciones fisicoquímicas. El *IPE* será un número del 2 al 5, siendo 5 la clase peor y 2 la mejor.

En este esquema conceptual (figura 79), cuando los indicadores biológicos ofrecen un valor por debajo de bueno, la clasificación final del potencial ecológico viene dada directamente por éstos. Sin embargo, cuando el potencial ecológico se estima (mediante indicadores biológicos) como bueno o superior, las condiciones fisicoquímicas entran en juego, pudiendo bajar la clasificación del potencial a los niveles inferiores, a la vista del resultado obtenido para el indicador fisicoquímico.

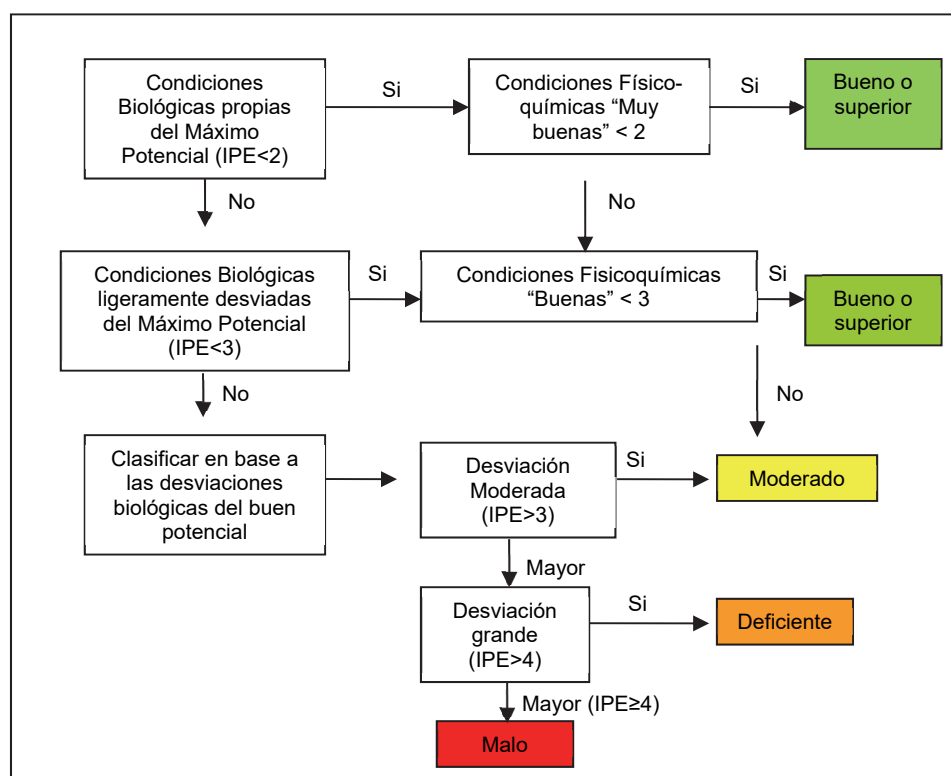


Figura 79. Diagrama de clasificación del potencial ecológico final de acuerdo con las recomendaciones de la UE (CIS Working Group 2A, 2003) y los nuevos límites adaptados a lo establecido en el RD 817/2015. IPE: Índice de Potencial Ecológico.

La combinación de los dos indicadores, fisicoquímico y biológico, para la obtención del potencial ecológico final sigue el esquema de decisiones indicado en la tabla 37:

Tabla 37. Combinación de los indicadores para el cálculo del Potencial Ecológico.

Indicador Biológico	Indicador Físicoquímico	Potencial Ecológico Experimental
Bueno o superior	Muy bueno	Bueno o superior
Bueno o superior	Bueno	Bueno o superior
Bueno o superior	Moderado	Moderado
Moderado	Indistinto	Moderado
Deficiente	Indistinto	Deficiente
Malo	Indistinto	Malo

b) APROXIMACIÓN NORMATIVA

En aplicación del Real Decreto 817/2015, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental, se incluirá en el presente ESTUDIO una segunda aproximación al potencial ecológico. Esta aproximación, a la que se denomina *normativa*, se basa en las condiciones de máximo potencial ecológico y los límites BS/M (Bueno o superior/Moderado), M/D (Moderado/Deficiente) y D/M (Deficiente/Malo) establecidos para cuatro métricas de fitoplancton en los diversos tipos de embalses en el Protocolo de análisis y cálculo de métricas de fitoplancton en lagos y embalses (MAGRAMA, 2015). Se discutirán los pros y contras de esta clasificación y su congruencia o no con la aproximación experimental propuesta. Los valores de “referencia” (en realidad deberían haberse denominado *de máximo potencial ecológico*, ya que se trata de masas muy modificadas) y los límites de clases se especifican en la tabla 39.

La forma de proceder en la clasificación del potencial ecológico de un embalse dado, en esta aproximación normativa, una vez calculados los valores RCE para cada parámetro, se basa en los siguientes pasos:

1- Transformación de RCE a escalas numéricas equivalentes

Es necesario llevar a cabo la transformación de los valores de RCE obtenidos, a una escala numérica equivalente para los cuatro indicadores de acuerdo con el siguiente procedimiento.

Las ecuaciones para llevar a cabo esta transformación varían en función del tipo de masa de agua y son las que se indican a continuación, para los tipos presentes en el actual ESTUDIO:

Tipos 1, 2 y 3

Clorofila a	
RCE > 0,21	$RCE_{trans} = 0,5063 \times RCE + 0,4937$
RCE ≤ 0,21	$RCE_{trans} = 2,8571 \times RCE$
Biovolumen	
RCE > 0,19	$RCE_{trans} = 0,4938 \times RCE + 0,5062$
RCE ≤ 0,19	$RCE_{trans} = 3,1579 \times RCE$
% Cianobacterias	
RCE > 0,91	$RCE_{trans} = 4,4444 \times RCE - 3,4444$
RCE ≤ 0,91	$RCE_{trans} = 0,6593 \times RCE$
Índice de Grupos Algales (IGA)	
RCE > 0,9737	$RCE_{trans} = 15,234 \times RCE - 14,233$
RCE ≤ 0,9737	$RCE_{trans} = 0,6162 \times RCE$

Tipos 7, 8, 9, 10 y 11

Clorofila a	
RCE > 0,43	$RCE_{trans} = 0,7018 \times RCE + 0,2982$
RCE \leq 0,43	$RCE_{trans} = 1,3953 \times RCE$

Biovolumen	
RCE > 0,36	$RCE_{trans} = 0,625 \times RCE + 0,375$
RCE \leq 0,36	$RCE_{trans} = 1,6667 \times RCE$

% Cianobacterias	
RCE > 0,72	$RCE_{trans} = 1,4286 \times RCE - 0,4286$
RCE \leq 0,72	$RCE_{trans} = 0,8333 \times RCE$

Índice de Grupos Algales (IGA)	
RCE > 0,9822	$RCE_{trans} = 22,533 \times RCE - 21,533$
RCE \leq 0,9822	$RCE_{trans} = 0,6108 \times RCE$

Tipos 6 y 12

Clorofila a	
RCE > 0,195	$RCE_{trans} = 0,497 \times RCE + 0,503$
RCE \leq 0,195	$RCE_{trans} = 3,075 \times RCE$

Biovolumen	
RCE > 0,175	$RCE_{trans} = 0,4851 \times RCE + 0,5149$
RCE \leq 0,175	$RCE_{trans} = 3,419 \times RCE$

% Cianobacterias	
RCE > 0,686	$RCE_{trans} = 1,2726 \times RCE - 0,2726$
RCE \leq 0,686	$RCE_{trans} = 0,875 \times RCE$

Índice de Grupos Algales (IGA)	
RCE > 0,929	$RCE_{trans} = 5,6325 \times RCE - 4,6325$
RCE \leq 0,929	$RCE_{trans} = 0,6459 \times RCE$

Tipo 13

Clorofila a	
RCE > 0,304	$RCE_{trans} = 0,575 \times RCE + 0,425$
RCE \leq 0,304	$RCE_{trans} = 1,9714 \times RCE$

Biovolumen	
RCE > 0,261	$RCE_{trans} = 0,541 \times RCE + 0,459$
RCE \leq 0,261	$RCE_{trans} = 2,3023 \times RCE$

% Cianobacterias	
RCE > 0,931	$RCE_{trans} = 5,7971 \times RCE - 4,7971$
RCE \leq 0,931	$RCE_{trans} = 0,6445 \times RCE$

Índice de Grupos Algales (IGA)	
RCE > 0,979	$RCE_{trans} = 18,995 \times RCE - 17,995$
RCE \leq 0,979	$RCE_{trans} = 0,6129 \times RCE$

2- Combinación de RCE transformados para la clasificación del estado ecológico

Para la combinación de los distintos indicadores representativos del elemento de calidad fitoplancton se hallará la media de los RCE transformados correspondientes a los parámetros “abundancia-biomasa” y “composición”.

La combinación de los RCE transformados se llevará a cabo primero para los indicadores de clorofila y biovolumen, ambos representativos de la abundancia. La combinación se hará mediante las medias de los RCE transformados.

Posteriormente se llevará a cabo la combinación de los indicadores representativos de la composición: porcentaje de cianobacterias y el IGA. La combinación se hará mediante las medias de los RCE transformados.

Finalmente, para la combinación de los indicadores de composición y abundancia-biomasa se hará la media aritmética.

3- Clasificación

El valor final de la combinación de los RCE transformados se clasificará de acuerdo a la siguiente escala de la tabla 38:

Tabla 38. Ratios de calidad según el índice de potencial ecológico normativo RCET.

Clase de potencial ecológico	Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
<i>RCET</i>	> 0,6	0,4-0,6	0,2-0,4	<0,2
Valoración de cada clase	2	3	4	5

Tabla 39. Valores de referencia propios del tipo (VR_t) y límites de cambio de clase de potencial ecológico (B⁺/M, Bueno o superior-Moderado; M/D, Moderado-Deficiente; D/M, Deficiente-Malo) de los indicadores de los elementos de calidad de embalses (RD 817/2015). Se han incluido sólo los tipos de embalses presentes en el ESTUDIO.

Tipo	Elemento	Parámetro	Indicador	VR_t	B ⁺ /M (RCE)	M/D (RCE)	D/M (RCE)
Tipo 1	Fitoplancton	Biomasa	Clorofila a mg/m ³	2,00	0,211	0,14	0,07
			Biovolumen mm ³ /L	0,36	0,189	0,126	0,063
		Composición	Índice de Catalán (IGA)	0,10	0,974	0,649	0,325
			Porcentaje de cianobacterias	0,00	0,908	0,607	0,303
Tipo 7	Fitoplancton	Biomasa	Clorofila a mg/m ³	2,60	0,433	0,287	0,143
			Biovolumen mm ³ /L	0,76	0,362	0,24	0,12
		Composición	Índice de Catalán (IGA)	0,61	0,982	0,655	0,327
			Porcentaje de cianobacterias	0,00	0,715	0,48	0,24
Tipo 9	Fitoplancton	Biomasa	Clorofila a mg/m ³	2,60	0,433	0,287	0,143
			Biovolumen mm ³ /L	0,76	0,362	0,24	0,12
		Composición	Índice de Catalán (IGA)	0,61	0,982	0,655	0,327
			Porcentaje de cianobacterias	0,00	0,715	0,48	0,24
Tipo 10	Fitoplancton	Biomasa	Clorofila a mg/m ³	2,60	0,433	0,287	0,143
			Biovolumen mm ³ /L	0,76	0,362	0,24	0,12
		Composición	Índice de Catalán (IGA)	0,61	0,982	0,655	0,327
			Porcentaje de cianobacterias	0,00	0,715	0,48	0,24
Tipo 11	Fitoplancton	Biomasa	Clorofila a mg/m ³	2,60	0,433	0,287	0,143
			Biovolumen mm ³ /L	0,76	0,362	0,24	0,12
		Composición	Índice de Catalán (IGA)	0,61	0,982	0,655	0,327
			Porcentaje de cianobacterias	0,00	0,715	0,48	0,24
Tipo 12	Fitoplancton	Biomasa	Clorofila a mg/m ³	2,40	0,195	0,13	0,065
			Biovolumen mm ³ /L	0,63	0,175	0,117	0,058
		Composición	Índice de Catalán (IGA)	1,50	0,929	0,619	0,31
			Porcentaje de cianobacterias	0,10	0,686	0,457	0,229
Tipo 13	Fitoplancton	Biomasa	Clorofila a mg/m ³	2,10	0,304	0,203	0,101
			Biovolumen mm ³ /L	0,43	0,261	0,174	0,087
		Composición	Índice de Catalán (IGA)	1,10	0,979	0,653	0,326
			Porcentaje de cianobacterias	0,00	0,931	0,621	0,31

6.4. **Potencial Ecológico: Resultados**

6.4.1 **Indicadores Biológicos y Fisicoquímicos**

La selección de métricas o parámetros biológicos a utilizar en el cálculo final del potencial ecológico se basó en las correlaciones de estos con un indicador de estado trófico, el TLI de Burns et al. (1999), hechas en el estudio de 2009. La correlación del *TLI* de Burns *et al.* (1999) con el *TSI* de Carlson resultó altamente significativa, por lo que se escogió este índice como indicador del estado trófico debido a la inclusión en el mismo de otra variable indicadora como es el N total (CHE, 2009).

a) **Biológicos**

Los resultados para cada una de las métricas se muestran dentro de los apartados de las dos propuestas para la determinación del potencial ecológico (apartados 6.4.2 y 6.4.3).

b) **Fisicoquímicos**

Los resultados obtenidos para cada una de las métricas o parámetros fisicoquímicos se pueden observar en la figura 80.

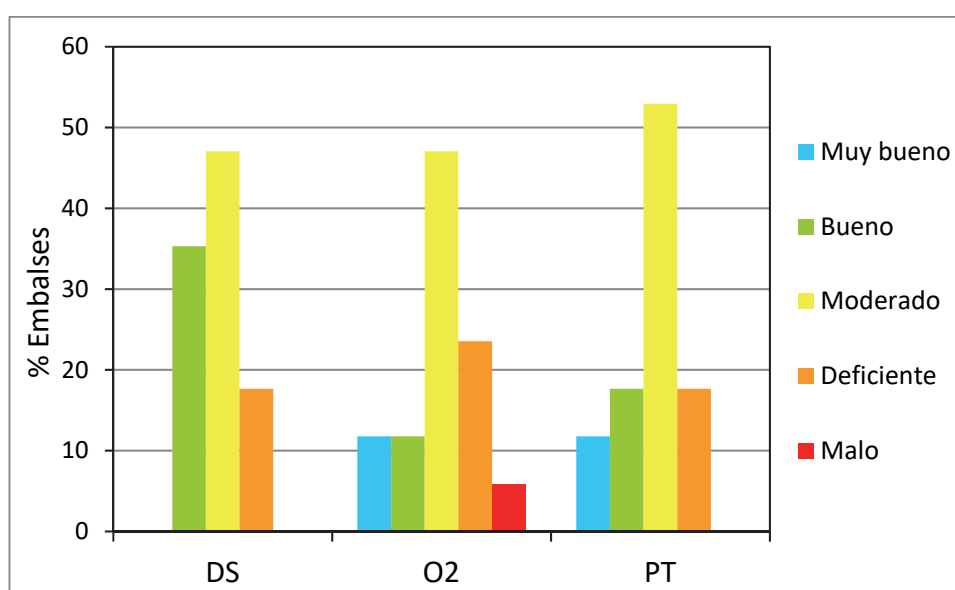


Figura 80. Evaluación de la calidad en embalses mediante los parámetros fisicoquímicos.

Solo en el oxígeno encontramos las cinco clases de calidad representadas. En los tres parámetros predominan los embalses con moderada calidad. El oxígeno es el parámetro que clasifica el mayor número de embalses con deficiente o mala calidad, en total son 5 que suponen el 29 %. Mientras que el PT es el que mayor número de embalses clasifica en estado

moderado, hasta 9 embalses. En cuanto a embalses clasificados como buenos o moderados, es el DS quien clasifica mayor número de embalses en estos estados, clasificando un 35 % de embalses como buenos, 6 embalses.

Finalmente, como resultado de la combinación de parámetros, se estimó el valor global del elemento fisicoquímico según la metodología planteada (figura 81), donde se observa que con la combinación de parámetros disminuye la cantidad de embalses clasificados como buenos o muy buenos. Si de media para cada parámetro, se clasificaban un 23 - 35 % de embalses como buenos o muy buenos, en el indicador fisicoquímico este porcentaje se reduce al 6 %.

