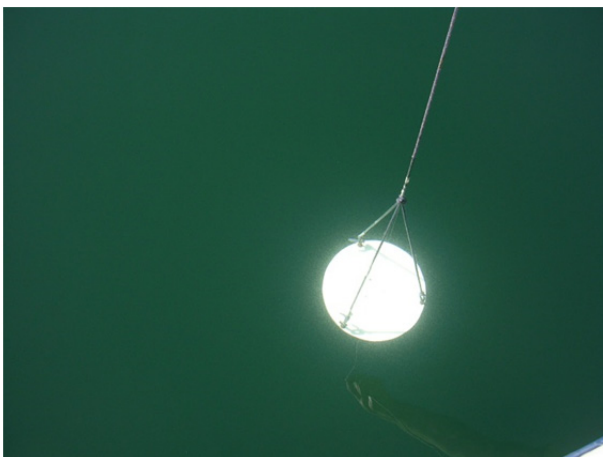

**EXPLOTACIÓN DE LA RED DE SEGUIMIENTO DE EMBALSES EN
APLICACIÓN DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA EN LA
DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO
MEMORIA**



EXPLOTACIÓN DE LA RED DE SEGUIMIENTO DE EMBALSES EN APLICACIÓN DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA EN LA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO

PROMOTOR:

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO



SERVICIO:

CONTROL DEL ESTADO ECOLÓGICO

DIRECCIÓN DEL PROYECTO:

Concha Durán Lalaguna y María José Rodríguez Pérez

EMPRESA CONSULTORA:

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

EQUIPO DE TRABAJO:

Área de Limnología, dirigida por Dr. Eduardo Vicente Pedrós, Catedrático de Ecología. Director del Estudio.

PRESUPUESTO DE LA ADJUDICACIÓN:

70.862,60 €

CONTENIDO:

MEMORIA DEL INFORME

AÑO DE EJECUCIÓN:

2014

FECHA ENTREGA:

DICIEMBRE 2014

EQUIPO DE TRABAJO

Área de Limnología, dirigida por Dr. Eduardo Vicente Pedrós, Catedrático de Ecología.
Director del Estudio.

Juan Miguel Soria (Profesor Doctor. Adjunto a Dirección. Campo y laboratorio)

Javier Soria (Técnico Superior de campo y gabinete)

María Dolores Sendra (Técnico Superior de campo y determinación y recuento de fitoplancton)

Olga Kramer (Técnico de laboratorio)

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

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

M^a Rosa Miracle (Catedrática de Ecología. Validación taxonomía del zooplancton)

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

REFERENCIA FOTOS PORTADA:

Superior izquierda: Vista general del embalse de Cueva Foradada desde su cola.

Superior derecha: Vista de la Sierra de Guara desde el punto de muestreo en el embalse de Vadiello.

Inferior izquierda: Disco de Secchi para medir la transparencia en el embalse de Baserca.

Inferior derecha: Vista de la cola del embalse de Pena.

CITA DEL DOCUMENTO: Confederación Hidrográfica del Ebro (2014). Explotación de la red de seguimiento de embalses en aplicación de la Directiva Marco del Agua en la Demarcación Hidrográfica del Ebro. 208 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.

EXPLOTACIÓN DE LA RED DE SEGUIMIENTO DE EMBALSES EN APLICACIÓN DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA EN LA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO

El informe presenta los resultados del estudio de embalses de la cuenca del Ebro para la campaña del año 2014. Su objetivo principal es la clasificación del *potencial ecológico* de las masas de agua consideradas, en cumplimiento de la DMA. Para ello, se muestrearon 35 embalses durante el verano de 2014. 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 –Orden MARM 2656/2008. 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.

EXPLOITATION OF MONITORING NETWORK OF RESERVOIRS IN IMPLEMENTING THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE IN EBRO BASIN

The report presents the results of the study of reservoirs in the Ebro basin for the 2014 campaign. Its main objective is the classification of the ecological potential of water bodies considered in compliance with the WFD. To this end, 35 reservoirs were sampled during the summer of 2014. 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, in order 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 (IPH) MARM 2656/2008. 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.	7
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, FISICOQUÍMICAS Y BIOLÓGICAS	28
4.1. CARACTERÍSTICAS HIDROMORFOLÓGICAS	28
4.2. CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS	36
4.3. CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS.....	81
4.4. ANÁLISIS MULTIVARIANTE	103
5. ESTADO TRÓFICO	109
5.1. INTRODUCCIÓN	109
5.2. ASPECTOS METODOLÓGICOS.....	109
5.3. CATALOGACIÓN TRÓFICA FINAL.....	114
6. POTENCIAL ECOLÓGICO.....	121
6.1. CONSIDERACIONES PREVIAS	121
6.2. ELEMENTOS Y PARÁMETROS PARA LA DETERMINACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO	122
6.3. METODOLOGÍAS DE CÁLCULO DEL POTENCIAL ECOLÓGICO:.....	137
6.4. POTENCIAL ECOLÓGICO: RESULTADOS.....	146
7. RESUMEN – CONCLUSIONES	160
8. PROPUESTA DE MEDIDAS CORRECTORA	169
9. REFERENCIAS	173
10. ANEXO 1: TABLAS DE DATOS	179
11. ANEXO 2: MATRIZ DE CORRELACIONES ENTRE LAS VARIABLES ESTUDIADAS, INDICANDO SU NIVEL DE SIGNIFICACIÓN	205

ÍNDICE DE ANEJOS

Anejo 1. TABLAS DE DATOS.....	179
Anejo 2. MATRIZ DE CORRELACIÓN MULTIVARIANTE.....	205

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización geográfica de los embalses muestreados en 2014. Códigos según la Tabla 1. ...	6
Figura 2. Localización geográfica de los embalses estudiados en 2014 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 2014.....	28
Figura 5. Superficie total (ha) de los embalses estudiados en 2014.	29
Figura 6. Profundidad máxima (m) de los embalses estudiados en 2014.	30
Figura 7. Extensión de la cuenca vertiente (km ²) de los embalses estudiados en 2014.....	31
Figura 8. Tiempo de renovación de los embalses estudiados en 2014.....	32
Figura 9. Hidroperiodo de los embalses estudiados en 2014.....	33
Figura 10. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 7.....	37
Figura 11. Conductividad media de la Zona Fóptica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 7.....	38
Figura 12. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 9.....	39
Figura 13. Conductividad media de la Zona Fóptica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 9.....	40
Figura 14. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 10.....	41
Figura 15. Conductividad media de la Zona Fóptica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 10.....	42
Figura 16. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 11.....	43

Figura 17. Conductividad media de la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 11.....	44
Figura 18. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fótica medida por PAR en los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 12.....	45
Figura 19. Conductividad media de la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 12.....	46
Figura 20. Transparencia (DS) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Tipos: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 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; 13: húmedo / alta montaña. 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.	47
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.	48
Figura 22. Regresión lineal de la temperatura (media zona fótica) frente a la altitud (en la presa).	49
Figura 23. Perfiles de temperatura para los embalses de Ciurana (izquierda) y La Tranquera (derecha) en 2014.	49
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.	50
Figura 25. Perfiles verticales de oxígeno, temperatura, Clorofila a y pH para los embalses de El Val (arriba) y La Tranquera (abajo), en la campaña de 2014.	51
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.	52
Figura 27. Perfiles de conductividad, temperatura, Clorofila a y oxígeno para los embalses de Guiamets en la parte superior, y Camarasa en la parte inferior, durante la campaña de 2014.	54
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.	55
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.	56
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	57
Figura 31. Estimaciones de la calidad de los embalses según el grado de oxigenación en 2014.....	60
Figura 32. Concentraciones de oxígeno disuelto epilimnético o de la columna para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. Tipología de embalses: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 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; 13: húmedo / alta montaña. 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.	61
Figura 33. Valores de Fósforo total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 7.	63
Figura 34. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 7.	64
Figura 35. Valores de Fósforo total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 9.	65

Figura 36. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 9.	66
Figura 37. Valores de Fósforo total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 10.	67
Figura 38. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 10.	68
Figura 39. Valores de Fósforo total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 11.	69
Figura 40. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 11.	69
Figura 41. Valores de Fósforo soluble y total en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2012 pertenecientes al tipo 12.	70
Figura 42. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2012 pertenecientes al tipo 12.	71
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: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 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; 13: húmedo / alta montaña. 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.	74
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.	75
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.	76
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.	77
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.	79
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.	80
Figura 49. Riqueza de especies de fitoplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Tipos: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 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; 13: húmedo / alta montaña. 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.	82
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.	83
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.	84
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.	85
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.	86
Figura 54. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los embalses del tipo 1 y tipo 13 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	87
Figura 55. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 7 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	87
Figura 56. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 9 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	88
Figura 57. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 10 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	88
Figura 58. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 11 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	89
Figura 59. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 12 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	89
Figura 60. Densidad celular (en células por mililitro) de los grupos de algas fitoplanctónicas en los embalses del ESTUDIO. Abreviaturas de los embalses según su nombre.	90
Figura 61. 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.	91
Figura 62. Porcentaje de Cianobacterias respecto a la densidad total del fitoplancton para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. Leyenda de los embalses ordenados según su tipo y después por su nombre.	92
Figura 63. Riqueza de especies de zooplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Tipos: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 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; 13: húmedo / alta montaña. 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.	94
Figura 64. 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.	95
Figura 65. 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.	96
Figura 66. 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.	97
Figura 67. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico para los embalses del tipo 1 y tipo 13 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	98
Figura 68. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 7 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	99
Figura 69. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 9 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	99
Figura 70. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 10 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	100
Figura 71. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 11 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	100
Figura 72. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 12 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.	101
Figura 73. Representación de la posición de las variables estudiadas en los embalses en 2014 frente a los ejes principales 1 y 2 del análisis multivariante PCA.	103
Figura 74. Representación de la posición de las variables estudiadas en los embalses en 2014 frente a los ejes principales 1 y 3 del análisis multivariante PCA.	104
Figura 75. Agrupación de las distancias euclideas entre los embalses según las variables estudiadas	