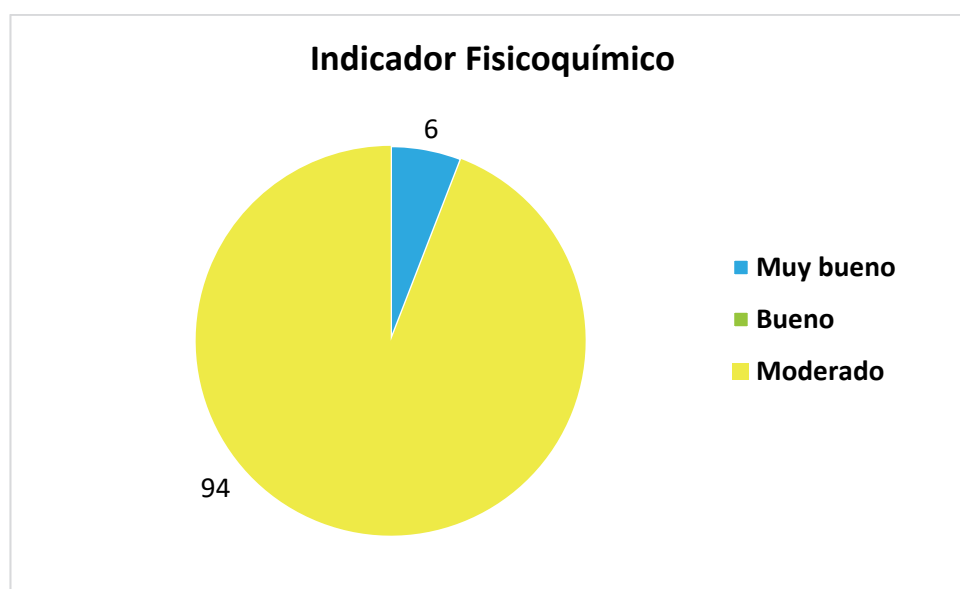


Figura 81. Evaluación de la calidad mediante el indicador fisicoquímico. Las tres clases establecidas son: Muy bueno, Bueno y Moderado. (Se incluye el número de embalses clasificados en cada categoría en 2018).

En la tabla 40 se recoge, para cada embalse, la calidad otorgada por cada variable fisicoquímica y su combinación final que muestra el indicador fisicoquímico de cada embalse.

Tabla 40. Valor del indicador fisicoquímico a partir de la calidad otorgada por las variables consideradas.

EMBALSE	CÓDIGO	DISCO DE SECCHI	OXÍGENO	P TOT	IND_FQ
Ebro	1	Bueno	Moderado	Moderado	Moderado
Urrúnaga	2	Bueno	Moderado	Bueno	Moderado
Sobrón	22	Moderado	Deficiente	Moderado	Moderado
Oliana	53	Bueno	Moderado	Moderado	Moderado
Barasona	56	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno
Terradets	59	Deficiente	Muy bueno	Deficiente	Moderado
Sotonera	62	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado
Rialb	63	Moderado	Deficiente	Moderado	Moderado
El Val ²	68	Moderado	Deficiente	Moderado	Moderado
Mezalocha	71	Bueno	Moderado	Bueno	Moderado
Flix	74	Moderado	Moderado	Deficiente	Moderado
La Tranquera	76	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado
Cueva Foradada	80	Deficiente	Deficiente	Moderado	Moderado
Lechago	87	Bueno	Malo	Muy bueno	Moderado
Ribarroja	949	Moderado	Moderado	Deficiente	Moderado
La Estanca	1022	Deficiente	Muy bueno	Moderado	Moderado
Monteagudo de las Vicarías	1681	Moderado	Moderado	Muy bueno	Moderado

6.4.2 Potencial Ecológico final (aproximación experimental)

Los resultados obtenidos (en términos de clases de calidad) para cada una de las 7 métricas del fitoplancton se pueden observar en la figura 82.

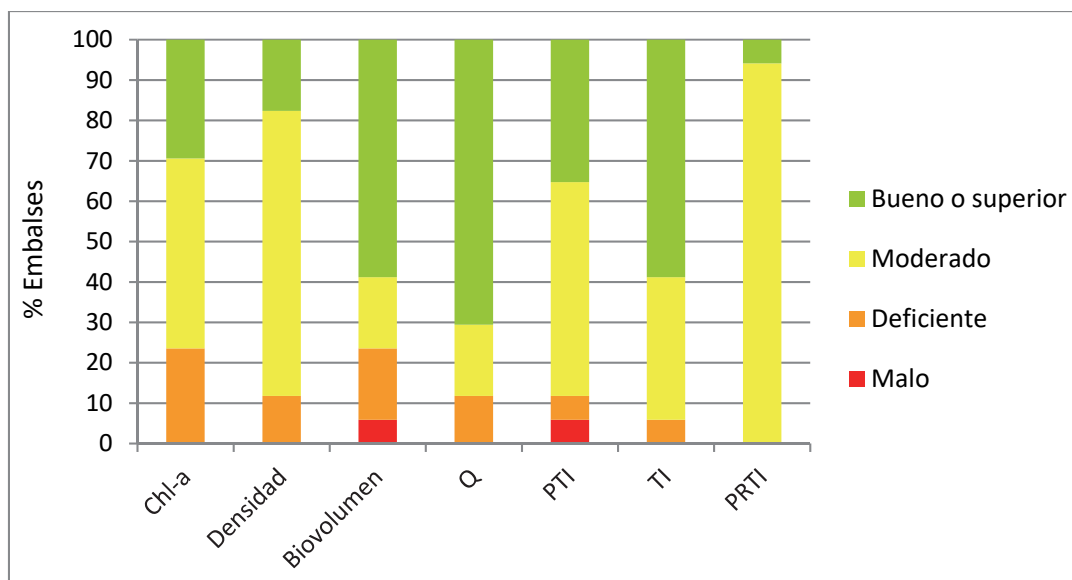


Figura 82. Evaluación de la calidad mediante los parámetros del fitoplancton.

Se puede observar cierta disparidad en los resultados obtenidos mediante las métricas del fitoplancton, aunque en general se observa predominancia de las clases de potencial Moderado y Bueno o superior. Los índices calculados, conceden predominancia a la clase Bueno o superior, excepto el PTI, el PRTI y de los parámetros aplicados de forma directa la clorofila a y la densidad algal, donde predominan las clases de inferior calidad, es decir, son más restrictivos.

En cuanto al biovolumen y el PTI, son los únicos que tienen todas las clases representadas, clasificando solo un embalse como malo. Pero mientras que con el biovolumen predomina la clase bueno o superior (10 embalses), en el PTI predomina la clase moderado (9 embalses).

Respecto a la variable más restrictiva, el PRTI es el que menos embalses clasifica en estado bueno o superior, solo uno, clasificando al 94 % de los embalses como moderado. El resto de parámetros, aunque clasifiquen entre el 6 y el 23 % de embalses en mal estado o deficiente, como mínimo clasifican 3 embalses en estado bueno o superior.

En cuanto a la variable del zooplancton, el índice de zooplancton ZRTI, los resultados obtenidos para cada potencial ecológico en porcentajes se pueden observar en la figura 83.

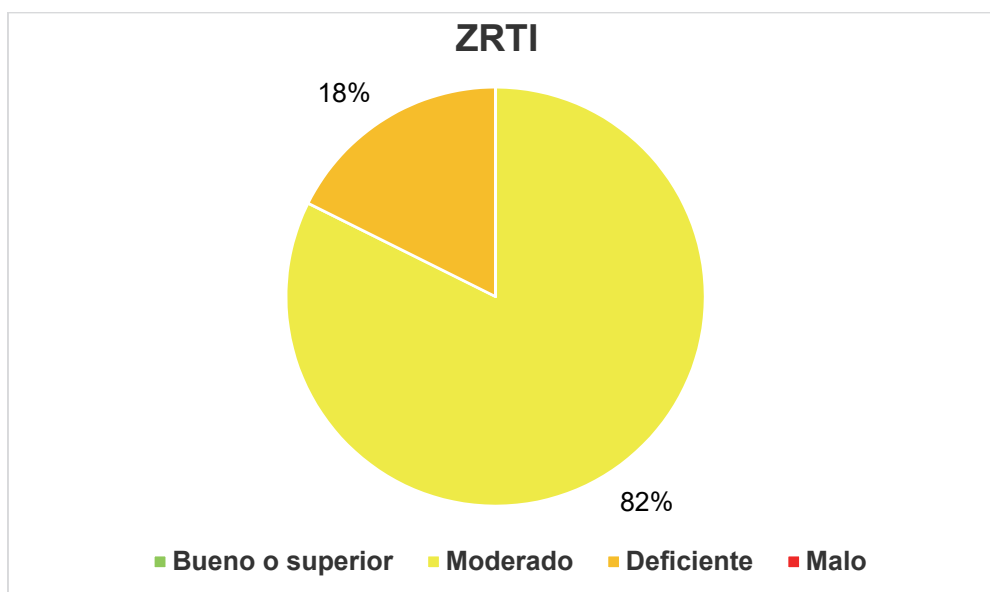


Figura 83. Evaluación de calidad mediante el parámetro de zooplancton ZRTI.

El índice de zooplancton ZRTI no clasifica embalses con una calidad buena o superior, la mayoría, un 82 % como moderados y solo el 18 %, como deficientes. Por lo tanto, la mayoría de embalses aparecen como moderados. Resultado parecido al potencial ecológico resultante de la combinación de todos los parámetros, aunque hay un aumento de los embalses deficientes en detrimento de los clasificados como moderados por el ZRTI.

Una vez obtenidos los dos tipos de indicadores, y siguiendo la metodología expuesta en la figura 79, se procedió a la estima del índice de potencial ecológico o *IPE*.

La figura 84 muestra la proporción final de las clases de potencial ecológico, confrontando las proporciones dadas por el indicador biológico con las dadas por el índice de potencial ecológico final en los embalses estudiados en 2018, evaluada en el presente ESTUDIO.

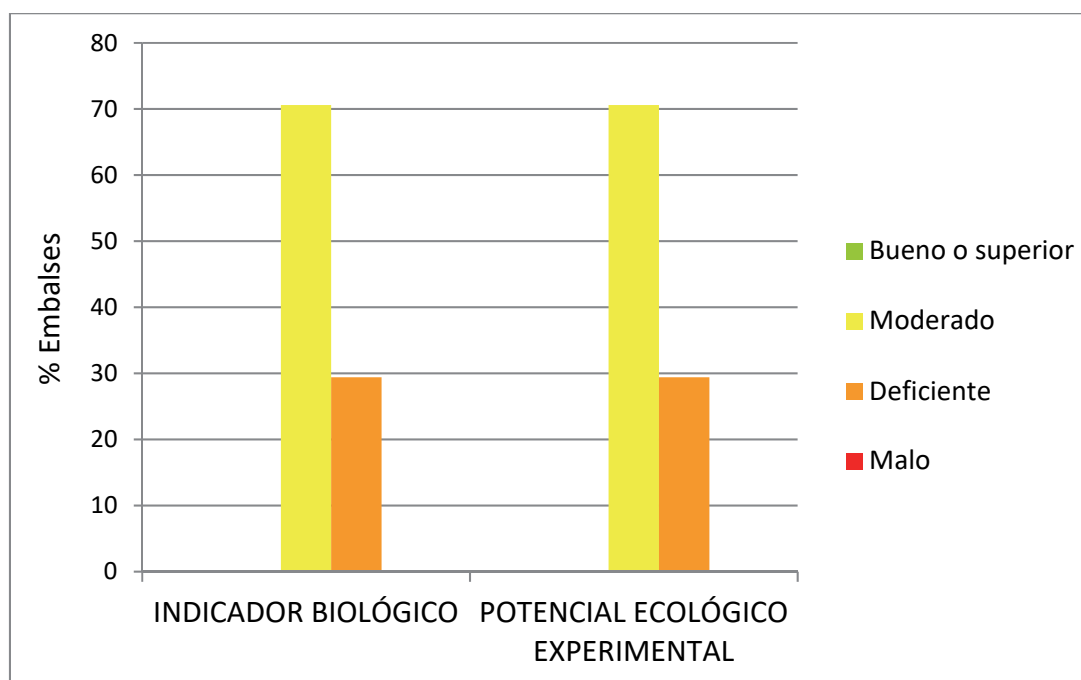


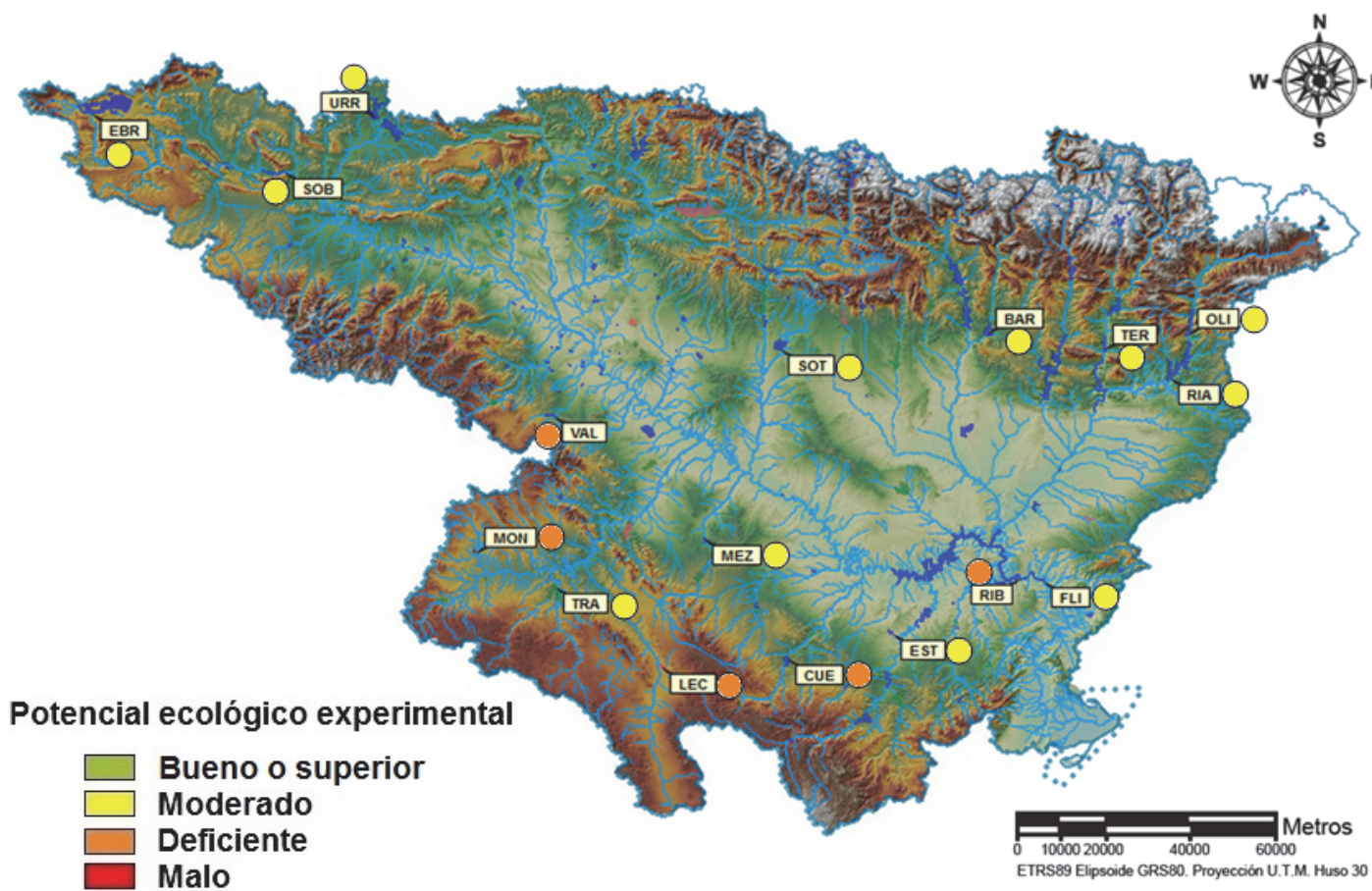
Figura 84. Proporción de clases de potencial ecológico evaluadas mediante el indicador biológico y mediante el *IPE*, tras aplicar los umbrales del indicador fisicoquímico, según el esquema de la figura 85.

En todos los embalses el indicador biológico fue igual o más restrictivo que el indicador fisicoquímico, por lo que este no hizo cambiar el potencial ecológico final. Destacar que ningún embalse se clasificó como bueno o superior.

La tabla 41 recoge la información más relevante obtenida para cada uno de los embalses evaluados: nombre del embalse, código (COD), la tipología del embalse (TIPO), el resultado de la evaluación biológica final (PE-BIO), el de la evaluación fisicoquímica (IND-FQ), el índice de potencial ecológico (IPE_BIO) evaluado para las masas de agua siguiendo la metodología empleada, así como la evaluación final de potencial ecológico según esta aproximación experimental (*PEexp*). Asimismo, en la figura 85 se muestra el mapa de potencial ecológico de los embalses estudiados.