en ellos en 2014 en base al análisis multivariante PCA.	105
Figura 76. Representación, en la gráfica superior, de la posición de los embalses estudiados en 2014 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.	106
Figura 77. Representación, en la parte superior, de la posición de los embalses estudiados en 2014 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.	107
Figura 78. Clasificación trófica de los embalses mediante las diferentes variables y el estado trófico global final.	115
Figura 79. Clasificación de los embalses según su Estado Trófico en 2014.	116
Figura 80. 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.	138
Figura 81. Diagrama de clasificación del potencial ecológico final de acuerdo con las recomendaciones de la UE CIS Working Group 2A, 2003). IPE: Índice de Potencial Ecológico.	140
Figura 82. Evaluación de la calidad en embalses mediante los parámetros físico-químicos.	146
Figura 83. Evaluación de la calidad mediante el indicador fisicoquímico. MPE: máximo potencial ecológico; AS.FUN: asegura el funcionamiento del ecosistema; NO AS.FUN: no asegura el funcionamiento del ecosistema. (Se incluye el número de embalses clasificados en cada categoría en 2014).	147
Figura 84. Evaluación de la calidad mediante los parámetros del fitoplancton.	149
Figura 85. Evaluación de calidad mediante el parámetro de zooplancton ZRTI.	150
Figura 86. 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 81.	151
Figura 87. Mapa de clasificación del Potencial Ecológico (<i>PE_{exp}</i>) de los embalses en 2014.	153
Figura 88. Clasificación del potencial ecológico de los embalses según el <i>PE_{exp}</i> por tipos de embalse.	154
Figura 89. Clasificación del potencial ecológico según los parámetros de la aproximación normativa.	156
Figura 90. Clasificación del potencial ecológico final según la aproximación normativa <i>PE_{norm}</i> y la aproximación experimental, <i>PE_{exp}</i> . (Para ver las metodologías de cálculo, ir a la sección 6.3 a y b).	157
Figura 91. Mapa de clasificación del Potencial Ecológico (<i>PE_{norm}</i>) de los embalses en 2014.	158
Figura 92. Mapa de clasificación del Estado Trófico y del Potencial Ecológico (<i>PE_{exp}</i> y <i>PE_{norm}</i>) de los embalses en 2014.	159

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Embalses seleccionados para el muestreo de 2014.....	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 2014 según la Orden ARM/2656/2008.	24
Tabla 6. Representación de las distintas categorías.	26
Tabla 7. Principales características hidro-morfométricas de los embalses.	34
Tabla 8. Condiciones de oxigenación en la columna de agua y clases de calidad.	59
Tabla 9. Concentración de nutrientes en los embalses estudiados en 2014.....	62
Tabla 10. Numero de especies encontradas en 2014 por grupo fitoplanctónico.....	81
Tabla 11. Proporción entre grupos del zooplancton en la muestra cuantitativa y en la cualitativa mediante red.	93
Tabla 12. Abundancia de <i>Dreissena polymorpha</i> en los embalses estudiados en 2014.....	102
Tabla 13. Niveles de calidad según la concentración de fósforo total.	110
Tabla 14. Niveles de calidad según la clorofila <i>a</i> y la densidad algal del fitoplancton.....	111
Tabla 15. Niveles de calidad según la transparencia.....	113
Tabla 16. Resumen de los parámetros indicadores de estado trófico.....	114
Tabla 17. Valor numérico asignado a cada clase de estado trófico.....	114
Tabla 18. Diagnóstico del estado trófico en 2014.	117
Tabla 19. Determinación del estado trófico de los embalses estudiados en 2014 de acuerdo con la métrica de la Densidad del fitoplancton (ind/ml) estimada según la metodología descrita por Margalef (1983) y la nueva metodología aplicada en este estudio (MAGRAMA, 2014)..	120
Tabla 20. Parámetros candidatos para la determinación del potencial ecológico.....	124
Tabla 21. Clases de potencial ecológico según la densidad algal del fitoplancton.	125
Tabla 22. Clases de potencial ecológico según el biovolumen algal del fitoplancton.....	126
Tabla 23. Clases de potencial ecológico según la concentración de clorofila <i>a</i>	126
Tabla 24. Clases de potencial ecológico según el índice <i>Assemblage Index Q</i>	127
Tabla 25. Clases de potencial ecológico según el índice PTI.....	128
Tabla 26. Clases de potencial ecológico según el índice TI.	128
Tabla 27. Clases de potencial ecológico según el índice PRTI.	129
Tabla 28. Clases de potencial ecológico según el índice ZRTI.	130
Tabla 29. Clases de potencial ecológico según el RCE del biovolumen algal del fitoplancton.	131
Tabla 30. Clases de potencial ecológico según el RCE de la concentración de clorofila <i>a</i>	132
Tabla 31. Clases de potencial ecológico según el RCE del Índice de Grupos Algales (IGA).	133
Tabla 32. Clases de potencial ecológico según el RCE de la densidad relativa de cianobacterias.....	133
Tabla 33. Clases de potencial ecológico según la profundidad de visión del Disco de Secchi.	134
Tabla 34. 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.....	135
Tabla 35. Clases de potencial ecológico según la concentración de fósforo total.....	136
Tabla 36. Parámetros y límites de clase para los diferentes indicadores considerados.	139
Tabla 37. Ejemplo teórico de aplicación de la metodología.....	139

Tabla 38. Combinación de los indicadores para el cálculo del Potencial Ecológico.....	141
Tabla 39. Ratios de calidad según el índice de potencial ecológico normativo <i>IPEnorm</i>	144
Tabla 40. 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 (<i>ORDEN ARM/2656/2008</i>). Se han incluido sólo los tipos de embalses presentes en el ESTUDIO.	145
Tabla 41. Valor del indicador fisicoquímico a partir de la calidad otorgada por las variables consideradas.	148
Tabla 42. Establecimiento del potencial ecológico (aproximación experimental) (MPE: máximo potencial ecológico; AS.FUN: asegura el funcionamiento del ecosistema; NO AS.FUN: no asegura el funcionamiento del ecosistema).....	152
Tabla 43. 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>	155

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 2014 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 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”. Para el año 2014, se ha llevado a cabo el estudio titulado “**Explotación de la Red de seguimiento en Embalses en aplicación de la Directiva Marco del Agua en la Cuenca del Ebro**” (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 ha 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, que transpone la DMA. En esta normativa, en aplicación de la Directiva a embalses, se incluyen ya algunos valores de referencia y límites bueno/moderado 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 2014. 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.
- Documentos o informes individuales de embalses: por cada uno de los embalses estudiados y muestreados en 2014, se presenta un documento donde se pueden consultar, de forma individual, los resultados obtenidos para cada masa de agua. Se incluye su reportaje fotográfico.
- Documento “Fichas resumen”, donde se recogen, en forma de ficha, las características generales de cada embalse y los resultados obtenidos, con el fin de facilitar una consulta rápida y sencilla de los diferentes embalses.
- Base de datos “Labexter” con todos los parámetros recopilados y exigidos en el *Manual de Usuario Labexter Biológico (Versión 23 de septiembre de 2014)*.

Toda la documentación generada se presenta 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 35 embalses seleccionados durante el año 2014, así como su código de masa de agua superficial (MAS), provincia, río y fecha en la que se realizó la visita y el muestreo.

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

En el embalse de Balaguer (BAL) se tomaron las muestras desde la presa debido a que el acceso a la lámina de agua era imposible desde las márgenes.

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 los embalses estudiados se completó una campaña de muestreo durante el verano del año 2014, desde principios de junio hasta mediados de septiembre (ver fechas en tabla 1).

Tabla 1. Embalses seleccionados para el muestreo de 2014.

CÓDIGO MAS	NOMBRE DEL EMBALSE	CODIGO	FECHA MUESTREO	PROVINCIA	RIO	PROPIETARIO / OBSERVACIONES
EB0000001	Embalse del Ebro	EBR	22/08/2014	Burgos-Cantabria	Ebro	C.H.E.
EB0000004	Embalse de Irabia	IRA	26/08/2014	Navarra	Irati	E.H.N.
EB0000005	Embalse de Albiña	ALB	05/08/2014	Álava	Albiña	AGUAS MUNICIPALES DE VITORIA
EB0000022	Embalse de Sobrón	SOB	05/08/2014	Álava-Burgos	Ebro	IBERDROLA
EB0000034	Embalse de Baserca	BAS	23/07/2014	Huesca	Noguera-Ribagorzana	ENHER
EB0000037	Embalse de Yesa	YES	27/08/2014	Navarra	Aragón	C.H.E.
EB0000044	Embalse de La Peña	PEÑ	28/08/2014	Huesca	Gallego	S.R. DE LA PEÑA
EB0000051	Embalse de Vadiello	VAD	29/07/2014	Huesca	Guatizalema	C.H.E.
EB0000053	Embalse de Oliana	OLI	02/09/2014	Lérida	Segre	C.H.E.
EB0000054	Embalse de Montearagón	MOA	28/07/2014	Huesca	Flumen	C.H.E.
EB0000056	Embalse de Barasona	BAR	29/07/2014	Huesca	Ésera	C.H.E.
EB0000059	Embalse de Terradets	TER	11/08/2014	Lérida	Noguera-Pallaresa	FECSA
EB0000063	Embalse de Rialb	RIA	25/09/2014	Lérida	Segre	C.H.E.
EB0000064	Embalse de Pajares	PAJ	04/08/2014	La Rioja	Piqueras	C.H.E.
EB0000065	Embalse de Camarasa	CAM	01/09/2014	Lérida	Noguera-Pallaresa	FECSA
EB0000066	Embalse de Santa Ana	SAN	30/07/2014	Huesca	Noguera-Ribagorzana	C.H.E.
EB0000067	Embalse de San Lorenzo	SLO	12/08/2014	Lérida	Segre	HIDROELÉCTRICA DEL NOGUERA
EB0000068	Embalse de El Val	VAL	16/07/2014	Zaragoza	Val	C.H.E.
EB0000070	Embalse de Mequinenza	MEQ	24/09/2014	Zaragoza	Ebro	C.H.E.
EB0000071	Embalse de Mezalocha	MEZ	15/07/2014	Zaragoza	Huerva	S.R. DE MEZALLOCHA
EB0000072	Embalse de Margalef	MAR	26/06/2014	Tarragona	Montsant	COMUNIDAD AUTÓNOMA
EB0000073	Embalse de Ciurana	CIU	24/06/2014	Tarragona	Ciurana	C.H.E.
EB0000074	Embalse de Flix	FLI	23/07/2014	Tarragona	Ebro	ENDESA GENERACIÓN
EB0000076	Embalse de La Tranquera	TRA	15/09/2014	Zaragoza	Piedra	C.H.E.
EB0000078	Embalse de Caspe	CAS	17/09/2014	Zaragoza	Guadalope	C.H.E.
EB0000079	Embalse de Guiamets	GUI	14/07/2014	Tarragona	Asmat	C.H.E.
EB0000080	Embalse de Cueva Foradada	CUE	02/07/2014	Teruel	Martín	C.H.E.
EB0000082	Embalse de Calanda	CAL	17/09/2014	Teruel	Guadalope	C.H.E.
EB0000823	Embalse de Maidevera	MAE	16/07/2014	Zaragoza	Aranda	C.H.E.