Tabla 41. Establecimiento del potencial ecológico (aproximación experimental) (Clases: Bueno o superior, Moderado, Deficiente, Malo).

EMBALSE	MAS	TIPO	IPE_BIO	PE-BIO	IND_FQ	PEexp
Ebro	1	7	3,00	Moderado	Moderado	Moderado
Urrúnaga	2	7	3,00	Moderado	Moderado	Moderado
Sobrón	22	9	3,00	Moderado	Moderado	Moderado
Oliana	53	9	3,00	Moderado	Moderado	Moderado
Barasona	56	11	3,00	Moderado	Bueno	Moderado
Terradets	59	9	3,00	Moderado	Moderado	Moderado
Sotonera	62	10	3,00	Moderado	Moderado	Moderado
Rialb	63	11	3,00	Moderado	Moderado	Moderado
El Val	68	7	3,86	Deficiente	Moderado	Deficiente
Mezalocha	71	10	3,00	Moderado	Moderado	Moderado
Flix	74	12	3,00	Moderado	Moderado	Moderado
La Tranquera	76	11	3,00	Moderado	Moderado	Moderado
Cueva Foradada	80	10	4,00	Deficiente	Moderado	Deficiente
Lechago	87	7	4,00	Deficiente	Moderado	Deficiente
Ribarroja	949	12	3,43	Deficiente	Moderado	Deficiente
La Estanca	1022	10	3,00	Moderado	Moderado	Moderado
Montegudo de las Vicarías	1681	7	4,00	Deficiente	Moderado	Deficiente



Rialb (moderado)



La Tranquera (moderado)



Lechago (deficiente)

Figura 85. Mapa de clasificación del Potencial Ecológico (*PEexp*) de los embalses en 2018.

Para concluir se analizan las tendencias de potencial ecológico por tipos de embalse. Se obtuvieron los siguientes resultados, representados gráficamente en la figura 86.

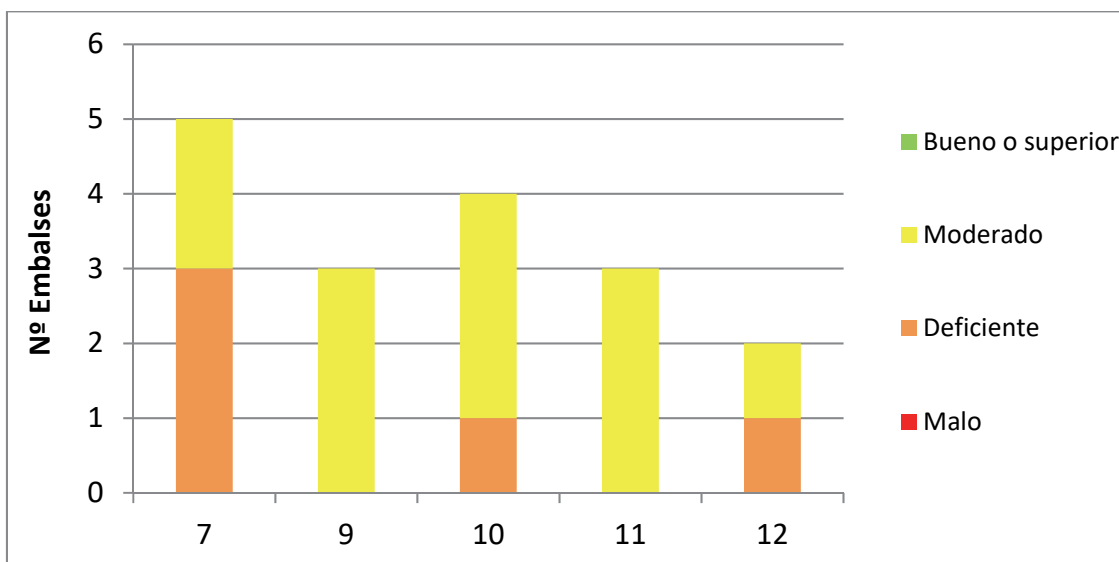


Figura 86. Clasificación del potencial ecológico de los embalses según el *PEexp* por tipos de embalse.

Los embalses de Tipo 7, calcáreos, en zonas húmedas y frías de cabecera, presentaron mayoritariamente un potencial deficiente, en tres de los cinco embalses, seguido de moderado con dos.

Los tres embalses del Tipo 9, calcáreo de zonas húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal, se clasifican como moderados.

El Tipo 10, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos, clasifica tres de los cuatro embalses como moderados y el otro como deficiente.

En el Tipo 11, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal, clasifica los tres embalses como moderados.

En el Tipo 12, se clasifican un embalse como deficiente y otro como moderado.

6.4.3 Potencial Ecológico final (aproximación normativa)

La aplicación de la metodología de las condiciones de referencia en base a los datos publicados en el Real Decreto 817/2015, dio como resultado la clasificación de los embalses estudiados que se expone en la tabla 42. El potencial ecológico final tiene en cuenta el indicador fisicoquímico del embalse, modificándose éste según la misma metodología descrita para la aproximación experimental.

Tabla 42. Resultado de la aplicación de las condiciones de referencia al potencial ecológico según la “aproximación normativa”. Se incluyen las evaluaciones de potencial de las cuatro métricas del fitoplancton y el resultado de la evaluación biológica final (PE-BIO), el de la evaluación fisicoquímica (IND-FQ) y en la última columna aparece el potencial ecológico final o *PE_{norm}*.

EMBALSE	MAS	PE-Chla	PE-Biovol	PE-IGA	PE-%Ciano	PE_BIO	IND_FQ	PE _{norm}
Ebro	1	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Urrúnaga	2	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Sobrón	22	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Oliana	53	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Barasona	56	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno	Bueno o sup.
Terradets	59	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Sotonera	62	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Rialb	63	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
El Val	68	Deficiente	Deficiente	Moderado	Deficiente	Moderado	Moderado	Moderado
Mezalocha	71	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Flix	74	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
La Tranquera	76	Moderado	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Cueva Foradada	80	Deficiente	Moderado	Deficiente	Bueno o sup.	Moderado	Moderado	Moderado
Lechago	87	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Ribarroja	949	Moderado	Bueno o sup.	Deficiente	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado
La Estanca	1022	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado
Monteagudo de las Vicarías	1681	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Bueno o sup.	Bueno o sup.	Moderado	Moderado

En el siguiente gráfico (figura 87) se resumen los resultados ofrecidos por cada una de las métricas utilizadas en el cálculo del potencial ecológico según esta aproximación normativa.

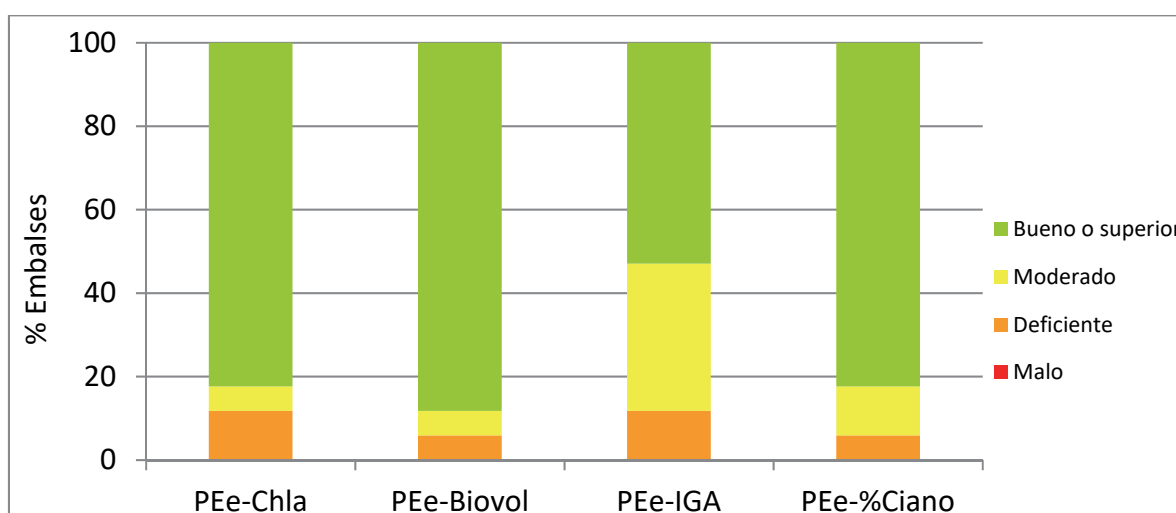


Figura 87. Clasificación del potencial ecológico según los parámetros de la aproximación normativa.

Las variables biovolumen, concentración de clorofila *a* y porcentaje de cianobacterias han sido las menos restrictivas, con más del 80 % de los embalses clasificados en estado bueno o superior. El IGA es el más restrictivo y clasifica un 47 % de los embalses con un potencial inferior a bueno. Ninguna de las variables clasifica embalses como malo. Todas las variables clasifican embalses como deficientes, uno el biovolumen y el porcentaje de cianobacterias y dos la clorofila *a* y el IGA.

Estos resultados se deben a la modificación del procedimiento para la transformación del RCE a una escala numérica equivalente para los cuatro indicadores biológicos, lo que condiciona al alza la clasificación del indicador biológico final. No obstante, al combinar los dos indicadores, fisicoquímico y biológico, el potencial ecológico final no resultaría tan sobreestimado. En 13 de los 17 embalses clasificados como de potencial bueno o superior por el Indicador Biológico, el Indicador Fisicoquímico hizo descender el potencial final a moderado. Tres embalses fueron clasificados directamente como moderados: El Val, Cueva Foradada y Ribarroja. Solo un embalse se mantuvo su clasificación como bueno o superior, Barasona.

Asimismo, en la siguiente figura (figura 88) se muestran los resultados finales de potencial ecológico *PE_{norm}* derivados de estas cuatro métricas, combinadas según la metodología expuesta anteriormente (sección 6.3.b.), en comparación con aquellos obtenidos previamente mediante la aproximación experimental, *PE_{exp}* (según la metodología expuesta en la sección 6.3.a.). Ambos resultados han sido “corregidos” o modificados teniendo en cuenta el indicador fisicoquímico del embalse. Como se puede apreciar, la aproximación normativa da como resultado clasificaciones de mayor potencial ecológico que la experimental, con un embalse clasificado en potencial Bueno o superior. Aunque la proporción de embalses clasificados

como moderados es muy similar para las dos metodologías, la aproximación experimental clasifica embalses como deficientes, cinco.

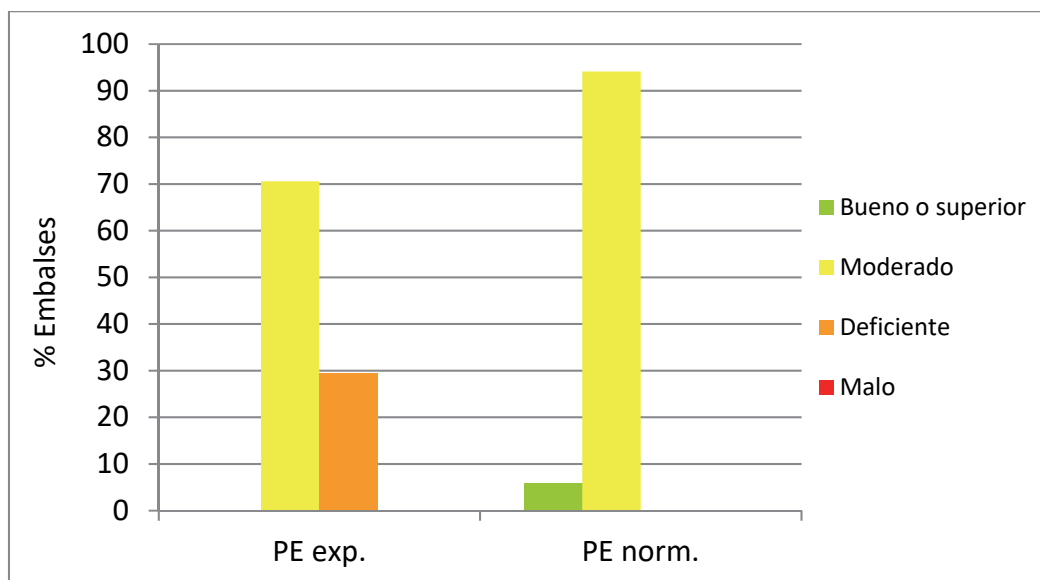
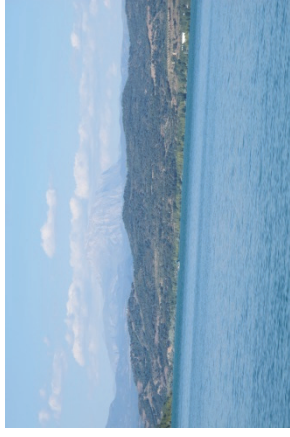
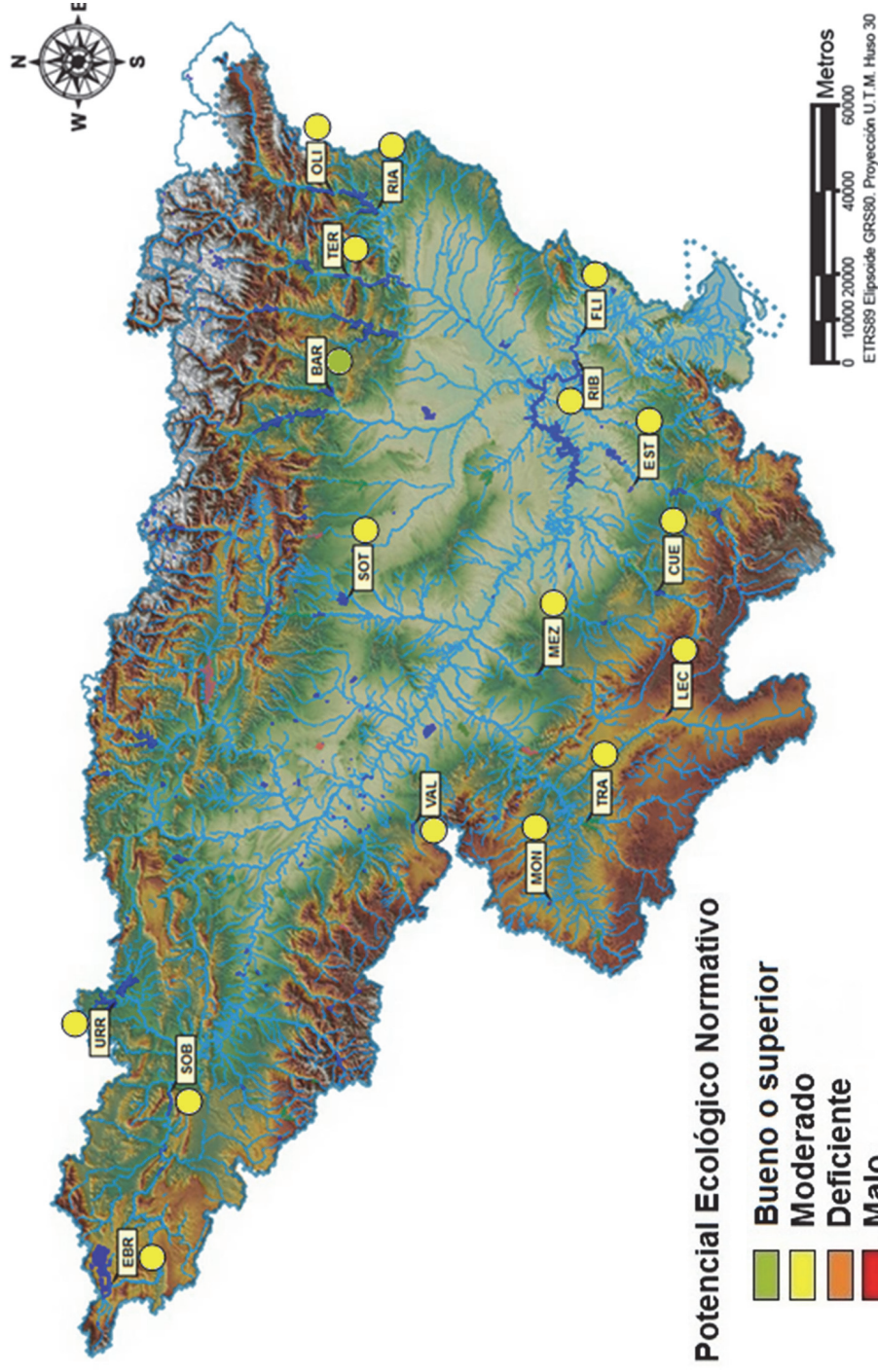


Figura 88. Clasificación del potencial ecológico final según la aproximación normativa *PE_{norm}* y la aproximación experimental, *PE_{exp.}*. (Para ver las metodologías de cálculo, ir a la sección 6.3 a y b).