CÓDIGO MAS	NOMBRE DEL EMBALSE	CODIGO	FECHA MUESTREO	PROVINCIA	RIO	PROPIETARIO / OBSERVACIONES
EB0000912	Embalse de Pena	PEN	15/07/2014	Teruel	Pena	C.H.E.
EB0000913	Embalse de Gallipuéen	GAL	01/07/2014	Teruel	Guadalopillo	C.H.E.
EB0000949	Embalse de Ribarroja	RIB	16/09/2014	Tarragona	Ebro	ENDESA GENERACIÓN
EB0001049	Embalse de Balaguer	BAL	12/08/2014	Lleida	Segre	ENDESA / NO ACCESO
EB0001680	Embalse de La Loteta	LOT	06/08/2014	Zaragoza	Arroyo Carrizal	C.H.E.
EB0001681	Embalse de Monteagudo de las Vicarías	MON	08/07/2014	Soria	Nájima	C.H.E.

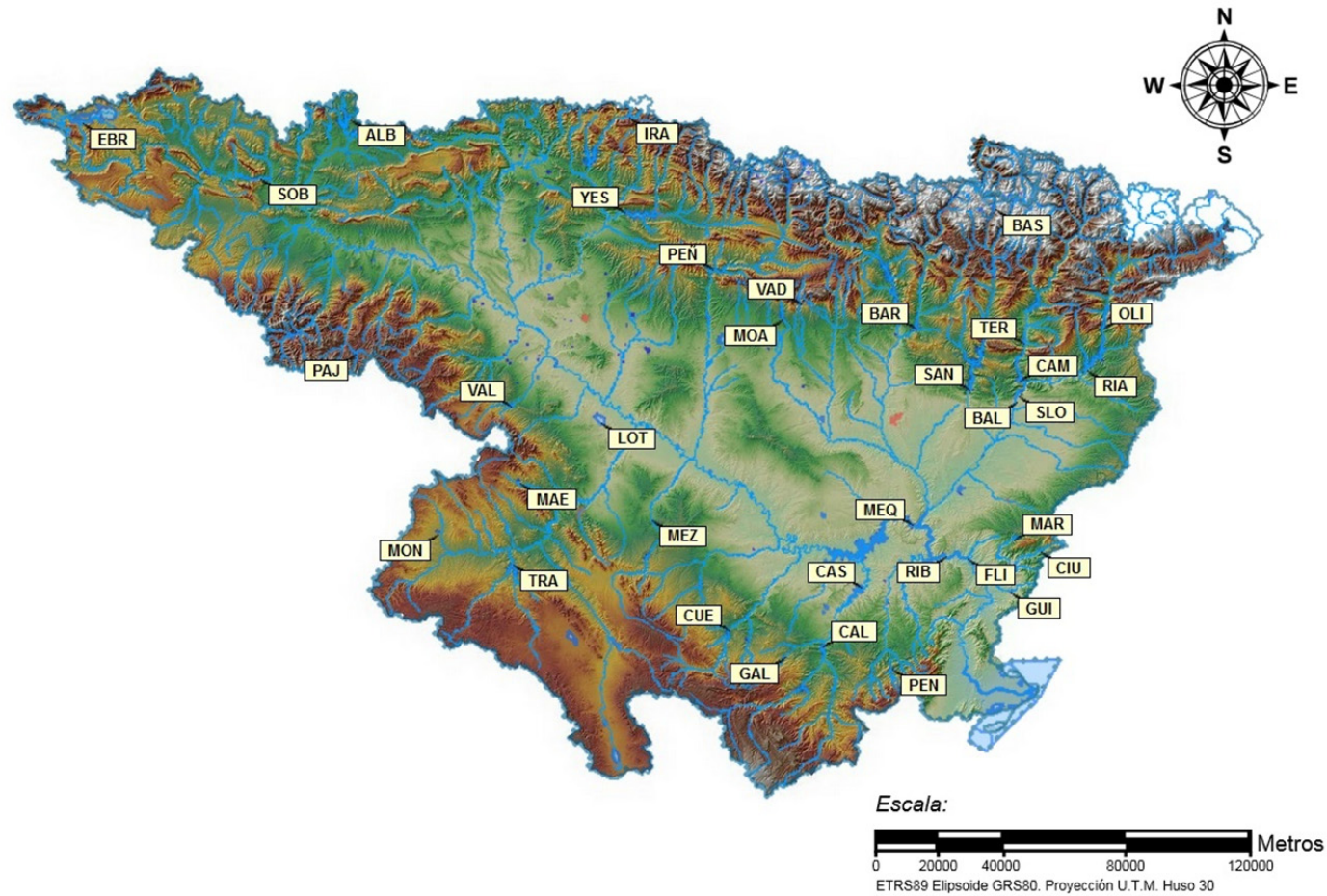


Figura 1. Localización geográfica de los embalses muestreados en 2014. Códigos según la Tabla 1.

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 a 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 físico-químicas:

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, 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 (DS, de Disco de Secchi) 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 de la muestra integrada la correspondiente a la columna de 6 m.

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}).

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 0.45 μ 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 los fijos, que permanecen tras la calcinación.

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 ión 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 **nitrato (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 nitrato. En los sistemas de clima templado, las concentraciones de nitrato 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 ión 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 dos embalses de los estudiados.

Otro parámetro 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.

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 utilizan tres parámetros como estimadores de la biomasa algal en los índices al uso: densidad celular (nº células/mL), biovolumen algal (mm^3/mL) y concentración de clorofila *a* ($\mu\text{g}/\text{L}$) en la zona fótica.

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.

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 lenítico, 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 fueran incluidas en la DMA, aunque como dicha Directiva no impide la inclusión de otras variables, una métrica del zooplancton se ha incluido 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.

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, excepto en el embalse de Balaguer, donde por inaccesibilidad no permitía la navegación. 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 MAGRAMA, 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 tipo “Zodiac” 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 distinto, 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 como 2,5 veces el disco de Secchi o experimentalmente mediante el medidor de PAR). La obtención de la muestra integrada se llevó a cabo mediante un tubo 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, una muestra epilimnética, y otras

intermedias, en la zona del máximo profundo de oxígeno, de turbidez, de clorofila o de zooplancton, 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 microfibras 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 °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 °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 de 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 1 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 $20\text{ }\mu\text{m}$, 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 *Nyral* de $30\text{ }\mu\text{m}$ 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 de 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. Es esta zona la 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 $45\text{ }\mu\text{m}$ 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 (Ros *et al*, 1979). 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 & Parson, 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 fenoftaleina 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 & Parson, 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 (Kluwer ed.) en el cual, en un medio alcalino y en presencia de nitroprusiato de sodio como catalizador de la reacción, el ión 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	4500-NO ₃ E / APHA 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 1) 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 1). 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.

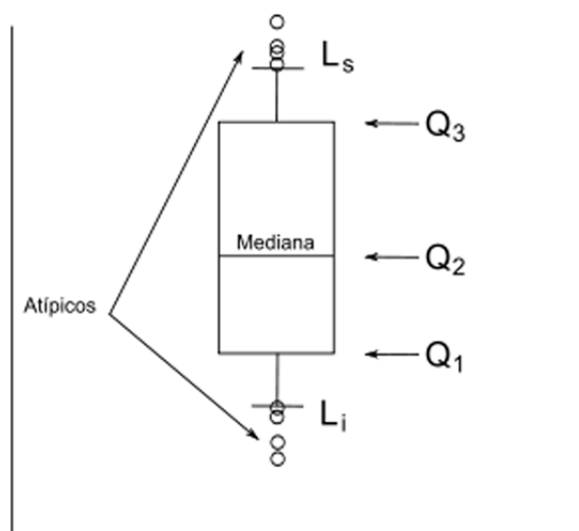
Estimas de biomasa: se utilizó el método del peso seco de los crustáceos zooplanctónicos, que consiste en convertir estimas de longitud en biomasa usando regresiones longitud-peso.

Para los rotíferos, se combinan fórmulas 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 un Sistema de Información Geográfica (SIG), para generar los mapas de resultados sobre el terreno, presentando parte de ellos sobre 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 (L_i y L_s), estimados a partir del Rango intercuartílico (RIC) según la fórmula: $RIC = Q_3 - Q_1$

$$L_i = Q_1 - 1,5 \cdot RIC \quad \text{y} \quad L_s = Q_3 + 1,5 \cdot RIC$$

Por encima y debajo de L_i y L_s 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, excepto el embalse de La Loteta que todavía no ha sido clasificado. 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	T ^a MEDIA ANUAL	ALTITUD	TIPO
MONOMÍCTICOS	SILÍCEOS Alcalinidad estimada < 1 meq/L	ZONA HÚMEDA IH > 0,75	CABECERA Y TRAMOS ALTOS. Área < 1000 km ²	T ^a < 15 °C		1
				T ^a > 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 > 20.000 km ²			6
	CALCÁREOS Alcalinidad estimada > 1 meq/L	ZONA HÚMEDA IH > 0,75	CABECERA Y TRAMOS ALTOS. Área < 1000 km ²	T ^a < 15 °C		7
				T ^a > 15 °C		8
			RED PRINCIPAL. Área > 1000 km ²			9
		ZONA NO HÚMEDA IH < 0,75	CABECERA Y TRAMOS ALTOS. Área < 1000 km ²			10
			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 2014 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	Pajares
	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	Albiña, Ebro, Irabia, Maidevera, Montearagón, Monteagudo de las Vicarias, Vadiello y El Val
			Red principal (área de cuenca > 1000 km ²)		9	Oliana, La Peña, Sobrón, Terradets y Yesa
		Zona No Húmeda (IH < 0,74)	Cabecera y tramos altos (área de cuenca < 1000 km ²)		10	Ciurana, Cueva Foradada, Gallipuéñ, Guiamets, La Loteta, Margalef, Mezalocha y Pena
			Red principal (área de cuenca > 1000 y < 25000 km ²)		11	Balaguer, Barasona, Calanda, Camarasa, Rialb, Santa Ana, San Lorenzo y La Tranquera
	Tramos bajos de los ejes principales. (Área de Cuenca > 25000 km ²)		12	Caspe, Flix, Mequinenza y Ribarroja		
DIMÍCTICOS		IH > 2		>1400 m en Pirineos >1500 en Cordillera Cantábrica >1600 en Sistema Central	13	Baserca

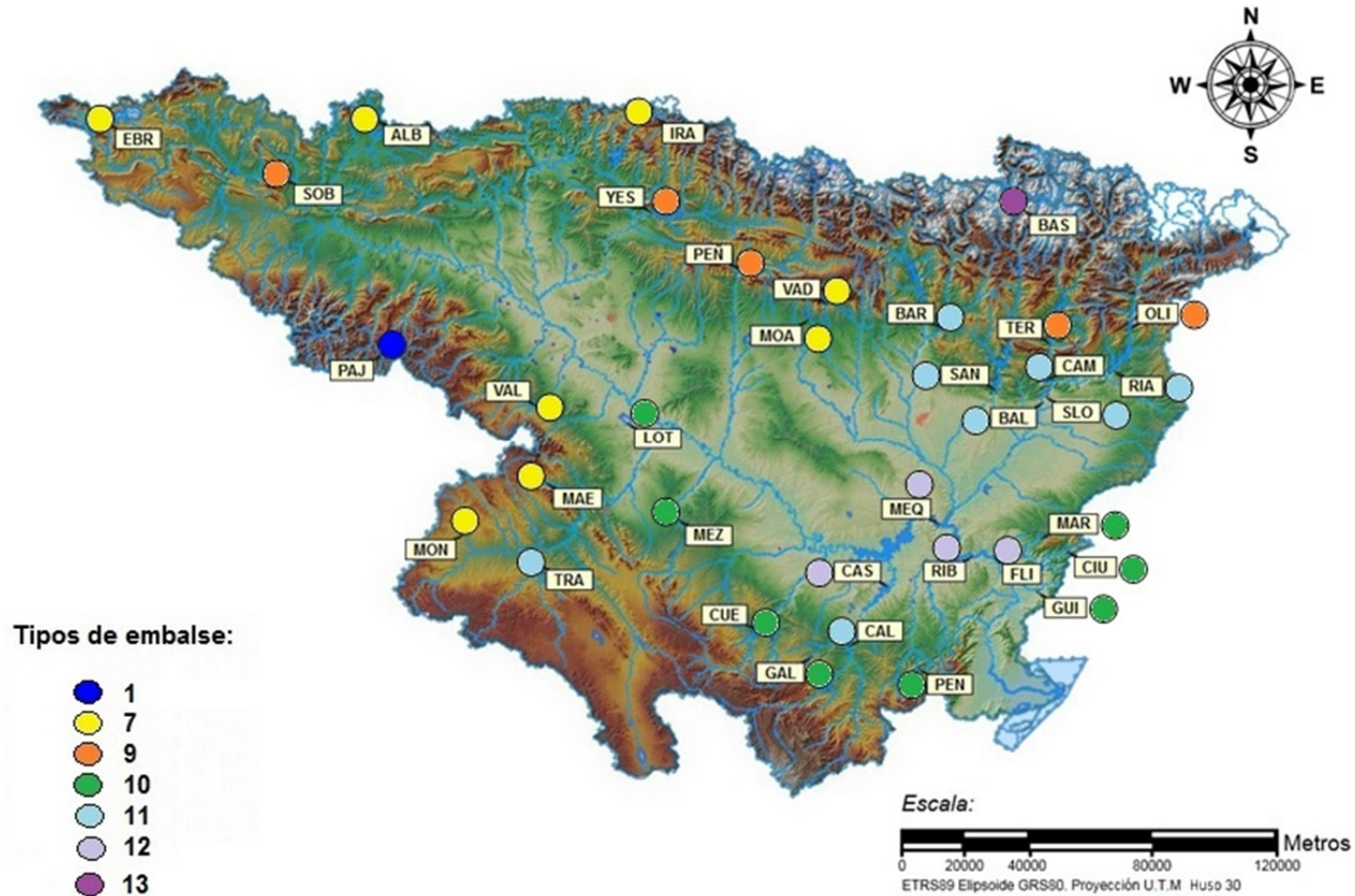


Figura 2. Localización geográfica de los embalses estudiados en 2014 indicando su tipología.

De esta tabla se destacan los siguientes aspectos:

- Las 35 masas de agua estudiadas y denominadas como embalses, se han clasificado en 7 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, la 10 y la 11, seguidas de las categorías 9 y 12, el resto de tipologías, 1 y 13, solo están representadas por un único embalse. El número de embalses y porcentaje de cada tipo se muestran en la tabla 6:

Tabla 6. Representación de las distintas categorías.

Tipo 1	Tipo 7	Tipo 9	Tipo 10	Tipo 11	Tipo 12	Tipo 13
1	8	5	8	8	4	1
2,9 %	22,8 %	14,3 %	22,8 %	22,8 %	11,4 %	2,9 %

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 de los tipos 1 y 13 (cabeceras montañosas) al tipo 12 (embalses cerca de la desembocadura). De manera que la altitud parece ser una variable claramente decisiva en esta clasificación.

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, los embalses de La Loteta y Maidevera (todavía sin clasificar) se han colocado con los embalses del tipo 10 y tipo 7 respectivamente.

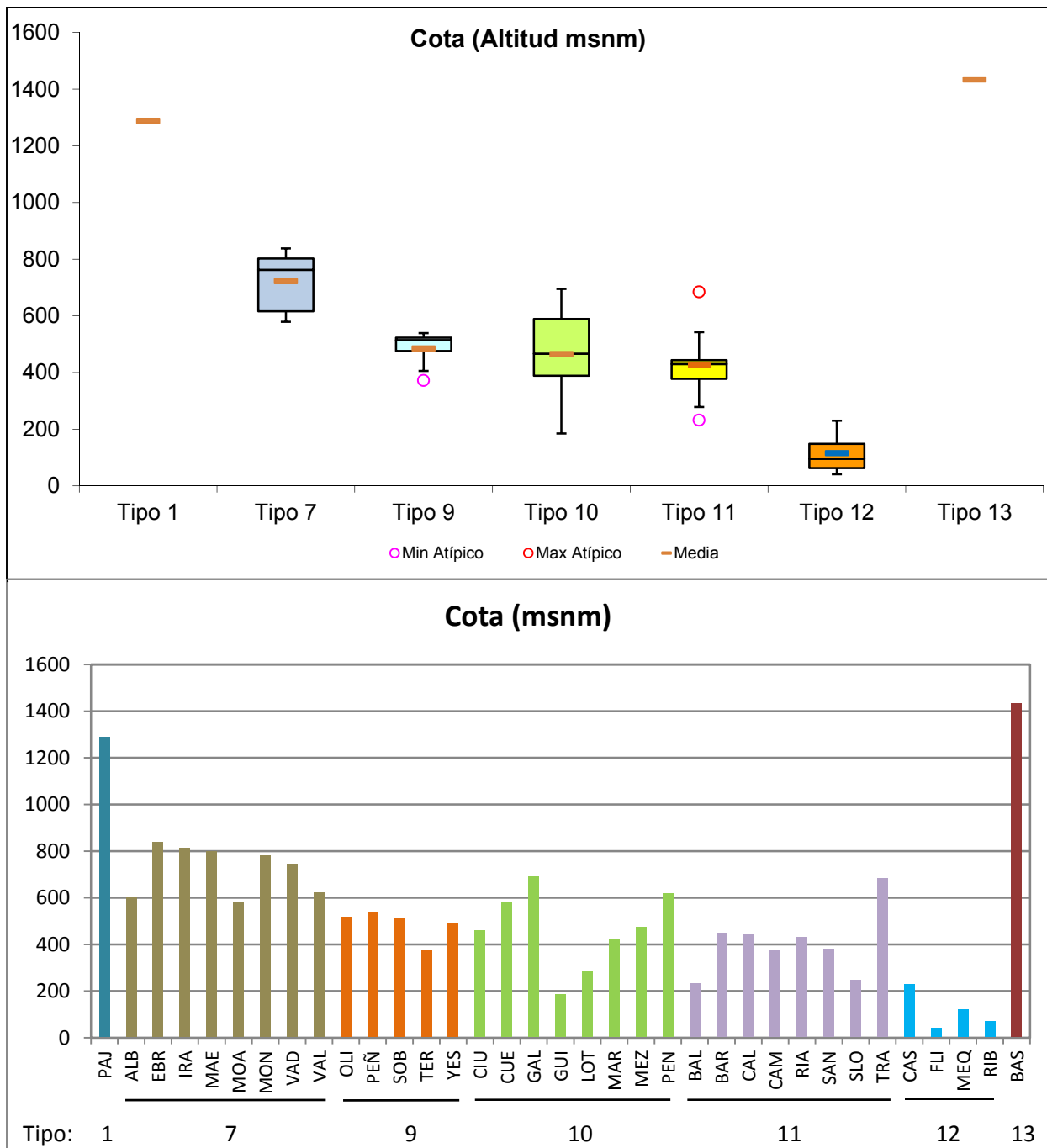


Figura 3. Altitud (metros sobre el nivel del mar) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Tipos: 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / 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 (35 en total) en el año 2014, 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:

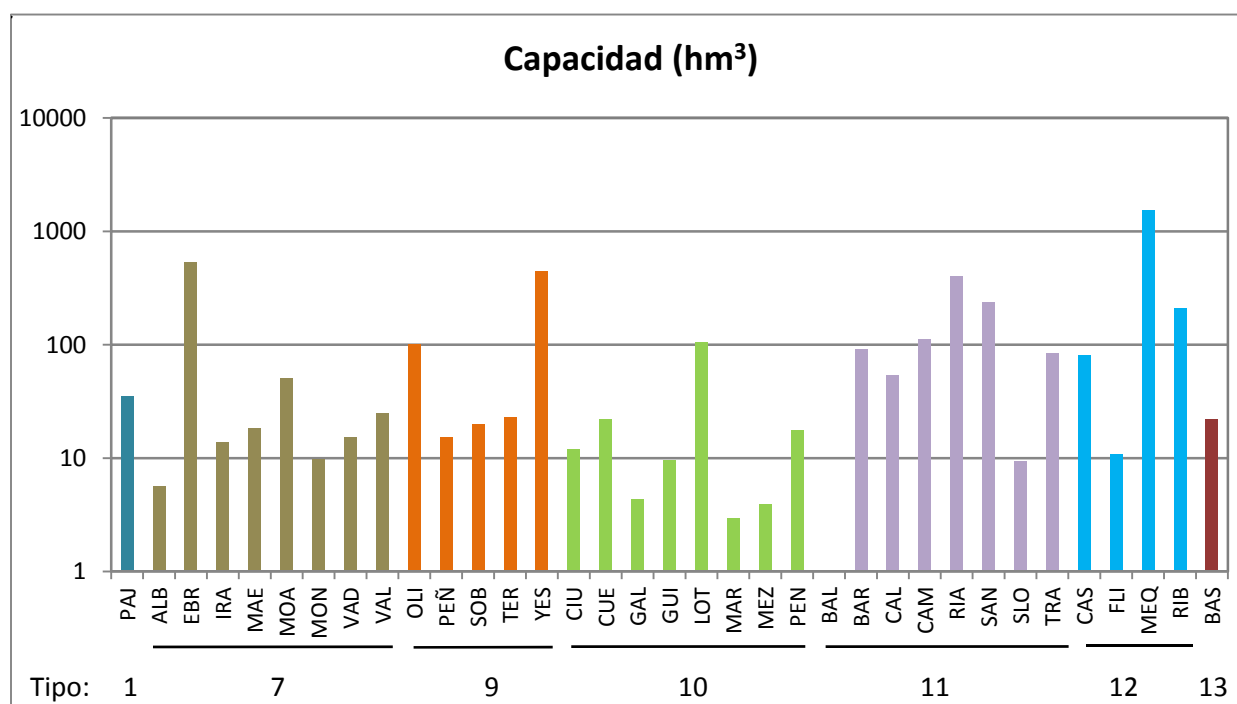


Figura 4. Distribución de la capacidad (hm³) de los embalses estudiados en 2014.

➤ Las masas de agua son de capacidad variable, con volúmenes inferiores a 10 Hm³ en un 22,9 % de los casos (figura 4). Un 34,3 % de embalses presentan volúmenes bajos, entre 10 y 30 Hm³, un 8,6 % presentan volúmenes intermedios, entre 30 y 70 Hm³; un 17,1 % presentan capacidades algo mayores entre 70 y 150 Hm³, un 5,7 % tiene un aforo entre 150 y 300 Hm³ y finalmente, un 11,4 % tienen capacidad de embalsar entre 300 y 1600 Hm³, siendo el mayor de toda la cuenca el embalse de Mequinenza, con 1534 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:

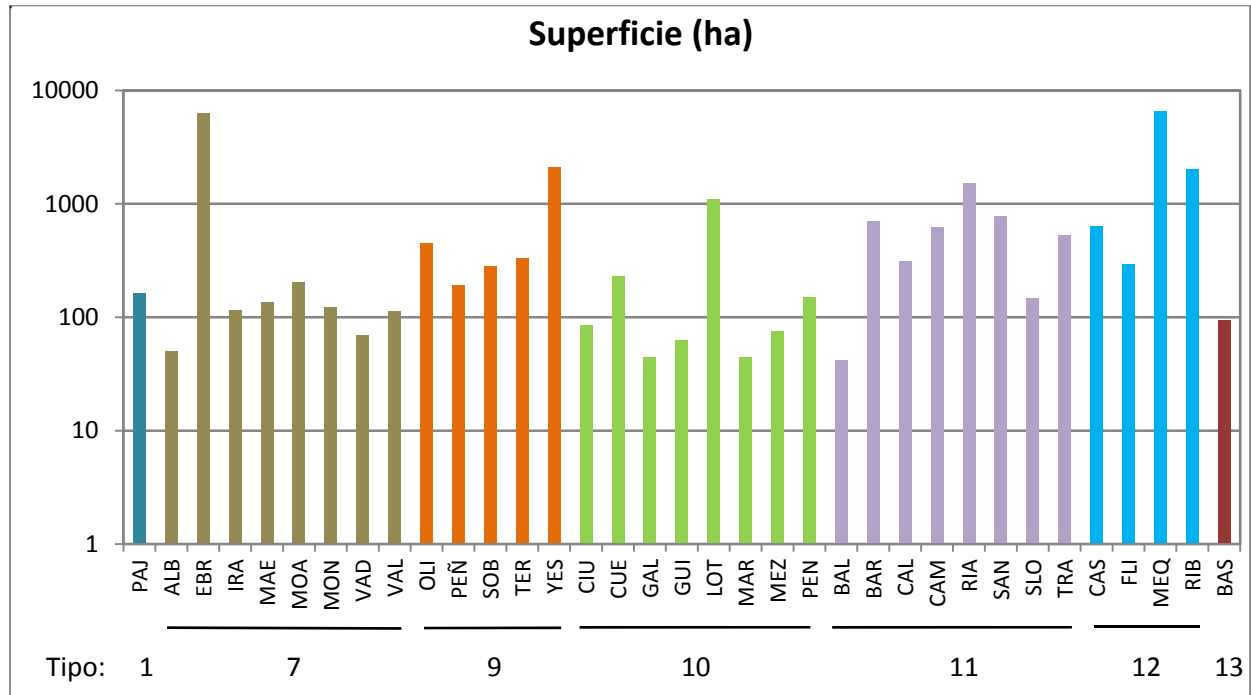


Figura 5. Superficie total (ha) de los embalses estudiados en 2014.

➤ Las masas de agua son de superficie muy variable, con un rango que oscila entre las 42 ha del embalse de Balaguer, hasta las 6478 ha del embalse de Mequinenza. 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 no superan las 500 ha (68,6% de los embalses).

C) Profundidad máxima

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

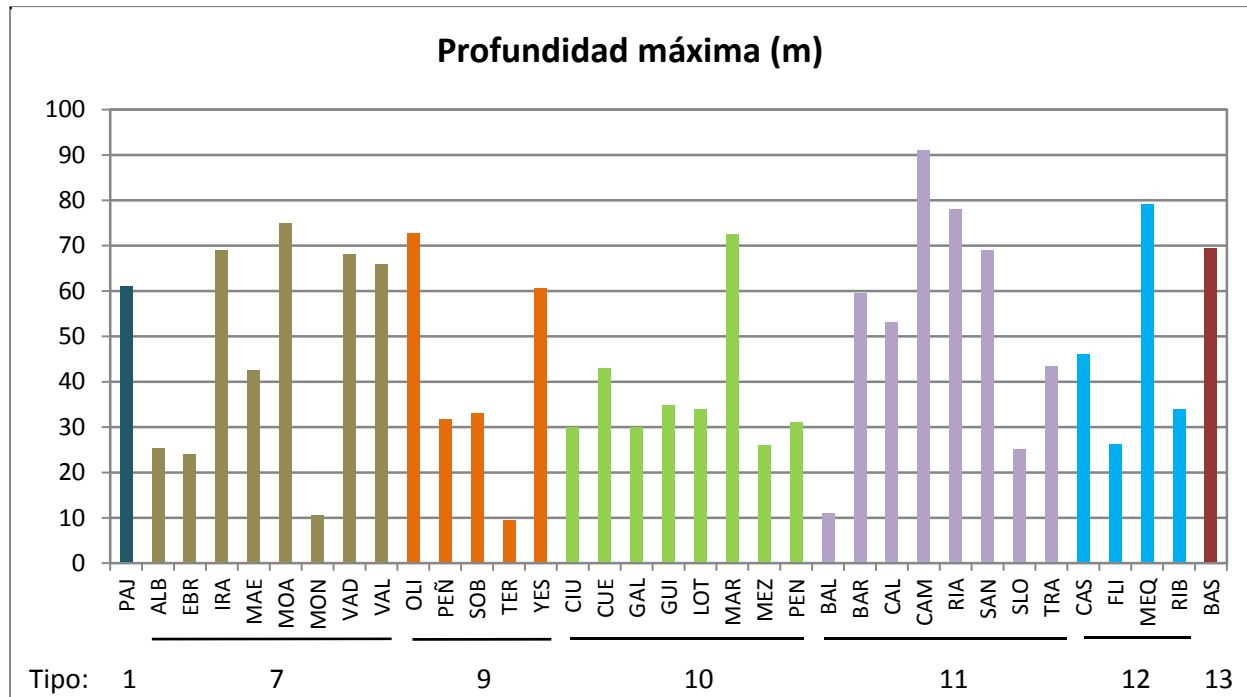


Figura 6. Profundidad máxima (m) de los embalses estudiados en 2014.