La figura 89 muestra el mapa de potencial ecológico de los embalses muestreados en 2018 clasificados conforme al Real Decreto 817/2015, esto es, según la aproximación normativa o *PE_{norm.}* y la figura 90 muestra el mapa que refleja para los embalses muestreados el Estado Trófico y los Potenciales Ecológicos calculados (*PE_{exp.}* y *PE_{norm.}*) de modo que sirva como comparación de los resultados.

A partir de esta comparación se puede observar que existe relación entre el estado trófico y el potencial ecológico normativo y experimental, ya que excepto en casos puntuales no hay más de un salto de clase de diferencia entre los resultados para un mismo embalse.

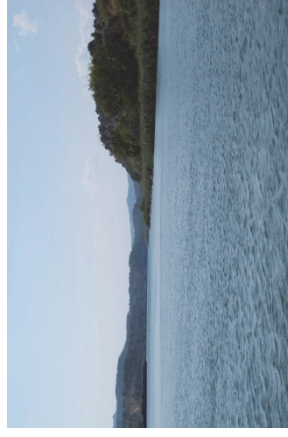
No existe una diferencia entre el *PE_{norm.}* y el Estado Trófico que supere un salto de clase. Mientras que con el *PE_{exp.}* se dan diferencias de dos clases por debajo respecto al Estado Trófico en dos masas: Lechago y Monteagudo de las Vicarías. No existe ninguna diferencia de más de una clase entre el *PE_{exp.}* y el *PE_{norm.}*



Barasona (bueno o superior)



Urrúnaga (moderado)



Flix (moderado)

Figura 89. Mapa de clasificación del Potencial Ecológico (PE_{norm}) de los embalses en 2018.

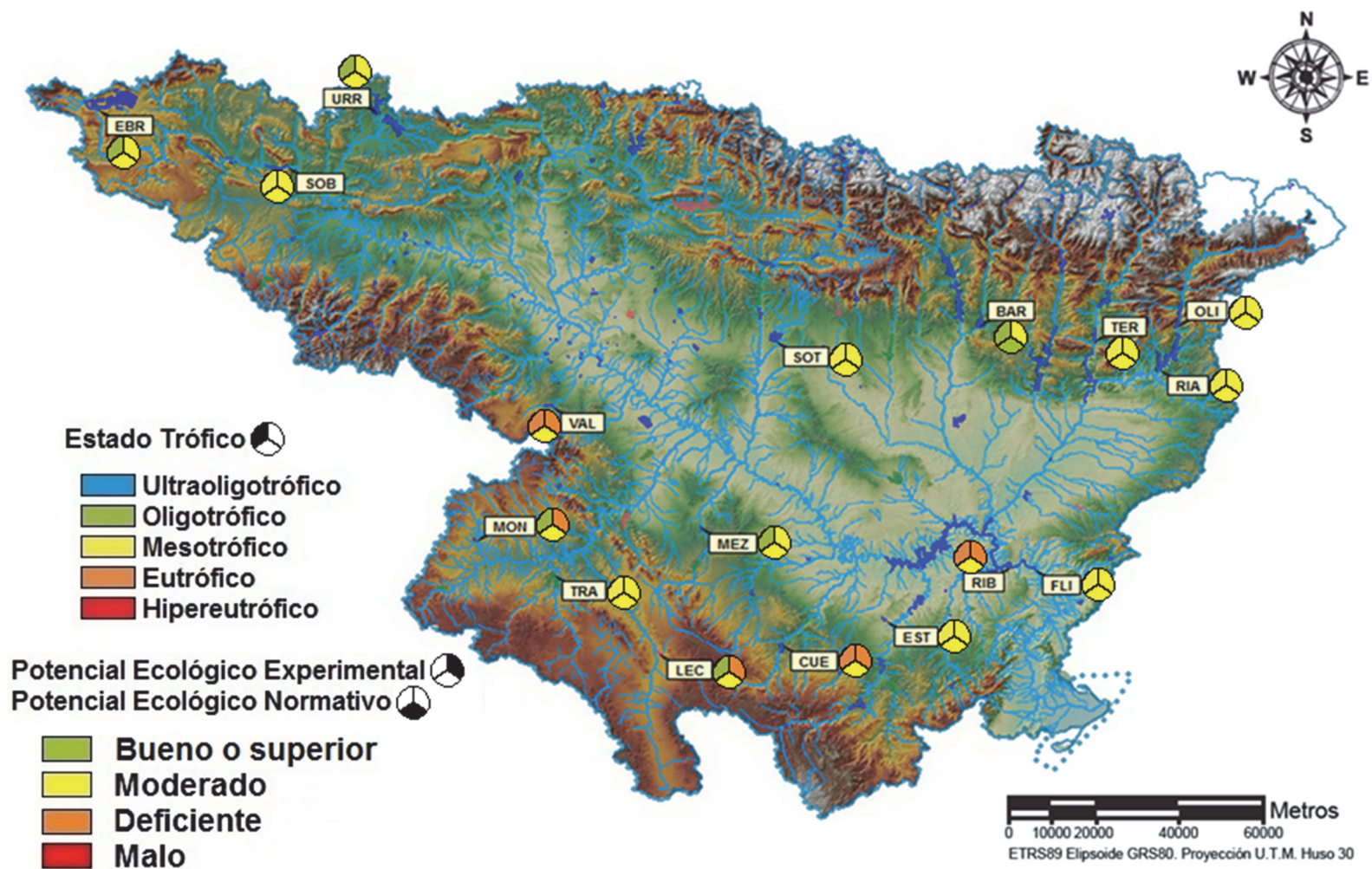


Figura 90. Mapa de clasificación del Estado Trófico y del Potencial Ecológico (*PEexp* y *PEnorm*) de los embalses en 2018.

6. RESUMEN – CONCLUSIONES

Clasificación

- Los 17 embalses se han clasificado en 5 categorías (según el esquema nacional de clasificación de la orden de planificación hidrológica) atendiendo a razones del régimen de mezcla, geología, climatología, área de la cuenca de aportación y altitud.
- El nº y porcentaje de embalses por tipos es:

Tipo 7	Tipo 9	Tipo 10	Tipo 11	Tipo 12
5	3	4	3	2
29,4 %	17,6 %	23,5 %	17,6 %	11,8 %

Las categorías que agrupan a un mayor número de embalses son la 7 y la 10.

Características hidromorfológicas

- Las masas de agua son de capacidad variable, con volúmenes inferiores a 10 Hm³ en un 17,6 % de los casos (figura 4). Los embalses con un volumen entre 30 y 70 Hm³ representan un 5,9 % del total de embalses. El mismo porcentaje de embalses, un 11,8, presentan volúmenes entre 150 y 300 Hm³ y entre 300 y 1600 Hm³. Un 23,5 % son embalses con un volumen entre 70 y 150 Hm³ y el mayor porcentaje de embalses con un 29,4 % presenta volúmenes entre 10 y 30 Hm³. El mayor embalse del ESTUDIO es el embalse del Ebro, con 540 hm³ de capacidad máxima.
- Las masas de agua son de superficie muy variable, con un rango que oscila entre las 75 ha del embalse de Mezalocha, hasta las 6.273 ha del embalse del Ebro. La distribución de esta variable en el conjunto de embalses estudiados se representa en la figura 5. Como se puede observar, la gran mayoría de embalses superan las 100 ha, solo el embalse de Mezalocha no lo hace.
- Las masas de agua son de profundidad muy variable, con un rango de 9,5 a 78 m, valores registrados para los embalses de Terradets y La Estanca de Alcañiz con 9,5 m y Rialb con 78 m. La distribución de esta variable en el conjunto de embalses estudiados se representa en la figura 6. Se pueden observar dos grupos de embalses, separados por la profundidad de 50 m superada por 5 embalses.
- Los embalses estudiados durante 2018 reciben aportaciones desde cuencas vertientes

con extensiones muy variables. El rango de áreas de cuenca va desde los 10 km² del embalse de La Estanca de Alcañiz, hasta los 81.045 km² de Ribarroja. La distribución de esta variable se representa en la figura 7. Como se puede apreciar, la mayoría de embalses estudiados tienen cuencas de aportación medianas, con solo un embalse con más de 10.000 km². Alrededor de un 47 % tienen cuencas de más de 1.000 km², siendo ésta, por tanto, la clase predominante. Un 41 % de los embalses estudiados tienen un tamaño de cuenca entre los 100 y los 1.000 km², mientras que el menor porcentaje, un 5,9 %, es para los embalses con un tamaño de cuenca inferior a los 100 km².

➤ El **tiempo de renovación** ha presentado los valores más bajos se han dado en embalses pequeños o medios de cursos fluviales importantes, siendo los mínimos, inferiores a un mes, en Ribarroja, Flix, Barasona, Oliana y Terradets. En los embalses de Flix y Terradets la circulación del agua es observable a simple vista y se comporta prácticamente como un río. Otro embalse de mayor tamaño, pero con un caudal importante en su aportación es Rialb, donde el TRH es inferior a tres meses aunque es un embalse con una gran capacidad. Los valores más elevados, por el contrario, se dan en embalses de cursos reducidos y escasa capacidad, como es el caso de Monteagudo de las Vicarías (32 meses), el máximo absoluto se registra en el embalse del Ebro aunque tenga una capacidad importante, con 44,78 meses. No había datos disponibles de los embalses de Lechago, Urrúnaga y Sobrón.

➤ El **hidroperiodo** es muy variable para cinco embalses, con un hidroperiodo superior a 0,6. Destacar las masas de Barasona y Mezalocha con un hidroperiodo de variación de 0,8 o superior. Destacar también la estabilidad de Ribarroja y Terradets a pesar de su bajo tiempo de renovación. No había datos disponibles de los embalses de Lechago, Urrúnaga y Sobrón.

Características fisicoquímicas

En lo que respecta al **disco de Secchi**, los embalses de tipo 7 presentan los valores más elevados, frente al tipo 10 que presenta los valores más bajos. El máximo absoluto correspondió a Oliana (tipo 9), con 6 m. Los valores mínimos de transparencia (1,2 m) se registraron en los embalses de Terradets del tipo 9, y de Cueva Foradada del tipo 10.

➤ En cuanto a la **temperatura** de los embalses, considerando la media en la ZF (menos influenciada que la superficial por las condiciones meteorológicas inmediatas o por la hora del muestreo), observamos que las temperaturas medias de los tipos aumentan progresivamente del tipo 7 al tipo 12, y las mínimas se dan en el tipo 9. La diferencia entre la temperatura mínima del tipo 9 (20,07 °C) y la máxima del tipo 12 (23,72 °C), es de casi cuatro grados. Destacar la temperatura máxima absoluta del tipo 10 en el embalse de La Estanca de Alcañiz

con 26,40 °C. La relación directa y negativa de la temperatura media en la ZF con la altitud del embalse no se puede apreciar este año.

➤ Respecto al **pH** en la ZF, resaltan los valores de pH más bajos en el tipo 7. El resto de los tipos tienen medias similares, siendo el promedio más elevado el del tipo 11. El valor puntual más alto se ha observado en el embalse de El Val (tipo 7) a 1 m de profundidad, con un valor de 8,52, y el más bajo en los embalses de Terradets (tipo 9) a 13 m de profundidad y Cueva Foradada (tipo 10) a 5,5 m de profundidad, con un valor de 7,40.

➤ Respecto a la **conductividad** media en la ZF, el valor más elevado se da en el tipo 12 con 679 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de media. Mientras que el valor más bajo se da en el tipo 9, con 288 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El valor más alto se ha registrado en el embalse de Lechago (tipo 7) con 1138 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El dato extremo, máximo absoluto del ESTUDIO, se encuentra en el fondo del embalse de Lechago, con un valor de 1685 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

➤ En las tendencias observadas en relación con la **alcalinidad** en la ZF, el tipo 7 muestra el valor más bajo de alcalinidad, con 1,8 meq/L. Los embalses de tipo 11 (calcáreo / no húmedo / red principal) muestran las alcalinidades más elevadas con valores de 2,3 meq/L. Puntualmente, el valor más elevado se ha registrado en la muestra integrada de Sobrón (tipo 9) con 3,40 meq/L., el valor más alto de todo el ESTUDIO.

➤ La **turbidez** fue baja en casi todos los tipos de embalses, aunque si se aprecia un valor bastante más bajo en el tipo 11, con una media de 2,3 UAF. El valor más alto es el del tipo 9 con 16,0 UAF. El valor promedio para todos los embalses se encuentra en 5,6 UAF. El valor más bajo en la muestra integrada corresponde a Oliana con 0,94 UAF, tipo 7, mientras que el valor máximo de todos los embalses es para el embalse de Terradets con 43,44 UAF, tipo 9.

➤ En general, los embalses estudiados presentan una **oxigenación** moderada, siendo el valor más bajo para el tipo 7, con un valor de 3,7 mg/L y por tanto con una clase de deficiente calidad. Destaca la baja oxigenación (valor inferior a 4 mg O_2/L) en el promedio de la columna de agua en el embalse de Cueva Foradada (2,92 mg/L). Los máximos de oxígeno se alcanzan normalmente a profundidades comprendidas entre los 2 y los 12 metros. El máximo de oxígeno puntual se encuentra en La Tranquera (tipo 11) y se sitúa a unos 5,5 m de profundidad, con un valor de 11,79 mg/L. Los tipos 7, 9, 10 y 11 presentan algún embalse con zona anóxica, siendo un total de 8 embalses con zona anóxica. Las más importantes por su espesor son las de El Val con 31 m, Lechago con 11 m, La Tranquera con 9,8 m y Cueva Foradada con 6 m, pero con una profundidad total de tan solo 10,8 m. En otros 9 embalses no existe zona anóxica.

➤ La calidad de las masas de agua según la oxigenación es buena o muy buena en un 24 % de los embalses. Las masas de agua con niveles bajos de oxigenación (nivel de calidad deficiente o mala, un 29 %) coinciden con masas de agua estratificadas que presentan un hipolimnion poco oxigenado o anóxico, o masas no estratificadas con anoxia en las capas del fondo.

Concentración de nutrientes

En cuanto al **N total**, el tipo 12 en general muestra los valores más elevados, como cabría esperar. Los valores mínimos de N Total se dan en el tipo 9 con 0,9 mg N/L, siendo la media para todos los embalse de 1,3 mg N/L. Destacar dos máximos atípicos, uno en el tipo 10 correspondiente al embalse de Mezalocha con el máximo absoluto de 2018 de 4,6 mg N/L, y otro en el tipo 7 correspondiente a El Val con 2,5 mg N/L. Los valores mínimos de N Total se dan en el tipo 13 de alta montaña. En líneas generales, las concentraciones aumentan conforme nos acercamos al tramo bajo del río.

➤ Es la variabilidad en la concentración de nitrato la que marca las tendencias generales en el **N inorgánico total**, este predomina en todos los embalses. El nitrato registra el dato mínimo en el embalse de La Estanca de Alcañiz, tipo 10, con 0,44 mg /L. En esta tipología es donde se dan los mayores contrastes entre embalses, ya que el máximo está en el embalse de Mezalocha con 18,31 mg N/L. En cuanto al amonio, los valores han sido inferiores a 0,06 mg N-NH₄/L en todos los casos. El promedio más alto es el del tipo 12 (0,053 mg N/L). El más bajo ha correspondido al tipo 11 (0,027 mg N/L).

➤ En cuanto a la fracción porcentual del **N orgánico**, este solo domina en el embalse de La Estanca de Alcañiz, con un 65 % del nitrógeno total.

➤ En relación con el **P total** en la ZF, el tipo 12 muestra la media más elevada, debido a los valores de Flix con 66,02 µg P/L (máximo del ESTUDIO) y Ribarroja con 40,52 µg P/L. Solo otro embalse muestra concentraciones superiores a los 40 µg P/L, Terradets con 60,28 µg P/L. El valor medio mínimo se da en el tipo 7, con una concentración de 8,46 µg P/L. Se registra en un embalse de este tipo el mínimo de todos los embalses, la concentración de 1,73 µg P/L del embalse de Monteagudo de las Vicarías.

➤ Existe la misma tendencia para el **P soluble** que para el P total, aunque en este caso la tipología 9 no registra valores tan elevados. Los valores son muchísimo mayores en los embalses de tipología 12, con la media más alta de todos los tipos con una concentración de 28 µg P/L. Cabe destacar el máximo del embalse de Flix (tipo 12), como valor muy superior al resto, ya que supera los 50 µg P/L.

➤ Las concentraciones de **silíce** se sitúan generalmente en el rango 2-6 mg SiO₂/L. Por embalses hay que destacar el valor mínimo de El Val (tipo 7), que no llega a 0,95 mg SiO₂/L. Y el valor máximo que encontramos al embalse de Lechago (tipo 7), máximo atípico que presenta concentraciones por encima de 12 mg SiO₂/L.