➤ Las masas de agua son de profundidad muy variable, con un rango de 9,5 a 91 m, valores registrados para los embalses de Terradets y Camarasa respectivamente. La distribución de esta variable en el conjunto de embalses estudiados se representa en la figura 6. Se pueden observar dos grupos, separados por la profundidad de 40 m.

D) Área de la cuenca

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

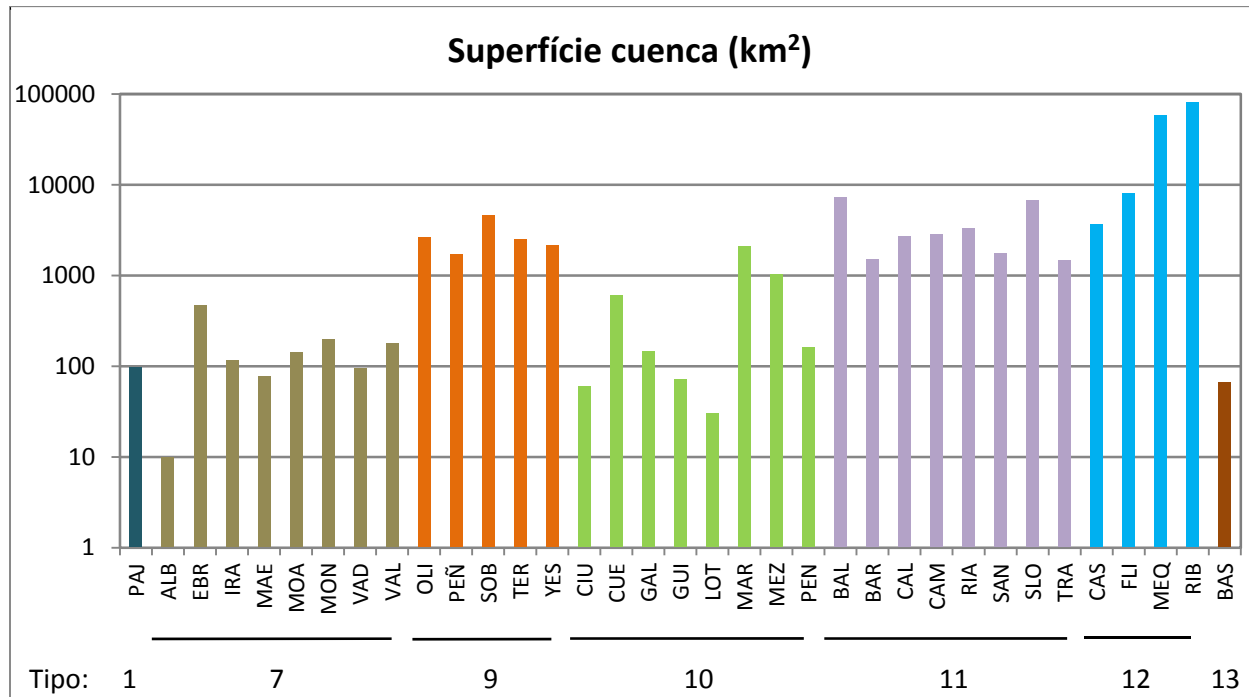


Figura 7. Extensión de la cuenca vertiente (km²) de los embalses estudiados en 2014.

➤ Los embalses estudiados durante 2014 reciben aportaciones desde cuencas vertientes con extensiones muy variables. El rango de áreas de cuenca va desde los 10 km² del embalse de Albiña, 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 solo dos embalses con más de 10.000 km². Alrededor de un 49 % tienen cuencas de más de 1.000 km², siendo ésta, por tanto, la clase predominante. Un 23 % de los embalses estudiados tienen un tamaño de cuenca entre los 100 y los 1.000 km², mismo porcentaje que hay 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 (ver figura 8) se han dado en embalses pequeños de cursos fluviales importantes, siendo los mínimos, inferiores a un mes, en Flix, Balaguer, San Lorenzo, Terradets y La Peña. La circulación del agua es observable a simple vista y se comportan prácticamente como un río. Otros embalses de mayor tamaño pero con un caudal importante en su aportación son Oliana, Ribarroja y Sobrón.

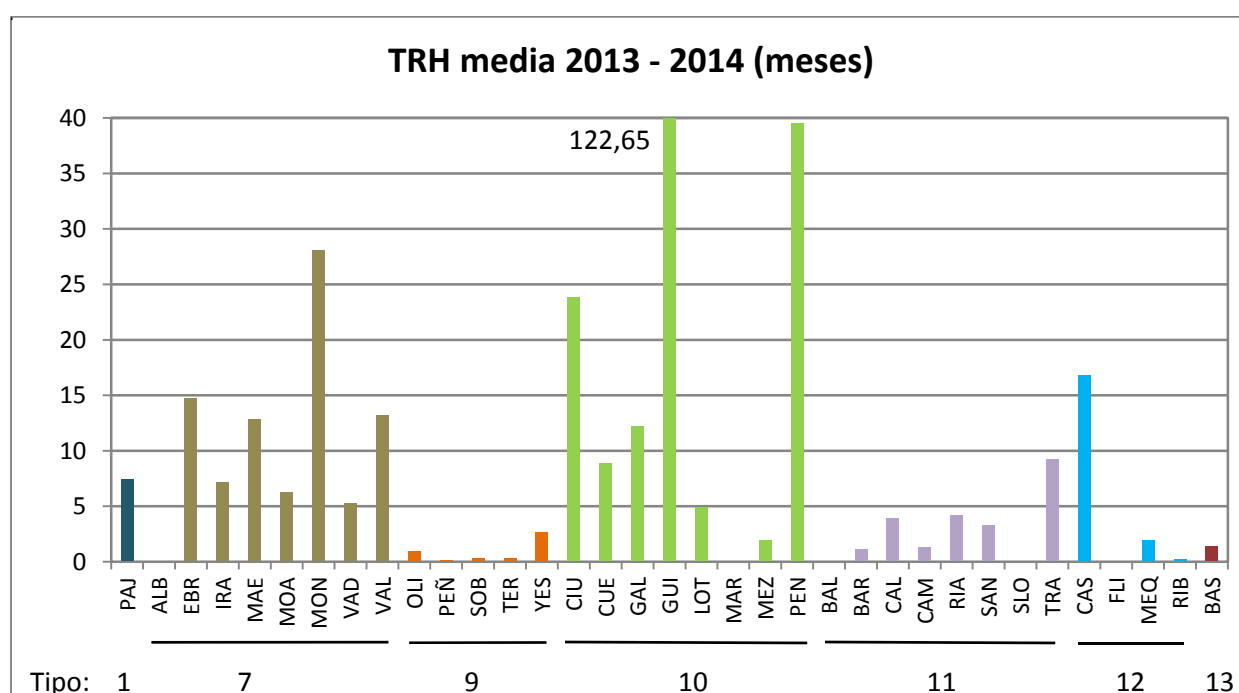


Figura 8. Tiempo de renovación de los embalses estudiados en 2014.

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 Pena (39,53 meses) y Guiamets, siempre el más elevado en todos los años que se ha estudiado (máximo absoluto con 122,65 meses para 2014).

F) Características del hidroperiodo

El hidroperiodo 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 y de alguna manera podrá influir 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.

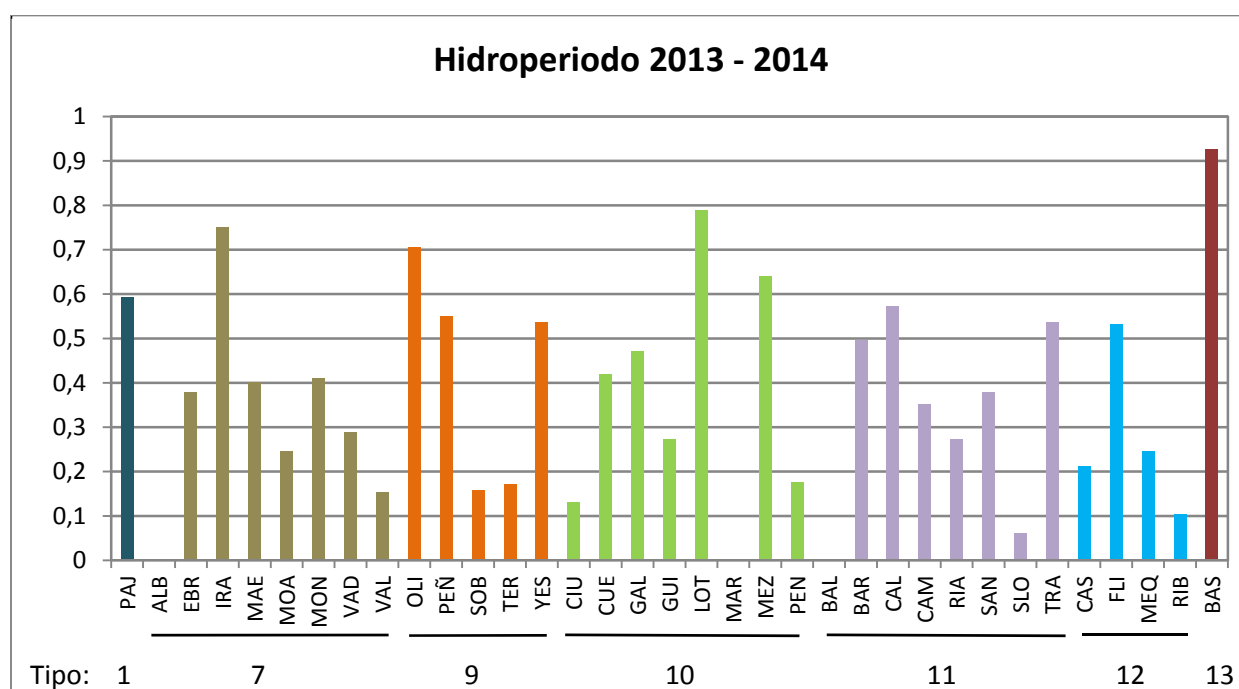


Figura 9. Hidroperiodo de los embalses estudiados en 2014.

El patrón estacional del nivel del agua es muy variable para seis embalses, con un hidroperiodo superior a 0,6. Destacar el embalse de Baserca con un hidroperiodo superior a 0,9. Solo tres embalses son cero porque no hay datos de la renovación de sus aguas: Albiña y Margalef (sin datos de entradas o salidas); y Balaguer, donde entra la misma agua que sale. Destacar la estabilidad de Ribarroja, San Lorenzo, Sobrón y Terradets a pesar de su bajo tiempo de renovación.

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 2013 - 2014 (meses)	Hidroperiodo
EB0000001	Embalse del Ebro	EBR	540	6253	24	8,6	466	14,78	0,380
EB0000004	Embalse de Irabia	IRA	13,81	114	69	17,5	116	7,180	0,752
EB0000005	Embalse de Albiña	ALB	5,67	50	25,43	12,5	10	-	-
EB0000022	Embalse de Sobrón	SOB	20,11	282	33	7,1	4660	0,30	0,158
EB0000034	Embalse de Baserca	BAS	22	93	69,5	23,8	67	1,37	0,927
EB0000037	Embalse de Yesa	YES	447	2089	60,7	22,5	2170	2,69	0,536
EB0000044	Embalse de La Peña	PEÑ	15,4	189	31,7	9,1	1721	0,15	0,550
EB0000051	Embalse de Vadiello	VAD	15,5	69	68	23,3	95	5,30	0,289
EB0000053	Embalse de Oliana	OLI	101,1	443	72,7	22,8	2675	0,91	0,706
EB0000054	Embalse de Montearagón	MOA	51,1	203	75	-	144	6,25	0,247
EB0000056	Embalse de Barasona	BAR	92,2	693	59,5	13,3	1511	1,15	0,497
EB0000059	Embalse de Terradets	TER	23	330	9,5	7	2511	0,33	0,171
EB0000063	Embalse de Rialb	RIA	402	1505	78	28	3320	4,15	0,273
EB0000064	Embalse de Pajares	PAJ	35,29	162	61	19	98	7,44	0,592
EB0000065	Embalse de Camarasa	CAM	113	624	91	18,1	2825	1,32	0,351
EB0000066	Embalse de Santa Ana	SAN	236,6	768	68,9	29,8	1758	3,24	0,379
EB0000067	Embalse de San Lorenzo	SLO	9,48	147	25	6,9	6845	0,07	0,061
EB0000068	Embalse de El Val	VAL	25	112	66	-	179	13,25	0,155
EB0000070	Embalse de Mequinenza	MEQ	1534	6478	79	10	57908	1,95	0,246
EB0000071	Embalse de Mezalocha	MEZ	3,92	75	26	10	1033	1,91	0,640
EB0000072	Embalse de Margalef	MAR	2,98	44	72,5	25,1	2078	-	-
EB0000073	Embalse de Ciurana	CIU	12	85	30	14,1	59,9	23,82	0,132
EB0000074	Embalse de Flix	FLI	11	290	26,3	-	8127	0,004	0,533
EB0000076	Embalse de La Tranquera	TRA	84,26	530	43,5	15,8	1470	9,27	0,536
EB0000078	Embalse de Caspe	CAS	81,62	638	46	12,7	3705	16,78	0,211
EB0000079	Embalse de Guiamets	GUI	9,7	62	34,9	16,1	72	122,65	0,274
EB0000080	Embalse de Cueva Foradada	CUE	22,08	229	43	12,7	600	8,89	0,420
EB0000082	Embalse de Calanda	CAL	54,32	312	53	17,4	2740	3,91	0,573
EB0000823	Embalse de Maidevera	MAE	18,33	134,46	42,5	16	77	12,87	0,401
EB0000912	Embalse de Pena	PEN	17,88	149	31	14,7	160	39,53	0,175
EB0000913	Embalse de Gallipué	GAL	4,36	44	30	11	147	12,18	0,472

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 2013 - 2014 (meses)	Hidroperiodo
EB0000949	Embalse de Ribarroja	RIB	210	2029	34	10,3	81045	0,22	0,105
EB0001049	Embalse de Balaguer	BAL	1	42	11	2,5	7200	0,03	-
EB0001680	Embalse de La Loteta	LOT	104,85	1086	34	10	30,71	4,91	0,788
EB0001681	Embalse de Monteagudo de las Vicarías	MON	9,73	123	10,5	5	199	28,04	0,410

*Fuente: Confederación Hidrográfica del Ebro / CEDEX.

*TRH: Tiempo de Residencia Hidráulica

*Datos no disponibles

4.2. Características físicoquímicas

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 y fichas individuales elaborados para cada uno de los embalses. Asimismo, en el anexo 1, se muestran las tablas de datos de cada uno de los embalses, ordenados por el código MAS y las gráficas individualizadas.

A tipo 1. Embalse de Pajares. *Monomítico, silíceo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15° C, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos.*

- La profundidad del Disco de Secchi (DS) muestra una medida de 7,40 m, lo que supone una profundidad de la capa fótica en torno a 18,5 metros, menor a la obtenida mediante medidor de PAR, de 23 metros.
- La temperatura media en la zona fótica es de 12,71 °C. En el momento del muestreo el embalse no presenta termoclina.
- El pH en este embalse de tipo 1 desciende con la profundidad; encontrándose el valor máximo en superficie, 7,98.
- La conductividad registrada es muy baja, se observa un descenso de la conductividad hasta los 10 m de profundidad, a partir desde donde se observan ciertas tendencias ascendentes con la profundidad. La conductividad oscila entre un mínimo de 32 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en profundidad y un máximo de 33 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en superficie. La geología silíceo es la responsable de la débil mineralización de este embalse.

B Tipo 7. Embalses de Albiña, Ebro, Escales, Irabia, Maidevera, Montearagón, Monteagudo de las Vicarías, Vadiello y El Val. *Monomítico, calcáreo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15 °C, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos.*

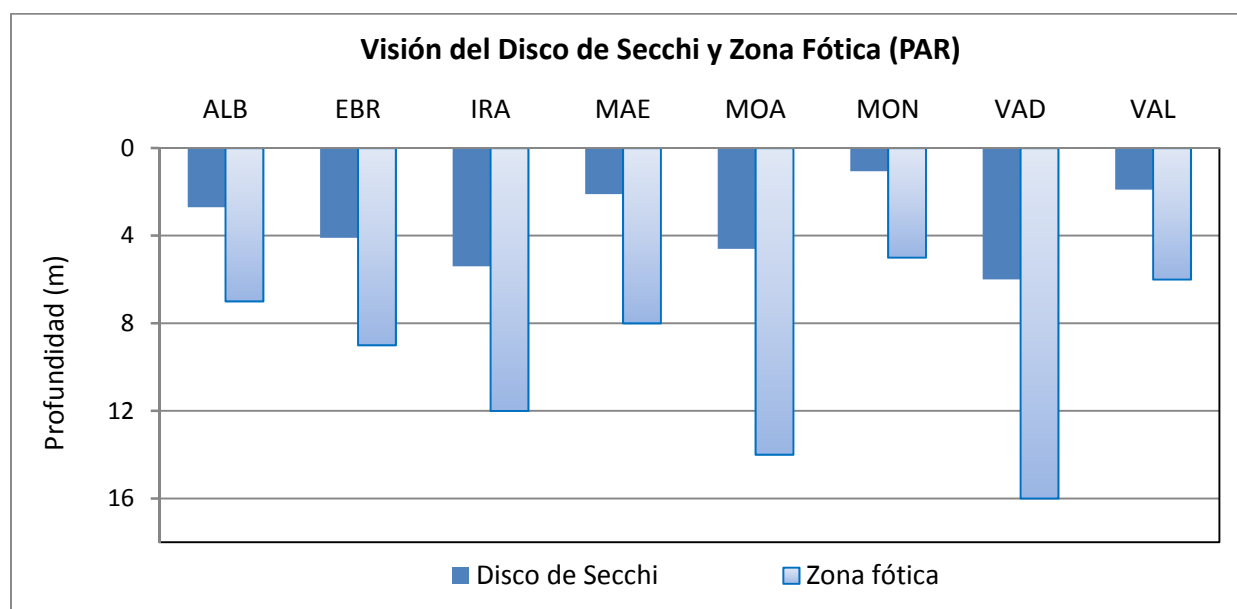


Figura 10. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fótica medida por PAR en los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 7.

➤ **La transparencia del agua** medida con el disco de Secchi (figura 10) varía entre los 1,06 m en el embalse de Monteagudo de las Vicarías y los 6,0 m en Vadiello. La media obtenida para este tipo de embalses (3,48 m) es prácticamente igual al valor medio del total de embalses (3,24 m). Por otro lado, la zona fótica, en adelante ZF, medida fotoeléctricamente mediante medidor de PAR (figura 10) muestra unos valores relacionados con la transparencia 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 Monteagudo de las Vicarías la ZF alcanza los 5 m de profundidad, en lugar de 2,7 m, siendo el embalse con menor ZF.