Características biológicas

➤ La **comunidad fitoplanctónica** estudiada (un total de 155 taxones en 17 embalses) está representada por diez grandes grupos algales, entre los que destacan, por su riqueza, los clorófitos (Chlorophyceae) y las diatomeas (Bacillariophyceae). Las Clorofíceas son el taxón más abundante en casi todos los embalses, seguido de las Diatomeas. En algunos embalses son las Cianobacterias o las Criptofíceas las más abundantes.

➤ La **riqueza** media de especies de fitoplancton en los diferentes tipos ha sido superior a 20 para todos los tipos excepto para el tipo 9, que ha sido menor. Las medias de los diferentes tipos muestran un discreto ascenso de los valores hacia las tipologías de los tramos bajos. El máximo absoluto se registró en el embalse de La Sotonera, del tipo 1, con 37 especies. Le siguieron La Tranquera con 35, del tipo 11, y Rialb también del tipo 11 y Urrúnaga del tipo 7 con 31 especies. Los valores mínimos se han dado en los embalses de Lechago (tipo 7) con 10, que junto con los embalses de Oliana y Terradets con 14 especies, ambos del tipo 9, son los únicos con menos de 20 especies.

La **densidad celular** presenta una tendencia similar a la riqueza de especies, si exceptuamos el tipo 7, esto es debido al máximo atípico que se da en el embalse de El Val que supera las 60.000 cél./mL (máximo del ESTUDIO). El siguiente embalse en densidad es el embalse de Ribarroja del tipo 12, con 31.376 cél./mL. El resto de densidades esta por debajo de las 9.000 cél./mL. El promedio más bajo se presenta en el tipo 9. Los valores menores de densidad se han dado en el embalse de Terradets (tipo 9), con una densidad de 32 cél./mL, seguido del embalse de Terradets (tipo 9) con 491 cél./mL, que junto a los embalses de Monteagudo de las Vicarías (630 cél./mL) y Mezalocha (943 cél./mL), son los únicos que no han superado las 1.000 cél./mL.

➤ El comportamiento del **biovolumen** fue igual al de la variable densidad. Encontrando, también en este caso, el valor más elevado del ESTUDIO en un embalse del tipo 7, en El Val, con 8,79 mm³/L. Le siguen los embalses de Ribarroja (tipo 12) con 5,17 mm³/L, Cueva Foradada (tipo 10) con 4,20 mm³/L y La Tranquera (tipo 11) con 3,40 mm³/L. Del resto de embalses ninguno llega a 1 mm³/L, presentándose el biovolumen más bajo en el embalse de Terradets (tipo 9) con 0,06 mm³/L.

➤ Los valores de **diversidad** se pueden considerar los habituales en este tipo de estudios, entre 2,5 y 3,5 bits, aunque en el tipo 12 encontramos una diversidad inferior a 2 bits. El tipo 10 es el de mayor diversidad en promedio, con 2,9 bits, la diversidad máxima de todos los embalses corresponde al embalse de La Sotonera, precisamente del tipo 10, con 3,8 bits. El valor medio más bajo de diversidad se ha dado en el tipo 12, con 1,3 bits. El embalse con un valor más bajo ha sido el de El Val, con 0,8 bits. El resto de embalses han superado el valor de 1 bit.

➤ Las concentraciones de **clorofila a** presentaron valores medios muy similares entre los diversos tipos, exceptuando al tipo 12 con una concentración de clorofila a de 11,2 µg/L. El menor valor medio corresponde al tipo 9, con una concentración de 3,5 µg/L. Destacar los cuatro embalses con concentraciones superiores a 10 µg/L, el embalse de Ribarroja con 20,07 µg/L, el embalse de Cueva Foradada con 14,22 µg/L, el embalse de El Val con 12,92 µg/L y el embalse de La Tranquera con 11,75 µg/L. En el lado contrario encontramos a tres embalses con concentraciones entre 1 y 2 µg/L, Terradets, Monteagudo de las Vicarías y Barasona.

➤ En gran parte de los embalses, un 76,5 %, no hay **Cianobacterias** y en un porcentaje inferior al 1 %, y tres embalses, un 17,7 %, las tienen en cantidades superiores al 20 % de la densidad total. Ordenados de mayor a menor porcentaje son: El Val, Ribarroja y Urrúnaga. A pesar de tener un porcentaje elevado, se debe considerar que su biovolumen no es tan elevado como para llegar a niveles preocupantes para la calidad del agua y su biomasa es muy baja respecto a otros grupos de células de mayor tamaño.

➤ Se identificaron 54 especies de **zooplancton** en las muestras cuantitativas en un total de 17 embalses, agrupadas en tres grupos taxonómicos principales, el orden Cladóceras (11 especies), la subclase Copépoda (8 taxones) y el *phylum* Rotífera (34 especies). También se contabilizaron las fases larvianas de *Dreissena polymorpha* (Mollusca, Bivalvia).

➤ La **riqueza** de especies se movió en torno a las 13 especies por embalse (valores de la media). Las medias de los diferentes tipos fueron muy parecidas, con el tipo 12 presentando el mayor valor con 15 especies, y el tipo 9 presentando el valor más bajo con 11 especies. Valores destacados de riqueza zooplanctónica se dieron en los siguientes embalses: Urrúnaga con 20, La Estanca de Alcañiz con 18 y El Val con 17 especies. Se encontraron menos de 10 especies en tres embalses: Monteagudo de las Vicarías y Terradets con 9 y Lechago con 7.

➤ La **densidad** de individuos media ha sido de 525,36 ind/L, con valores que han ido desde los 37,88 ind/L en el embalse de Lechago hasta los 2.321 ind/L en La Estanca de Alcañiz, máximo de este ESTUDIO. Por tipos, el promedio más alto con diferencia ha sido para

el tipo 10, con un valor muy superior al resto, el comentado de La Estanca de Alcañiz. Mientras que el más bajo ha sido para el tipo 9, con densidades inferiores a 20 ind/L en los embalses de Oliana y Sobrón.

➤ La **biomasa** media más elevada se dio en el tipo 10, con el máximo absoluto de todo el ESTUDIO del embalse de Cueva Foradada, con 434 µg/L, especialmente debido a la presencia del copépodo *Neolovenula alluaudi* con una biomasa de 217 µg/L. En la parte opuesta, los valores menores han sido para el tipo 9. Por embalses destacar el valor más bajo de todo el ESTUDIO, que se ha registrado en un embalse del tipo 12, en el embalse de Flix con 31,7 µg/L.

➤ La **diversidad** máxima se presenta en los tipos 7 y 12 con 2,41 bits, mientras que la mínima se da en el tipo 9 con 1,96 bits. Cinco embalses se sitúan por debajo de los valores habituales de diversidad para los ecosistemas acuáticos, entre 2 y 3 bits. El máximo de diversidad se encuentra en Rialb, con 3,0 bits. Destacar el valor mínimo del embalse de La Tranquera (tipo 11) con 1,22 bits, único embalse junto a Terradets (tipo 9), con 1,38 bits, que no supera el valor de 1,5 bits, el resto están todos por encima de 1,5 bits.

➤ En 2018 se capturaron larvas de mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) en 6 embalses. La densidad de larvas en el embalse de Ribarroja fue la más alta, con 167 ind./L y representando un 24 % de la comunidad zooplanctónica. El valor más bajo se presentó en Urrúnaga con 4,62 ind./L y representando un 0,86 % de la comunidad.

Análisis multivariante

El análisis multivariante **PCA** aplicado a las variables fisicoquímicas ha explicado un 53 % de la variabilidad, asignando al primer eje un 23 % de la varianza explicada, al segundo un 16 % y al tercero un 13 %. El eje 1 da mayor peso en la zona positiva a las variables relacionadas con la transparencia, y a características morfológicas de los embalses, frente a una mayor concentración de sólidos y turbidez, tramos de orden superior que reciben la carga de nutrientes de aguas arriba de la cuenca. En el eje 2 tienen mayor peso en la zona negativa las variables relacionadas con la oxigenación, mientras que en la parte positiva tienen más peso las variables relacionadas con la anoxia y sobre todo los nutrientes, tanto el fósforo como el nitrógeno. El eje 3 separa en la zona positiva las variables relacionadas con la buena oxigenación; frente a la zona negativa donde tienen peso las variables relacionadas con la eutrofización, presencia de nitrógeno y clorofila, y la falta de oxígeno.

➤ La agrupación de distancias euclídeas entre embalses según los resultados del PCA en primer lugar diferencia los embalses por su tipología, puesto que mayoritariamente tenemos

que los embalses de tipo 12 son los que más se alejan de los de tipo 7. De modo que, a grandes rasgos y sin tener en cuenta algunas excepciones, se ha establecido un gradiente de agrupación en función de la combinación de variables como la presencia de nutrientes, tramos de orden superior más mineralizados que reciben la carga de nutrientes de aguas arriba de la cuenca, y por otro lado embalses de cabecera con menor aporte de nutrientes y menos mineralizados.

Estado trófico

➤ De los 17 embalses analizados, la mayor parte de ellos son mesotróficos y oligotróficos, con el 47,1 % y 35,3 % respectivamente. En 2018 la densidad de fitoplancton es el elemento más restrictivo, ya que aunque clasificó un embalse como ultraoligotrófico, el 84,4 % de los embalses están clasificados como eutróficos (dos embalses) o mesotróficos (doce embalses). Mientras que el resto de variables clasificó aproximadamente el mismo número de embalses como mesotróficos, ocho. La variable que más embalses determinó como eutróficos fue la clorofila *a* con un 23,5 %, es decir, cuatro embalses. En cambio, el P total fue la variable que más embalses determinó como ultraoligotróficos, dos embalses, un 11,8 %. La catalogación trófica final resultó un compromiso entre métricas. Las clases mayoritarias fueron mesotrófico y oligotrófico, con el 47,1 % y 35,3 % respectivamente, con un 17,6 %, 3 embalses, clasificados como eutróficos y sin embalses clasificados como ultraoligotrófico o hipereutrófico.

La siguiente tabla resume los resultados del estado trófico para los 17 embalses estudiados en 2018.

Ultraoligotrófico	Ologotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
	Ebro, Urrúnaga, Barasona, Mezalocha, Lechago, Monteagudo de las Vicarías	Sobrón, Oliana, La Sotonera, La Tranquera, La Estanca de Alcañiz, Terradets, Rialb, Flix	El Val, Cueva Foradada, Ribarroja	

Potencial ecológico

Aproximación experimental:

- **MÉTRICAS DEL FITOPLANCTON:** El fitoplancton fue el elemento del cual se incluyeron más parámetros indicadores, con un total de 7 métricas: clorofila *a*, densidad, biovolumen, y los índices *Q*, *PTI*, *TI* y *PRTI*. El *PRTI* es el que menos embalses clasifica en estado bueno o superior, solo uno, clasificando al 94 % de los embalses como moderado. El resto de parámetros, aunque clasifiquen entre el 6 y el 23 % de embalses en mal estado o deficiente, como mínimo clasifican 3 embalses en estado bueno o superior
- **MÉTRICAS DEL ZOOPLANCTON:** En cuanto a las variables del zooplancton, el índice de zooplancton *ZRTI* es el que se ha utilizado para el establecimiento del potencial ecológico. No clasifica embalses con una calidad buena o superior, la mayoría, un 82 % como moderados y solo el 18 %, como deficientes.
- **MÉTRICAS FÍSICOQUÍMICAS:** Solo en el oxígeno encontramos las cinco clases de calidad representadas. En los tres parámetros predominan los embalses con moderada calidad. El oxígeno es el parámetro que clasifica el mayor número de embalses con deficiente o mala calidad, en total son 5 que suponen el 29 %. Mientras que el *PT* es el que mayor número de embalses clasifica en estado moderado, hasta 9 embalses. En cuanto a embalses clasificados como buenos o moderados, es el *DS* quien clasifica mayor número de embalses en estos estados, clasificando un 35 % de embalses como buenos, 6 embalses.
- De acuerdo con la combinación de parámetros fisicoquímicos, el valor global ha sido de un embalse con la categoría de muy bueno y 16 embalses en la categoría de moderado.
- En ningún embalse el indicador fisicoquímico (inferior al umbral que suponemos asegura el funcionamiento del ecosistema) hizo cambiar el potencial ecológico a moderado.

La siguiente tabla resume los resultados de potencial ecológico para los 17 embalses estudiados en 2018, obtenidos mediante la ***aproximación experimental***.

Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
	Ebro, Sobrón, La Sotenera, Mezalocha, La Estanca de Alcañiz, Barasona, Terradets, Rialb, Flix, Urrúnaga, La Tranquera, Oliana	Cueva Foradada, El Val, Ribarroja, Monteagudo de las Vicarías, Lechago,	

Aproximación normativa:

➤ Las variables biovolumen, concentración de clorofila *a* y porcentaje de cianobacterias han sido las menos restrictivas, con más del 80 % de los embalses clasificados en estado bueno o superior. El IGA es el más restrictivo y clasifica un 47 % de los embalses con un potencial inferior a bueno. Ninguna de las variables clasifica embalses como malo.

➤ En 13 de los 17 embalses clasificados como de potencial bueno o superior por el Indicador Biológico, el Indicador Físicoquímico hizo descender el potencial final a moderado. Tres embalses fueron clasificados directamente como moderados: El Val, Cueva Foradada y Ribarroja. Solo un embalse se mantuvo su clasificación como bueno o superior, Barasona.

La siguiente tabla resume los resultados de potencial ecológico para los embalses estudiados en 2018, obtenidos mediante la ***aproximación normativa***.

Bueno o superior	Moderado	Deficiente	Malo
Barasona	Ebro, Urrúnaga, Sobrón, La Sotонера, Rialb, El Val, Mezalocha, La Tranquera, Cueva Foradada, La Estanca de Alcañiz, Terradets, Oliana, Monteagudo de las Vicarías, Lechago, Ribarroja, Flix		

7. PROPUESTA DE MEDIDAS CORRECTORAS

Para los embalses cuyo estado trófico o Potencial Ecológico no es bueno, proponemos un conjunto de medidas correctoras que deberían considerarse para tratar de alcanzar el buen estado a corto o medio plazo.

Los embalses que vamos a considerar son los que están incluidos en la tabla anterior siguiendo el sistema de clasificación de cálculo del Potencial Ecológico Normativo. Todos ellos tienen un Potencial Ecológico calificado como Moderado, condicionado por el indicador fisicoquímico en todos ellos, menos en cuatro embalses. En tres de ellos el indicador biológico también los clasifica como moderados, son los embalses del El Val, Cueva Foradada y Ribarroja. Mientras que Barasona se mantiene en buen estado o superior.

Dado que las problemáticas de los embalses que no están en buen estado es variada, las propuestas las realizaremos por grupos de similaridad, analizando el elemento más restrictivo en los casos, para proponer las medidas que podrían implementarse y tratar de mejorar su estado y el potencial ecológico.

a) Embalses mal clasificados.

El embalse de Terradets, presenta un tiempo de retención muy corto, de tal manera que su comportamiento no es el de un embalse en el sentido que se atribuye a las masas de agua muy modificadas en la Directiva Marco del Agua, donde se asimila su comportamiento a lagos. La alta renovación de sus aguas hace que tengan características lólicas y no leníticas, por lo que los sistemas de clasificación no funcionan bien en estas masas de agua. No hay tiempo para la sedimentación, tienen escasa profundidad, el agua circula a una velocidad apreciable y los índices de evaluación del estado trófico castigan la poca transparencia del agua, como en Terradets, que se califica de deficiente por el DS, cuando por su concentración de clorofila es indicadora de un buen estado. Igual sucede con el indicador químico, ya que tiene un contenido en fósforo total muy alto, presente por la materia en suspensión que arrastran las aguas.

Se propone que estos embalses se clasifiquen como masas de agua tipo río en lugar de tipo embalse a efectos de la Directiva Marco del Agua.

b) Embalses turbios y someros.

Los embalses de La Sotonera, La Estanca de Alcañiz y Monteagudo de las Vicarías presentan una escasa profundidad y superficie abierta al viento, por lo que cuando supera velocidades de 2-3 m/seg se produce la resuspensión del sedimento superficial. Esto da al

agua una turbidez por limos y arcillas suspendidas que perjudica al indicador de la transparencia del agua y al fósforo total. No es posible tomar medidas por ello de gestión que puedan mejorar su calidad, pues son así estos embalses.

c) Embalses de curso bajo fluvial.

Los embalses de Ribarroja y Flix forman un complejo lineal en el bajo Ebro que retiene durante kilómetros las aguas del río, para su aprovechamiento hidroeléctrico principalmente y también el regadío. El tiempo de renovación es bajo para un embalse, unos cinco días para Ribarroja y unas pocas horas para Flix, por lo que nos encontramos ante una problemática singular. Ribarroja y Flix no pueden considerarse a efectos de masa de agua asimilable a lago como tales, y su comportamiento y las especies presentes responden más a un curso fluvial que a un lago. Además, se da el caso que las aguas en Ribarroja circulan más rápido por determinadas zonas que por otras (como ha podido observarse en otros estudios mediante sensores remotos), con lo cual su funcionamiento ecológico es mucho más complejo. El embalse de Flix presenta una elevada transparencia de sus aguas, y un crecimiento de hidrófitos en el fondo, con lo cual se mantiene en ese aspecto en muy buen estado; pero se encuentra en muy mal estado en cuanto al contenido en fósforo total y oxigenación, probablemente por influencia de los trabajos que se realizan en el mismo embalse desde hace años o por la entrada de aguas hipolimnéticas desde el embalse de Ribarroja.

d) Embalses de cabecera.

Es el caso de embalses que son el primero del curso fluvial, como Ebro, Urrúnaga, Cueva Foradada, La Tranquera y Lechago. Las aportaciones por el curso del río hacen que la llegada de materiales del continuo fluvial, en zonas de arrastre importante, produzca aporte de nutrientes a los que responde el ecosistema del embalse con el crecimiento algal. Esto produce procesos de descomposición en el fondo que consumen el oxígeno hipolimnético y durante la estratificación estival se produce el agotamiento del oxígeno en el fondo. Es importante en estas cuencas el control de los vertidos difusos procedentes de actividades humanas, que se unen a las aportaciones de origen natural para producir conjuntamente la eutrofización y después el crecimiento algal. En el caso del Urrúnaga y Cueva Foradada, no es tanto el crecimiento algal o la oxigenación los factores que hacen empeorar el índice de calidad, sino la estructura y composición del fitoplancton, ya que el indicador índice de grupos algales clasifica como deficiente a Cueva Foradada y como moderado a Urrúnaga, este último también clasificado como moderado según el porcentaje de cianobacterias. La calidad del embalse de Urrúnaga se podría mejorar utilizando el agua superficial del embalse de Albiña, para así aprovechar la capacidad de depuración de las aguas retenidas y mejorar

progresivamente la calidad del agua en cada uno de los embalses (Armengol *et al.*, 2009). Respecto al embalse de Cueva Foradada, la reducción de la entrada de agua de lluvia se ha reducido mucho en los últimos años, de modo que no se diluyen las aguas depuradas; la construcción de un filtro verde en la cola del embalse ayudaría a la reducción de nutrientes en el embalse y por tanto a la disminución del fitoplancton. En cuanto al embalse de Lechago, su mala calidad se debe a la fuerte anoxia que se registra y que lo clasifica como malo. Esto es debido a la descomposición de la materia orgánica sumergida, provocada por el aumento del volumen embalsado y quedar sumergidas zonas que hasta ahora nunca lo habían estado.

e) Embalses de Oliana y Rialb.

Son dos embalses en cadena en los que hay bastante renovación. Estos embalses han mejorado respecto al año anterior debido a la mayor entrada de agua y este año ninguno de los dos presenta zona anóxica. Aunque los dos siguen teniendo valores de fósforo total que los clasifica como moderados. Además Rialb tiene una transparencia moderada debido a que el crecimiento algal se da cerca de la superficie, mientras que la oxigenación del hipolimnion de Oliana sigue siendo moderada. Respecto al fósforo, puede que sea un efecto típico de la aportación de nutrientes desde la cuenca. Se debería controlar si son de origen natural o proceden de actividades humanas. Es conocido en esta zona pirenaica que la geología del terreno proporciona fósforo en cantidad suficiente para el crecimiento de las algas (como en la cuenca próxima del río Ter). Si fuera el caso, no hay otra posibilidad que tratar de favorecer el desembalse hipolimnético. Si fuera de origen humano, se trataría de controlar las fuentes de eutrofización. En este caso, la gestión hídrica de embalses en cadena, según el año sea húmedo o seco contribuiría de forma notable al mantenimiento de un mejor estado de los embalses.

f) Embalse de El Val.

El crecimiento algal es importante y debido a la elevada concentración de los nutrientes. Estos mayoritariamente proceden de las aportaciones del río Val. Los procesos de descomposición en el hipolimnion consumen el oxígeno y se encuentra en anoxia durante el verano, dando un indicador de mala calidad, al que se une el crecimiento algal y la presencia de cianofíceas. Es primordial reducir la entrada de nutrientes por el río Val si pretendemos conseguir una mejora de la calidad del embalse a medio plazo.

g) Embalse de Sobrón.

El hipolimnion se encuentra en estado de anoxia, principal problema de este embalse conjuntamente con la presencia de grupos algales (no cianobacterias) indicadores de baja calidad. Es probable que haya una aportación de nutrientes por el curso fluvial que favorece el

crecimiento fitoplanctónico, ya que los valores de fósforo total clasifican al embalse como moderado. Se debería pues investigar si existen fuentes difusas de contaminación de origen humano que contribuyan a la eutrofización del embalse. Sería recomendable que durante los periodos de crecidas se procediera también al desembalse hipolimnético para favorecer la salida de las aguas de las capas profundas del gradiente de densidad, más anóxicas.

h) Embalse de Mezalocha

En el caso de Mezalocha no se dan periodos de anoxia, pero sí que se registra una baja oxigenación en el hipolimnion y una concentración muy elevada de nitratos. Seguramente los compuestos nitrogenados procedan de actividades humanas, como aguas residuales o agricultura. Se debería investigar la procedencia de las aportaciones de nutrientes por si fueran la causa del estado moderado y tratar de controlarlas en su caso, ya que el embalse de Las Torcas, situado aguas arriba también registra valores muy elevados de nitrógeno.

8. REFERENCIAS

- ACA (2003a). *Desenvolupament d'un índex integral de qualitat ecològica i regionalització ambiental dels sistemes lacustres de catalunya*. Agencia Catalana del Aigua. Disponible on-line en: http://mediambient.gencat.net/aca/documents/ca/directiva_marc/Llacs.pdf
- ACA (2003b). *Caracterització i propostes d'estudi dels embassaments catalans segons la Directiva 2000/60/CE del Parlament Europeu*. Disponible on-line en: http://mediambient.gencat.net/aca/documents/ca/directiva_marc/Llacs.pdf
- ACA (2006). *Protocol d'avaluació del potencial ecològic dels embassaments*. Disponible en: http://mediambient.gencat.net/aca/documents/ca/directiva_marc/manual_embassaments.pdf
- APHA (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association. 20th Edition. Amer. Publ. Hlth. Assoc. Washington, DC.
- Armengol, J., Rodríguez, J.J., García, J.C., Ordoñez, J. y Marcé, R. (2009). La gestión de los embalses en relación a la calidad del agua en condiciones de sequía extrema. *Ingeniería del agua*, 16(4), 285-294
- Attayde, J.L. y Bozelli, R.L. (1998). Assessing the indicator properties of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. *Can. J. Aquat. Sci.*, 55: 1789-1797.
- Burns, N.M., Rutherford, J.C. y Clayton, J.S. 1999. A monitoring and classification system for New Zealand lakes and reservoirs. *Journal of Lakes Research & Management* 15(4): 255-271.
- Burns, N.M y Bryers (2000) *Protocol for Monitoring Trophic Levels of New Zealand Lakes and Reservoirs*. Informe para el Ministerio de Medio Ambiente de Nueva Zelanda. Disponible en: http://www.mfe.govt.nz/withyou/funding/smf/results/5090_nzlm_protocol_complete_text.pdf
- CE (2000). Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de Octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.
- CEDEX (2006). Directiva 2000/60/CE. *Análisis de las características de las Demarcaciones. Caracterización de los tipos de ríos y lagos (versión 5,0)*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. Documento borrador.
- CHE (1992). *Análisis de la eutrofización de los embalses de la cuenca hidrográfica del río Ebro*.

CHE (1996). *Diagnóstico y gestión ambiental de embalses en el ámbito de la cuenca Hidrográfica del Ebro*. Limnos.

CHE (2002). *Actualización Limnológica de Embalses*. URS.

CHE (2003). *Seguimiento de la calidad de las aguas en embalses de zonas sensibles*. Confederación Hidrográfica del Ebro.

CHE (2005). *Caracterización de la Demarcación y registro de zonas protegidas*. Disponible en: <http://www.chebro.es>.

CHE (2006). *Ejecución de trabajos relacionados con los requisitos de la Directiva Marco (2000/60/CE) en el ámbito de la Confederación Hidrográfica del Ebro referidos a la elaboración del registro de zonas protegidas, la determinación del potencial ecológico de los embalses y el desarrollo de programas específicos de investigación*. Infraeco. Disponible en: <http://www.chebro.es>.

CHE (2007). *Informe final potencial ecológico en embalses 2006*. UTE Red Biológica del Ebro. Disponible en: <http://www.chebro.es>.

CHE (2007b). *Caracterización de la importancia y potencialidades ornitológicas de los embalses de la cuenca del Ebro*. SEO. Disponible en: <http://www.chebro.es>.

CHE (2008). *Informe final potencial ecológico en embalses 2007*. UTE Red Biológica del Ebro. Disponible en: <http://www.chebro.es>.

CHE (2009). *Informe final potencial ecológico en embalses 2008*. UTE Red Biológica del Ebro. Disponible en: <http://www.chebro.es>.

CHE (2014). *Informe final potencial ecológico en embalses 2013*. Explotación de la red de seguimiento de embalses en aplicación de la directiva marco del agua en la demarcación hidrográfica del ebro. Área de calidad de aguas, Confederación Hidrográfica del Ebro. Disponible en: <http://www.chebro.es>.

CHE (2015). *Informe final potencial ecológico en embalses 2014*. Explotación de la red de seguimiento de embalses en aplicación de la directiva marco del agua en la demarcación hidrográfica del ebro. Área de calidad de aguas, Confederación Hidrográfica del Ebro. Disponible en: <http://www.chebro.es>.

CHE (2016). *Informe final potencial ecológico en embalses 2015*. Red de seguimiento de masas de agua muy modificadas. Área de calidad de aguas, Confederación Hidrográfica del Ebro. Disponible en: <http://www.chebro.es>.

- CIS Working Group 2 A (2003). *Overall approach on the classification of ecological status and ecological potential*. 27 November. 47 pp.
- Chorus I. y J. Bartram. (1999). *Toxic Cyanobacteria in Water. A guide to their public health consequences, monitoring and management*. WHO. E&FN Spon. London and New York. 416 pg.
- Ferree, M.A., and R.D. Shannon (2001). Evaluation of a second derivative UV/visible spectroscopy technique for nitrate and total nitrogen analysis of wastewater samples. *Water Research* 35:327-332.
- Golterman, H.I., Clymo, R. y Ohstad, M. (1978). *Methods for Physical and Chemical Analysis of Freshwater*. IBP Handbook, 8. Blackwell. London, UK. 180 pp.
- Hutchinson, G.E. (1957). *A Treatise on Limnology. Volume 1. Geography, physics and chemistry*. Wiley, New York. 1015 pp.
- Jeffrey, S. W. y Humphrey, G. F. (1975). New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanzen*. 167, 191 – 194.
- Lee GF, Rast W y Jones RA (1978). Eutrophication of water bodies: Insights for an age-old problem. *Envir. Sci. Technol*. 12: 900-908.
- Lougheed & Chow-Fraser (2002). Development and Use of a Zooplankton Index of Wetland Quality in the Laurentian Great Lakes Basin. *Ecological Applications*, 12: 474-486.
- MAGRAMA (2015). Protocolo de análisis y cálculo de métricas de fitoplancton en lagos y embalses. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Disponible en : <http://www.magrama.gob.es>
- Margalef, R. (1983). *Limnología*. Ed. Omega, Barcelona.
- Mellado A., Vicente E., Morata S., Soria X., Pintor C., Duran C. & Miracle M. R. (2010, julio). *Phytoplankton communities in reservoirs of the Ebro river basin as ecological status indicators*. Ponencia presentada en el XV Congreso de la Asociación Ibérica de Limnología, Ponta Delgada, Portugal.
- Montagud, D., Soria J.M., Soria-Perpiñà X., Alfonso T. and Vicente E. (2019). A comparative study of four indexes based on zooplankton as trophic state indicators in reservoirs. *Limnetica*, 38 (1): 291-302.

- Moss, B. *et al.* (2003). The determination of ecological status in shallow lakes: a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 13: 507-549.
- Oliver R.L. y Ganf, G.G. (2002). Freshwater Blooms, pags: 149-194. En *The ecology of Cyanobacteria*. Whitton y Potts (eds). Kluwer. Nueva York.
- OCDE (1982). *Eutrophication of water: monitoring, assessment and control*. Organization of Economic Cooperation and Development, Paris.
- Padisak J. (2004) Phytoplankton. En *The Lake Handbook vol. 1 Limnology and Limnetic Ecology* (O'Sullivan y Reynolds eds.). Blackwell. Oxford.
- Padisak, J., Borics, G., Grigorszky, I., & Soroczki-Pinter, E. (2006). Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia*, 553: 1-14.
- Padisak J., Crossetti L. y Naselli-Flores L. (2009) Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1–19.
- Premazzi, G. & Chiaduani, G. (1992). *Ecological quality of Surface Water*. Commission of the European Communities, JRC Report EUR 14563, 124 p
- Reynolds, C.S. (1998) What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? *Hydrobiologia* 369/370: 11–26.
- Reynolds, C.S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L. y Melo, S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24: 417–428.
- Reynolds, C.S. (2006). *The Ecology of Phytoplankton (Ecology, Biodiversity and Conservation)*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Rodier, J. (1984). *L'analyse de l'eau*. Dunod. Orleans: 1365 pp.
- Russel-Hunter, W.D. (1970): *Aquatic productivity: an introduction to some basic aspects of biological oceanography and limnology*. MacMilan and Company, Ltd., Londres. 306 pp.
- Salmaso, N., Morabito, G., Buzzi, F., Garibaldi L., Simona, M. y Mosello, R.(2006). Phytoplankton as an indicator of the water quality of the deep lakes south of the Alps. *Hydrobiologia*, 563: 167-187.
- Shoaf, W.T. y B.W. Lium (1976). Improved extraction of chlorophyll a and b from algae using dimethyl-sulphoxide. *Limnology and Oceanography*. 21: 926-928.

- Soria J.M., Montagud D., Soria X., Sendra M.D. & Vicente E. (2019). Phytoplankton Reservoir Trophic Index (PRTI): New tool for ecological quality studies in reservoirs. *Inland Waters*. En prensa.
- Strickland, J.D.H. y Parsons, T.R., (1968). *A manual for sea water analysis*. Bull. Fish. Res. Bd. Canada, 167.
- Ter Braak, C.J.F. y Prentice, I.C. (1988). A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research* 18:271-313.
- Ter Braak, C. J. F., y Smilauer, P. (1998). *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4)*. Microcomputer Power (Ithaca, NY USA) 352 pp.
- U.S. Environmental Protection Agency (1998). *Lake and Reservoir Bioassessment and Biocriteria*. Technical Guidance Document.
- Verdow, H., Vanechted, C.J.A. y Dekkers, E.M.J., (1978). Ammonia determination based on indophenol with sodium salicylate. *Water Research* 12: 399-402.
- Wetzel, R.G. 1975. *Limnology*. Saunders, Philadelphia. 743 pp.
- Willen, E. (2000). Phytoplankton in water quality assessment - an indicator concept. En P. Heinonen, G. Ziglio & A. Van der Beken (editores), *Hydrological and Limnological Aspects of Lake Monitoring* John Wiley & Sons. Pags: 58-80.



9. ANEXO 1: TABLAS DE DATOS

Valores de las variables hidrológicas del embalse en el momento de la toma de muestras, de la capa superficial del embalse (1 m), de la penetración luminosa y zona fótica medida mediante Disco de Secchi (DS) y medidor de PAR (PAR) y del espesor de la zona anóxica del embalse en el fondo.

Abrev.	Código	Fecha	Prof.	Volumen	% Emb	T. Perm.	Temp	Termoclina	Cond 20°	pH	Disco Secchi	Zona Fótica	Zona Fótica	Zona Anoxia
	MAS		(m)	(Hm ³)		(año)	(°C)	(P/A)	(µS/cm)		(m)	(DS) (m)	(PAR) (m)	(m)
EBR	1	09/07/2018	17,9	474,2	87,8	3,68	21,8	A	195	8,1	4,5	11,3	10	4,9
URR	2	10/07/2018	16,0	60,1	83,5	-	21,9	P	159	8,1	4,2	10,5	9	0,0
SOB	22	10/07/2018	27,0	18,8	93,3	-	22,2	P	463	8,1	2,7	6,8	8	6,0
OLI	53	17/07/2018	51,0	81,2	80,3	0,05	21,8	P	217	8,1	6,0	15,0	10	0,0
BAR	56	23/07/2018	27,4	80,5	87,3	0,07	22,1	P	251	8,2	3,9	9,8	10	0,0
TER	59	17/07/2018	15,0	30,9	93,7	0,02	16,3	A	185	8	1,2	3,0	3	0,0
SOT	62	24/07/2018	20,4	165,7	87,5	0,37	23,9	A	345	8,5	2,5	6,3	10	3,0
RIA	63	18/07/2018	64,0	383,9	95,5	0,24	23,9	P	238	8,1	2,0	5,0	9	0,0
VAL	68	04/07/2018	50,0	24,1	96,4	0,64	21,2	P	322	8,36	2,3	5,8	7	31,0
MEZ	71	03/07/2018	15,0	2,9	73,1	0,10	20,9	P	516	8,1	3,5	8,8	8	0,0
FLI	74	25/07/2018	8,4	3,9	35,1	0,00	22,7	A	710	7,9	2,5	6,3	7	0,0
TRA	76	11/07/2018	28,8	45,2	53,7	0,52	23,2	A	655	8,2	2,4	6,0	9	9,8
CUE	80	16/07/2018	10,8	4,6	20,9	0,42	23,5	A	954	8	1,2	3,0	4	6,0
LEC	87	03/07/2018	18,5	7,1	39,0	-	20,9	P	1138	7,6	4,0	10,0	7	11,0
RIB	949	25/07/2018	28,0	202,9	96,6	0,01	24,7	A	649	8,3	2,0	5,0	7	0,0
EST	1022	24/07/2018	3,0	3,0	43,4	0,18	26,4	A	657	8,3	1,4	3,5	3	0,0
MON	1681	04/07/2018	7,4	5,0	51,9	2,64	23,3	A	918	7,87	1,8	4,4	6	1,0

Valores de la muestra integrada
Primera Parte

Abrev	Código	Prof. Integ.	Fecha	Cond 20°C	pH	Solidos	LOI	Turb 400	Clorofila	Alcalin	Alcalin	Nitrato	Nitrato	Nitrito	Nitrito	NIO
	CHE	(m)		(µS/cm)		(mg/L)	(mg/L)	(NTU)	(ug/L)	(mM)	(mg/L)	(µM)	(mg/L)	(µM)	(mg/L)	(mg N/L)
EBR	1	10,0	09/07/2018	195	8,1	0,248	0,372	2,218	2,485	1,145	114,5	24,3	1,504	0,550	0,025	0,347
URR	2	9,0	10/07/2018	159	8,1	0,604	0,416	2,704	3,207	1,159	115,9	35,7	2,211	0,508	0,023	0,506
SOB	22	8,0	10/07/2018	463	8,1	1,788	0,692	3,493	6,886	3,400	340,0	82,7	5,130	1,369	0,063	1,178
OLI	53	10,0	17/07/2018	217	8,1	0,829	0,205	0,942	2,578	1,580	158,0	28,5	1,769	0,768	0,035	0,410
BAR	56	10,0	23/07/2018	251	8,2	1,961	0,320	1,944	1,766	1,524	152,4	44,2	2,742	0,302	0,014	0,623
TER	59	6,0	17/07/2018	185	8	48,557	3,457	43,439	1,163	1,411	141,1	30,0	1,857	0,557	0,026	0,427
SOT	62	10,0	24/07/2018	345	8,5	2,961	0,506	2,704	3,439	2,282	228,2	34,2	2,123	0,557	0,026	0,487
RIA	63	9,0	18/07/2018	238	8,1	2,441	0,586	2,764	2,891	1,769	176,9	27,1	1,681	0,629	0,029	0,388
VAL	68	7,0	04/07/2018	322	8,36	4,901	2,112	3,038	12,919	1,790	179,0	166,9	10,349	4,714	0,217	2,403
MEZ	71	9,0	03/07/2018	516	8,1	1,799	0,383	3,493	2,621	2,676	267,6	295,3	18,309	2,172	0,100	4,165
FLI	74	7,0	25/07/2018	710	7,9	3,240	0,312	3,463	2,283	2,721	272,1	121,3	7,518	1,943	0,089	1,725
TRA	76	9,0	11/07/2018	655	8,2	4,590	2,550	2,339	11,754	2,901	290,1	129,8	8,049	1,572	0,072	1,839
CUE	80	6,0	16/07/2018	954	8	8,139	1,967	4,557	14,218	2,552	255,2	20,0	1,238	1,387	0,064	0,299
LEC	87	7,0	03/07/2018	1138	7,6	1,390	0,662	6,136	3,015	2,845	284,5	61,3	3,803	1,870	0,086	0,885
RIB	949	7,0	25/07/2018	649	8,3	4,344	1,935	2,582	20,068	1,732	173,2	108,4	6,722	2,194	0,101	1,549
EST	1022	3,0	24/07/2018	657	8,3	5,870	1,318	3,676	3,236	1,640	164,0	7,1	0,442	0,131	0,006	0,102
MON	1681	6,0	04/07/2018	918	7,87	7,229	0,667	5,589	1,597	2,000	200,0	45,7	2,830	0,754	0,035	0,650

Valores de la muestra integrada
Segunda Parte

Abrev	Código	Prof. Integ.	Amonio	Amonio	Amonio	Ntot	Ntot	Psol	Psol	Fosfatos	Ptot	Ptot	Silicato	Silicato
	CHE	(m)	(μ M)	(mg/L)	(mg N/L)	(μ M)	(mg N/L)	(μ M)	(mg P/L)	(mg/L)	(μ M)	(mg P/L)	(μ M)	(mg SiO ₂ /L)
EBR	1	10,0	2,206	0,040	0,031	41,76	0,5847	0,0264	0,0008	0,0025	0,3579	0,0111	17,43	1,05
URR	2	9,0	0,659	0,012	0,009	49,44	0,6922	0,0158	0,0005	0,0015	0,2202	0,0068	45,16	2,71
SOB	22	8,0	1,645	0,030	0,023	98,15	1,3741	0,0633	0,0020	0,0060	0,5671	0,0176	56,42	3,39
OLI	53	10,0	4,049	0,073	0,057	44,51	0,6231	0,1372	0,0043	0,0130	0,6536	0,0203	79,69	4,78
BAR	56	10,0	2,554	0,046	0,036	49,89	0,6984	0,0905	0,0028	0,0086	0,2397	0,0074	57,55	3,45
TER	59	6,0	2,143	0,039	0,030	40,67	0,5694	0,0475	0,0015	0,0045	1,9444	0,0603	76,36	4,58
SOT	62	10,0	0,561	0,010	0,008	46,88	0,6563	0,0106	0,0003	0,0010	0,3922	0,0122	57,92	3,48
RIA	63	9,0	1,669	0,030	0,023	42,58	0,5962	0,0264	0,0008	0,0025	0,4956	0,0154	19,89	1,19
VAL	68	7,0	1,959	0,035	0,027	181,47	2,5406	0,0572	0,0018	0,0054	0,6252	0,0194	15,76	0,95
MEZ	71	9,0	6,212	0,112	0,087	327,67	4,5873	0,0364	0,0011	0,0035	0,2600	0,0081	177,36	10,64
FLI	74	7,0	6,899	0,124	0,097	158,83	2,2236	1,7623	0,0546	0,1674	2,1296	0,0660	92,70	5,56
TRA	76	9,0	1,514	0,027	0,021	147,03	2,0584	0,0211	0,0007	0,0020	0,4570	0,0142	49,59	2,98
CUE	80	6,0	4,301	0,077	0,060	47,41	0,6637	0,0791	0,0025	0,0075	0,8333	0,0258	24,66	1,48
LEC	87	7,0	7,343	0,132	0,103	91,39	1,2794	0,0572	0,0018	0,0054	0,1052	0,0033	214,28	12,86
RIB	949	7,0	0,658	0,012	0,009	117,21	1,6409	0,0479	0,0015	0,0046	1,3072	0,0405	19,17	1,15
EST	1022	3,0	1,280	0,023	0,018	24,27	0,3398	0,0852	0,0026	0,0081	0,4466	0,0138	152,51	9,15
MON	1681	6,0	3,178	0,057	0,044	69,76	0,9767	0,0364	0,0011	0,0035	0,0557	0,0017	81,89	4,91

Datos de todas las variables determinadas en el Estudio para la muestra integrada y para las muestras puntuales a diferentes profundidades
Primera Parte

Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Temp (°C)	Oxig (mg/L)	Sat Oxi (%)	Cond 20º (µS/cm)	pH	Solidos (mg/L)	LOI (mg/L)	Turb 400 (UAF)	Alcalin (mM)	Clorofila (µg/L)
1	EBR	int 10 m	9-jul-18	21,8	6,71	78,3	195	8,1	17,9	474,2	87,811	476,0	4,5
1	EBR	17 m	9-jul-18	13,5	0,68	7,1	194	7,6	-	-	-	-	-
2	URR	int 9 m	10-jul-18	21,9	6,70	79,1	159	8,1	16,0	60,1	83,497	65,2	4,2
2	URR	7 m	10-jul-18	19,8	5,41	63,9	157	8,1	-	-	-	-	-
2	URR	16 m	10-jul-18	12,0	2,75	26,9	230	7,5	-	-	-	-	-
22	SOB	int 8 m	10-jul-18	22,2	6,84	80,3	463	8,1	27,0	18,8	93	209,4	2,7
22	SOB	4 m	10-jul-18	22,5	8,45	102,1	461	8,2	-	-	-	-	-
22	SOB	26 m	10-jul-18	12,3	0,80	9,8	431	7,7	-	-	-	-	-
53	OLI	int 10 m	17-jul-18	21,8	7,09	82,3	217	8,1	51,0	81,2	80,309	82,6	6,0
53	OLI	9 m	17-jul-18	19,5	5,63	64,7	221	7,9	-	-	-	-	-
53	OLI	50 m	17-jul-18	12,1	3,74	37,3	207	7,8	-	-	-	-	-
56	BAR	int 10 m	23-jul-18	22,1	8,54	100,8	251	8,2	27,4	80,5	87,293	84,2	3,9
56	BAR	5 m	23-jul-18	21,4	10,10	122,6	230	8,2	-	-	-	-	-
56	BAR	26 m	23-jul-18	17,3	7,58	82,6	229	8,0	-	-	-	-	-
59	TER	int 6 m	17-jul-18	16,3	8,27	80,2	185	8,0	15,0	30,9	93,69	33,1	1,2
59	TER	2 m	17-jul-18	16,5	8,62	92,0	183	8,1	-	-	-	-	-
59	TER	13 m	17-jul-18	12,8	7,99	78,8	400	7,6	-	-	-	-	-
62	SOT	int 10 m	24-jul-18	23,9	7,39	88,9	345	8,5	20,4	165,7	87,52	184,3	2,5
62	SOT	6 m	24-jul-18	23,6	8,36	103,6	345	8,4	-	-	-	-	-
62	SOT	20 m	24-jul-18	14,8	0,59	7,2	406	8,0	-	-	-	-	-
63	RIA	int 9 m	18-jul-18	23,9	8,12	97,4	238	8,1	64,0	383,9	95	404,2	2,0
63	RIA	8 m	18-jul-18	20,0	9,37	108,7	231	8,4	-	-	-	-	-
63	RIA	50 m	18-jul-18	13,3	7,42	73,1	208	8,1	-	-	-	-	-

Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Temp (°C)	Oxig (mg/L)	Sat Oxi (%)	Cond 20º (µS/cm)	pH	Solidos (mg/L)	LOI (mg/L)	Turb 400 (UAF)	Alcalin (mM)	Clorofila (µg/L)
68	VAL	int 7 m	4-jul-18	21,2	9,25	106,4	322	8,4	50,0	24,1	96	24,1	2,3
68	VAL	3 m	4-jul-18	23,6	12,34	156,7	299	8,5	-	-	-	-	-
68	VAL	48 m	4-jul-18	10,6	1,58	16,6	458	7,6	-	-	-	-	-
71	MEZ	int 9 m	3-jul-18	20,9	6,95	79,6	516	8,1	15,0	2,9	73	3,2	3,5
71	MEZ	4 m	3-jul-18	21,4	8,56	101,6	520	8,3	-	-	-	-	-
74	FLI	int 7 m	25-jul-18	22,7	4,22	49,4	710	7,9	8,4	3,9	35,122	4,1	2,5
74	FLI	8 m	25-jul-18	22,6	4,16	48,2	713	7,7	-	-	-	-	-
76	TRA	int 9 m	11-jul-18	23,2	10,49	124,0	655	8,2	28,8	45,2	53,668	50,4	2,4
76	TRA	7 m	11-jul-18	20,9	11,26	136,0	672	8,2	-	-	-	-	-
76	TRA	28 m	11-jul-18	10,6	0,82	9,8	735	7,8	-	-	-	-	-
80	CUE	int 6 m	16-jul-18	23,5	4,80	58,9	954	8,0	10,8	4,6	20,888	7,8	1,2
80	CUE	3 m	16-jul-18	24,6	78,00	6,2	920	8,1	-	-	-	-	-
80	CUE	11 m	16-jul-18	13,2	0,20	0,0	1028	7,7	-	-	-	-	-
87	LEC	int 7 m	3-jul-18	20,9	5,40	63,3	1138	7,6	18,5	7,1	38,954	7,1	4,0
87	LEC	7 m	3-jul-18	16,3	2,05	23,3	1127	7,6	-	-	-	-	-
87	LEC	18 m	3-jul-18	9,0	0,14	0,1	1685	8,0	-	-	-	-	-
949	RIB	int 7 m	25-jul-18	24,7	7,34	89,7	649	8,3	28,0	202,9	96,611	209,4	2,0
949	RIB	4 m	25-jul-18	24,5	7,82	95,7	653	8,3	-	-	-	-	-
949	RIB	28 m	25-jul-18	21,3	3,36	39,4	765	8,1	-	-	-	-	-
1022	EST	int 3 m	24-jul-18	26,4	8,93	117,5	657	8,3	3,0	3,0	43,362	4,6	1,4
1681	MON	int 6 m	4-jul-18	23,3	6,15	73,8	918	7,9	7,4	5,0	51,883	5,3	1,8
1681	MON	7 m	4-jul-18	19,6	0,54	6,2	937	7,5	-	-	-	-	-

Datos de todas las variables determinadas en el Estudio para la muestra integrada y para las muestras puntuales a diferentes profundidades
Segunda Parte

Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Nitrato (μ M)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (μ M)	Nitrito (mg/L)	NIO (mg N/L)	Amonio (μ M)	Amonio (mg N/L)	Ntot (μ M)	Ntot (mg N/L)
1	EBR	int 10 m	9-jul-18	24,25	1,50	0,55	0,0253	0,35	2,21	0,031	41,76	0,58
1	EBR	17 m	9-jul-18	15,69	0,97	0,29	0,0132	0,22	0,85	0,012	38,82	0,54
2	URR	int 9 m	10-jul-18	35,67	2,21	0,508	0,0234	0,51	0,66	0,009	49,44	0,69
2	URR	7 m	10-jul-18	31,39	1,95	0,593	0,0273	0,45	1,13	0,016	48,09	0,67
2	URR	16 m	10-jul-18	82,74	5,13	0,089	0,0041	1,16	0,00	0,000	89,99	1,26
22	SOB	int 8 m	10-jul-18	82,74	5,13	1,369	0,0630	1,18	1,64	0,023	98,15	1,37
22	SOB	4 m	10-jul-18	78,46	4,86	1,093	0,0503	1,11	0,67	0,009	98,65	1,38
22	SOB	26 m	10-jul-18	62,77	3,89	9,551	0,4393	1,01	16,68	0,234	97,56	1,37
53	OLI	int 10 m	17-jul-18	28,53	1,77	0,768	0,0353	0,41	4,05	0,057	44,51	0,62
53	OLI	9 m	17-jul-18	35,67	2,21	0,842	0,0387	0,51	5,83	0,082	47,82	0,67
53	OLI	50 m	17-jul-18	35,67	2,21	0,450	0,0207	0,51	1,31	0,018	50,64	0,71
56	BAR	int 10 m	23-jul-18	44,22	2,74	0,302	0,0139	0,62	2,55	0,036	49,89	0,70
56	BAR	5 m	23-jul-18	49,93	3,10	0,394	0,0181	0,70	0,59	0,008	58,13	0,81
56	BAR	26 m	23-jul-18	42,80	2,65	0,251	0,0116	0,60	2,62	0,037	48,69	0,68
59	TER	int 6 m	17-jul-18	29,96	1,86	0,557	0,0256	0,43	2,14	0,030	40,67	0,57
59	TER	2 m	17-jul-18	29,96	1,86	0,464	0,0214	0,43	2,11	0,030	35,01	0,49
59	TER	13 m	17-jul-18	37,09	2,30	0,062	0,0029	0,52	2,10	0,029	53,89	0,75
62	SOT	int 10 m	24-jul-18	34,24	2,12	0,557	0,0256	0,49	0,56	0,008	46,88	0,66
62	SOT	6 m	24-jul-18	34,24	2,12	0,597	0,0275	0,49	0,28	0,004	52,27	0,73
62	SOT	20 m	24-jul-18	44,22	2,74	0,139	0,0064	0,62	0,98	0,014	55,61	0,78
63	RIA	int 9 m	18-jul-18	27,11	1,68	0,629	0,0289	0,39	1,67	0,023	42,58	0,60
63	RIA	8 m	18-jul-18	28,53	1,77	0,617	0,0284	0,41	1,99	0,028	44,87	0,63
63	RIA	50 m	18-jul-18	31,39	1,95	0,119	0,0055	0,44	0,85	0,012	49,24	0,69

Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Nitrato (µM)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (µM)	Nitrito (mg/L)	NIO (mg N/L)	Amonio (µM)	Amonio (mg N/L)	Ntot (µM)	Ntot (mg N/L)
68	VAL	int 7 m	4-jul-18	166,91	10,35	4,714	0,2169	2,40	1,96	0,027	181,47	2,54
68	VAL	3 m	4-jul-18	151,22	9,38	3,608	0,1660	2,17	0,92	0,013	166,55	2,33
68	VAL	48 m	4-jul-18	142,66	8,84	1,334	0,0614	2,02	0,75	0,010	179,52	2,51
71	MEZ	int 9 m	3-jul-18	295,31	18,31	2,172	0,0999	4,16	6,21	0,087	327,67	4,59
71	MEZ	4 m	3-jul-18	313,28	19,42	2,101	0,0966	4,42	6,95	0,097	329,71	4,62
74	FLI	int 7 m	25-jul-18	121,26	17,96	1,943	0,0000	1,72	6,90	0,000	158,83	4,23
74	FLI	8 m	25-jul-18	134,10	7,52	2,108	0,0894	1,91	9,47	0,097	159,41	2,22
76	TRA	int 9 m	11-jul-18	129,82	8,31	1,572	0,0969	1,84	1,51	0,133	147,03	2,23
76	TRA	7 m	11-jul-18	135,53	8,05	1,668	0,0723	1,92	0,71	0,021	154,10	2,06
76	TRA	28 m	11-jul-18	62,77	8,40	4,735	0,0767	0,95	17,52	0,010	88,11	2,16
80	CUE	int 6 m	16-jul-18	19,97	3,89	1,387	0,2178	0,30	4,30	0,245	47,41	1,23
80	CUE	3 m	16-jul-18	17,12	1,24	1,071	0,0638	0,25	3,67	0,060	47,95	0,66
80	CUE	11 m	16-jul-18	5,71	1,06	0,016	0,0493	0,08	43,44	0,051	60,57	0,67
87	LEC	int 7 m	3-jul-18	61,34	0,35	1,870	0,0007	0,88	7,34	0,608	91,39	0,85
87	LEC	7 m	3-jul-18	69,90	3,80	2,280	0,0860	1,01	10,54	0,103	104,44	1,28
87	LEC	18 m	3-jul-18	38,52	4,33	1,254	0,1049	0,56	20,97	0,148	72,59	1,46
949	RIB	int 7 m	25-jul-18	108,42	2,39	2,194	0,0577	1,55	0,66	0,294	117,21	1,02
949	RIB	4 m	25-jul-18	107,00	6,72	2,158	0,1009	1,53	1,44	0,009	125,44	1,64
949	RIB	28 m	25-jul-18	134,10	6,63	2,604	0,0993	1,91	2,62	0,020	168,00	1,76
1022	EST	int 3 m	24-jul-18	7,13	8,31	0,131	0,1198	0,10	1,28	0,037	24,27	2,35
1681	MON	int 6 m	4-jul-18	45,65	0,44	0,754	0,0060	0,65	3,18	0,018	69,76	0,34
1681	MON	7 m	4-jul-18	34,24	2,83	0,970	0,0347	0,49	9,68	0,044	64,44	0,98

Datos de todas las variables determinadas en el Estudio para la muestra integrada y para las muestras puntuales a diferentes profundidades
Tercera Parte

Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Psol (μ M)	Psol (mg P/L)	Ptot (μ M)	Ptot (mg P/L)	Silicato (μ M)	Silicato (mg SiO ₂ /L)
1	EBR	int 10 m	9-jul-18	0,026	0,00082	0,358	0,01109	17,43	1,05
1	EBR	17 m	9-jul-18	0,074	0,00229	0,562	0,01741	67,71	4,06
2	URR	int 9 m	10-jul-18	0,016	0,00049	0,220	0,00683	45,16	2,71
2	URR	7 m	10-jul-18	0,021	0,00065	0,264	0,00819	42,67	2,56
2	URR	16 m	10-jul-18	0,074	0,00229	0,143	0,00444	69,04	4,14
22	SOB	int 8 m	10-jul-18	0,063	0,00196	0,567	0,01758	56,42	3,39
22	SOB	4 m	10-jul-18	0,037	0,00114	0,534	0,01656	53,18	3,19
22	SOB	26 m	10-jul-18	0,021	0,00065	0,589	0,01826	76,49	4,59
53	OLI	int 10 m	17-jul-18	0,137	0,00425	0,654	0,02026	79,69	4,78
53	OLI	9 m	17-jul-18	0,116	0,00360	0,349	0,01081	85,05	5,10
53	OLI	50 m	17-jul-18	0,834	0,02584	1,307	0,04052	105,07	6,30
56	BAR	int 10 m	23-jul-18	0,091	0,00281	0,240	0,00743	57,55	3,45
56	BAR	5 m	23-jul-18	0,037	0,00116	0,256	0,00794	60,65	3,64
56	BAR	26 m	23-jul-18	0,037	0,00116	0,664	0,02060	58,59	3,52
59	TER	int 6 m	17-jul-18	0,047	0,00147	1,944	0,06028	76,36	4,58
59	TER	2 m	17-jul-18	0,106	0,00327	0,621	0,01925	74,49	4,47
59	TER	13 m	17-jul-18	0,090	0,00278	1,841	0,05707	81,72	4,90
62	SOT	int 10 m	24-jul-18	0,011	0,00033	0,392	0,01216	57,92	3,48
62	SOT	6 m	24-jul-18	0,053	0,00165	0,272	0,00844	55,75	3,35
62	SOT	20 m	24-jul-18	0,059	0,00182	0,610	0,01891	85,10	5,11
63	RIA	int 9 m	18-jul-18	0,026	0,00082	0,496	0,01536	19,89	1,19
63	RIA	8 m	18-jul-18	0,021	0,00065	0,414	0,01283	24,69	1,48
63	RIA	50 m	18-jul-18	0,359	0,01112	0,468	0,01452	89,01	5,34

Código MAS	Muestra	Prof (m)	Fecha	Psol (μ M)	Psol (mg P/L)	Ptot (μ M)	Ptot (mg P/L)	Silicato (μ M)	Silicato (mg SiO ₂ /L)
68	VAL	int 7 m	4-jul-18	0,057	0,0018	0,625	0,0194	15,76	0,95
68	VAL	3 m	4-jul-18	0,042	0,0013	1,529	0,0474	1,20	0,07
68	VAL	48 m	4-jul-18	3,088	0,0957	3,689	0,1144	82,79	4,97
71	MEZ	int 9 m	3-jul-18	0,036	0,0011	0,260	0,0081	177,36	10,64
71	MEZ	4 m	3-jul-18	0,036	0,0011	0,508	0,0157	88,24	5,29
74	FLI	int 7 m	25-jul-18	1,762	0,0546	2,130	0,0660	92,70	5,56
74	FLI	8 m	25-jul-18	2,002	0,0621	2,168	0,0672	96,29	5,78
76	TRA	int 9 m	11-jul-18	0,021	0,0007	0,457	0,0142	49,59	2,98
76	TRA	7 m	11-jul-18	0,000	0,0000	0,496	0,0154	53,29	3,20
76	TRA	28 m	11-jul-18	0,105	0,0033	0,787	0,0244	175,38	10,52
80	CUE	int 6 m	16-jul-18	0,079	0,0025	0,833	0,0258	24,66	1,48
80	CUE	3 m	16-jul-18	0,047	0,0015	0,975	0,0302	12,38	0,74
80	CUE	11 m	16-jul-18	0,037	0,0011	1,383	0,0429	146,30	8,78
87	LEC	int 7 m	3-jul-18	0,057	0,0018	0,105	0,0033	214,28	12,86
87	LEC	7 m	3-jul-18	0,036	0,0011	0,501	0,0155	219,42	13,17
87	LEC	18 m	3-jul-18	0,317	0,0098	0,340	0,0106	217,83	13,07
949	RIB	int 7 m	25-jul-18	0,048	0,0015	1,307	0,0405	19,17	1,15
949	RIB	4 m	25-jul-18	0,117	0,0036	0,735	0,0228	16,38	0,98
949	RIB	28 m	25-jul-18	2,257	0,0700	2,647	0,0821	106,54	6,39
1022	EST	int 3 m	24-jul-18	0,085	0,0026	0,447	0,0138	152,51	9,15
1681	MON	int 6 m	4-jul-18	0,036	0,0011	0,056	0,0017	81,89	4,91
1681	MON	7 m	4-jul-18	0,010	0,0003	0,124	0,0038	115,86	6,95

Estos datos junto con los valores de los perfiles verticales a cada metro de profundidad, más los correspondientes a los recuentos de las especies del fitoplancton y del zooplancton, también se encuentran en un fichero informatizado de Access de Microsoft en el formato de intercambio establecido denominado "Labexter".



10. ANEXO 2: MATRIZ DE CORRELACIONES ENTRE LAS VARIABLES ESTUDIADAS, INDICANDO SU NIVEL DE SIGNIFICACIÓN



	ProfInteg	Cota	VolMax	SupLam	ProfMax	ProfMed	SupCuen	ProfMues	VolMues	PorcEmb	Tperm	TempZF	Dsecchi	ZFotPAR	Zanox	OxEpi	OxHipo	Cond	pH	Solidos	LOI	Turb400	Clorofila	Alcalin	Nitrato	Nitrito	NIO	Amonio	Ntot	Psol	Ptot	Silicato					
ProfInteg	1,000																																				
Cota	0,167	1,000																																			
VolMax	0,586	0,044	1,000																																		
SupLam	0,511	-0,109	0,933	1,000																																	
ProfMax	0,570	0,125	0,411	0,177	1,000																																
ProfMed	0,361	0,398	0,456	0,372	0,328	1,000																															
SupCuen	0,372	-0,498	0,276	0,277	0,395	0,196	1,000																														
ProfMues	0,721	0,161	0,607	0,358	0,783	0,336	0,483	1,000																													
VolMues	0,612	0,052	0,969	0,896	0,346	0,410	0,281	0,667	1,000																												
PorcEmb	0,480	0,061	0,494	0,425	0,086	0,106	0,157	0,599	0,691	1,000																											
Tperm	0,106	0,862	0,135	0,057	0,059	0,304	-0,445	0,092	0,129	0,101	1,000																										
TempZF	-0,199	-0,195	0,148	0,150	0,110	0,063	-0,193	-0,190	0,013	-0,272	0,066	1,000																									
Dsecchi	0,692	0,204	0,299	0,272	0,477	0,234	0,123	0,411	0,318	0,329	0,170	0,581	1,000																								
ZFotPAR	0,207	-0,121	0,074	0,165	0,101	0,287	0,355	0,012	0,065	0,047	-0,052	0,013	0,453	1,000																							
Zanox	0,078	0,438	0,023	-0,103	0,412	-0,175	-0,093	0,281	-0,027	-0,138	0,485	-0,057	0,026	-0,511	1,000																						
OxEpi	-0,030	0,531	0,222	-0,001	0,117	0,247	-0,394	0,301	0,277	0,314	0,369	-0,046	-0,078	-0,532	0,293	1,000																					
OxHipo	-0,080	-0,232	0,107	0,107	-0,302	0,030	-0,057	-0,010	0,234	0,488	-0,400	-0,064	-0,003	0,052	-0,626	0,280	1,000																				
Cond	-0,474	-0,156	-0,538	-0,488	-0,059	-0,131	0,076	-0,452	-0,665	-0,739	-0,039	0,407	-0,357	-0,130	0,233	-0,302	-0,427	1,000																			
pH	0,090	-0,116	0,357	0,298	0,003	-0,082	-0,266	0,213	0,423	0,489	-0,056	0,339	-0,096	-0,487	0,019	0,483	0,309	-0,359	1,000																		
Solidos	-0,568	-0,211	-0,408	-0,437	-0,405	-0,237	0,015	-0,267	-0,370	-0,215	-0,340	-0,234	-0,869	-0,527	-0,063	0,154	0,149	0,292	0,033	1,000																	
LOI	-0,505	0,012	-0,135	-0,192	-0,228	-0,137	0,004	-0,084	-0,124	-0,127	0,041	-0,137	-0,762	-0,638	0,373	0,462	-0,114	0,259	0,163	0,747	1,000																
Turb400	-0,448	0,009	-0,412	-0,309	-0,556	-0,187	0,002	-0,362	-0,338	-0,125	-0,070	-0,635	-0,619	-0,218	-0,036	-0,064	0,018	0,097	-0,369	0,713	0,555	1,000															
Clorofila	-0,056	-0,115	0,137	0,034	0,373	-0,047	0,206	0,264	0,064	-0,125	0,108	0,407	-0,216	-0,360	0,553	0,230	-0,509	0,350	0,364	0,070	0,523	-0,289	1,000														
Alcalin	-0,035	-0,083	-0,457	-0,458	0,211	-0,047	0,243	-0,047	-0,517	-0,450	-0,055	0,163	-0,153	-0,208	0,369	-0,321	-0,446	0,727	-0,237	0,194	0,105	0,033	0,324	1,000													
Nitrato	-0,409	0,364	-0,199	-0,261	-0,203	0,280	-0,545	-0,288	-0,243	-0,254	0,364	0,439	-0,454	-0,441	0,109	0,463	-0,078	0,362	0,345	0,283	0,391	0,005	0,309	0,204	1,000												
Nitrito	0,338	-0,161	-0,132	-0,241	0,536	-0,268	0,535	0,457	-0,127	-0,024	-0,151	-0,188	0,144	-0,091	0,494	-0,146	-0,450	0,306	-0,143	0,023	0,133	-0,084	0,495	0,490	-0,293	1,000											
NIO	-0,405	0,366	-0,195	-0,258	-0,200	0,287	-0,544	-0,286	-0,240	-0,253	0,364	0,440	-0,453	-0,437	0,105	0,466	-0,076	0,359	0,346	0,283	0,389	0,003	0,307	0,200	1,000	-0,295	1,000										
Amonio	-0,036	0,060	-0,516	-0,529	0,169	-0,096	0,166	-0,137	-0,573	-0,523	-0,212	-0,299	0,156	0,331	0,069	-0,392	-0,201	0,375	-0,727	-0,013	-0,264	0,130	-0,302	0,373	-0,243	0,356	-0,243	1,000									
Ntot	0,236	-0,227	-0,361	-0,383	0,232	-0,353	0,354	0,202	-0,315	0,003	-0,196	-0,114	0,156	-0,110	0,296	-0,162	-0,215	0,364	-0,082	-0,002	0,050	-0,074	0,343	0,568	-0,141	0,847	-0,145	0,324	1,000								
Psol	0,010	-0,345	-0,153	-0,082	0,137	-0,209	0,132	-0,126	-0,215	-0,300	-0,371	0,160	-0,082	-0,007	0,018	-0,511	-0,242	0,208	0,082	0,105	-0,223	-0,104	0,030	0,418	-0,173	0,111	-0,170	0,177	-0,049	1,000							
Ptot	0,083	-0,178	-0,068	-0,015	0,164	-0,068	0,076	-0,062	-0,124	-0,227	-0,185	0,167	-0,090	-0,037	0,078	-0,392	-0,301	0,154	0,157	0,083	-0,174	-0,110	0,084	0,396	-0,059	0,076	-0,054	0,057	-0,111	0,966	1,000						
Silicato	-0,103	-0,655	0,114	0,159	-0,004	-0,267	0,423	0,121	0,129	0,045	-0,700	-0,171	-0,334	-0,182	-0,074	-0,133	0,114	-0,182	0,278	0,355	0,331	0,157	0,278	-0,009	-0,261	0,132	-0,263	-0,098	0,038	0,312	0,208	1,000					

n=17	valor de r
p>0,05	0,456 -0,456
p>0,02	0,529 -0,529
p>0,01	0,575 -0,575
p>0,002	0,662 -0,662
p>0,001	0,693 -0,693