➤ Los valores de **la temperatura** media en la ZF de los embalses del tipo 7 es de 20,36 °C, con un mínimo de 18,05 en Irabia y un máximo de 21,99 °C en Montearagón. En el momento del muestreo no presentan estratificación térmica 3 de los 8 embalses: Ebro, Irabia y Monteagudo de las Vicarías.

➤ En general, **los valores de pH** de este grupo en la ZF son algo alcalinos, con una media de 8,22. Se alcanza un máximo de 8,80 en el embalse de El Val. El pH en superficie toma un valor medio de 8,35 y disminuye en profundidad en todos los embalses, siguiendo generalmente el perfil de descenso del oxígeno y dominio de la respiración frente a la fotosíntesis.

➤ Asimismo, los datos de **la conductividad** media en la ZF (figura 11) varían de los 95 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el embalse de Albiña, a los 805 $\mu\text{S}/\text{cm}$ del embalse de Monteagudo de las Vicarías, valor máximo de este tipo que registra un valor medio de 335 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

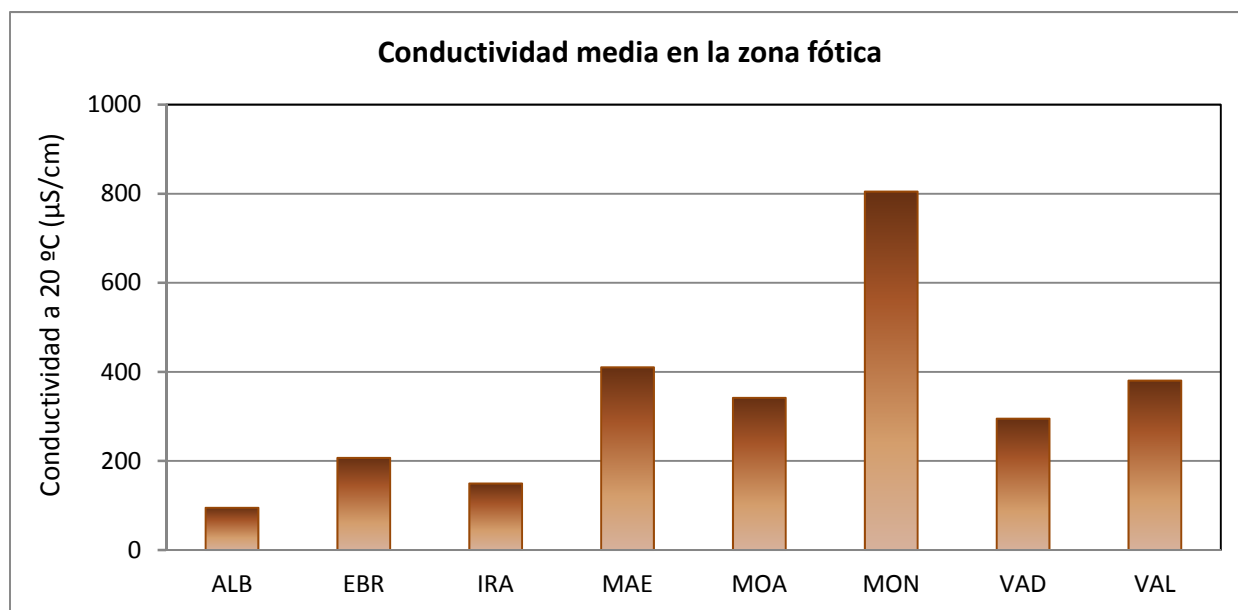


Figura 11. Conductividad media de la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 7.

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

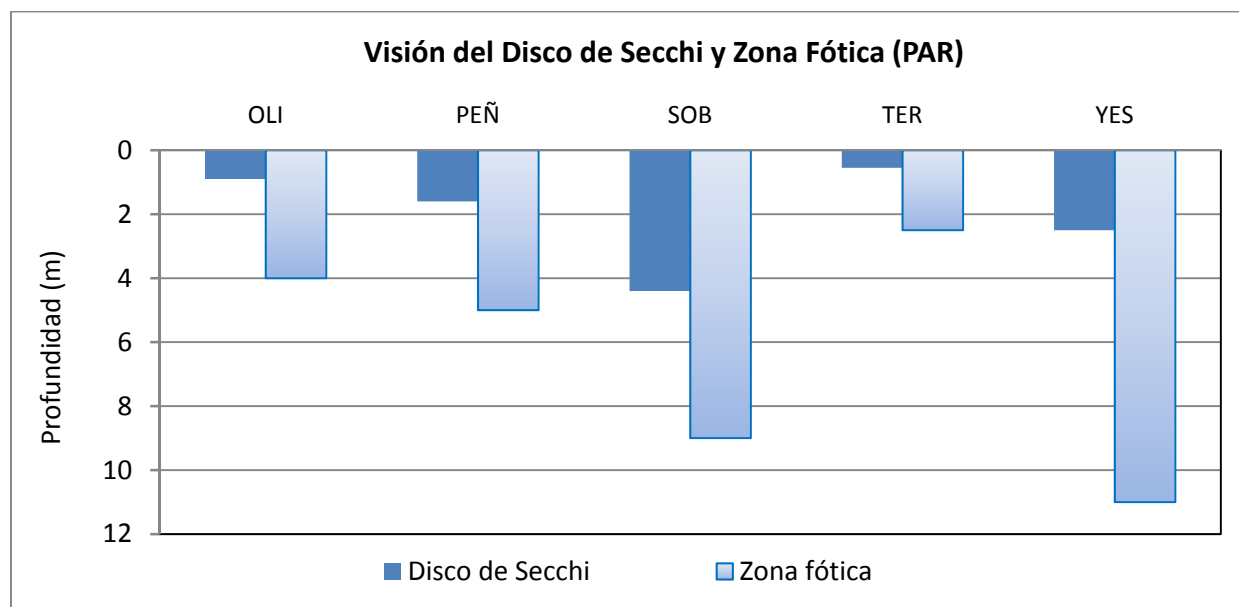


Figura 12. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 9.

➤ **La transparencia media del agua** de los embalses de tipo 9 es la más baja de todos los tipos, siendo su media de 1,99 m. El embalse de Terradets presenta la menor transparencia en el grupo con 0,55 m y el valor mínimo absoluto del ESTUDIO. Destacar que en el embalse de Yesa, aunque la visión del disco de Secchi sea de tan solo 2,5 metros, la zona fóptica determinada con el medidor fotoeléctrico fue de 11,0 m.

➤ **La temperatura** media en la ZF de los embalses de tipo 9 es de 20,99 °C. Las temperaturas mínima y máxima se han medido en Terradets y Yesa respectivamente (19,11 y 21,63 °C). En cuanto a la estratificación térmica, en el momento de los muestreos solo los embalses de Sobrón y Yesa mostraban una termoclina definida.

➤ **El pH** es en todos ligeramente alcalino, con un valor promedio de 8,28, y con una variación muy pequeña entre embalses.

➤ **La conductividad** registrada en este tipo presenta un valor medio de 232 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con poca dispersión de valores, entre los 165 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de Terradets y los 284 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de Sobrón.

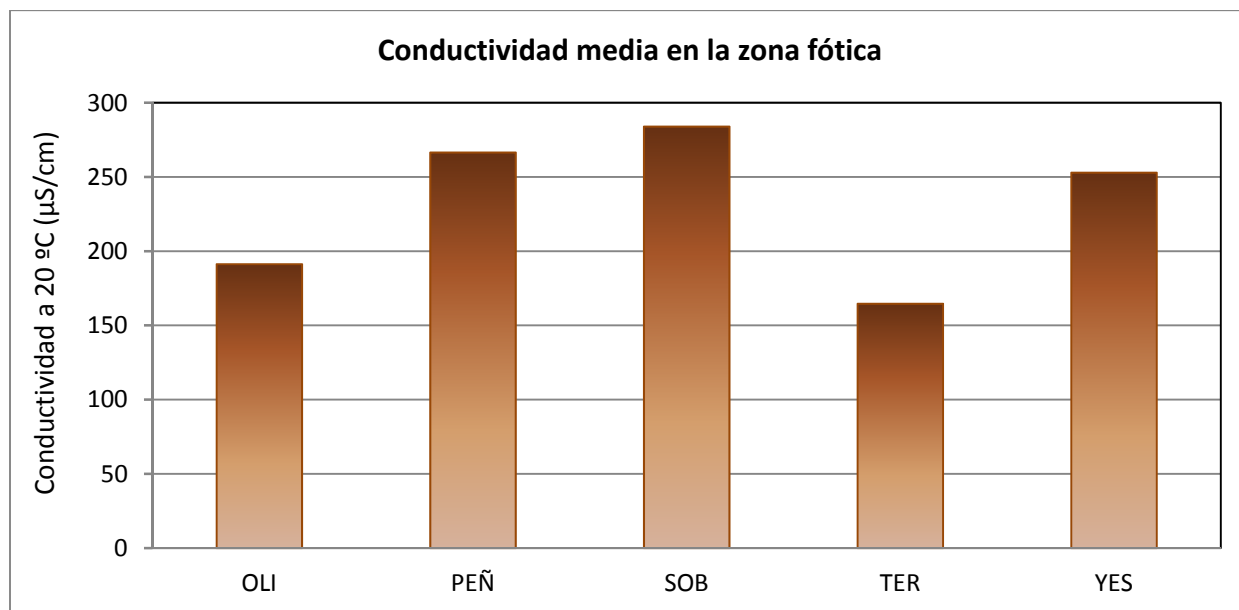


Figura 13. Conductividad media de la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 9.

D Tipo 10. Embalses de Ciurana, Cueva Foradada, Gallipuéen, Guiamets, La Loteta, Margalef, Mezalocha y Pena. *Monomíctico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos.*

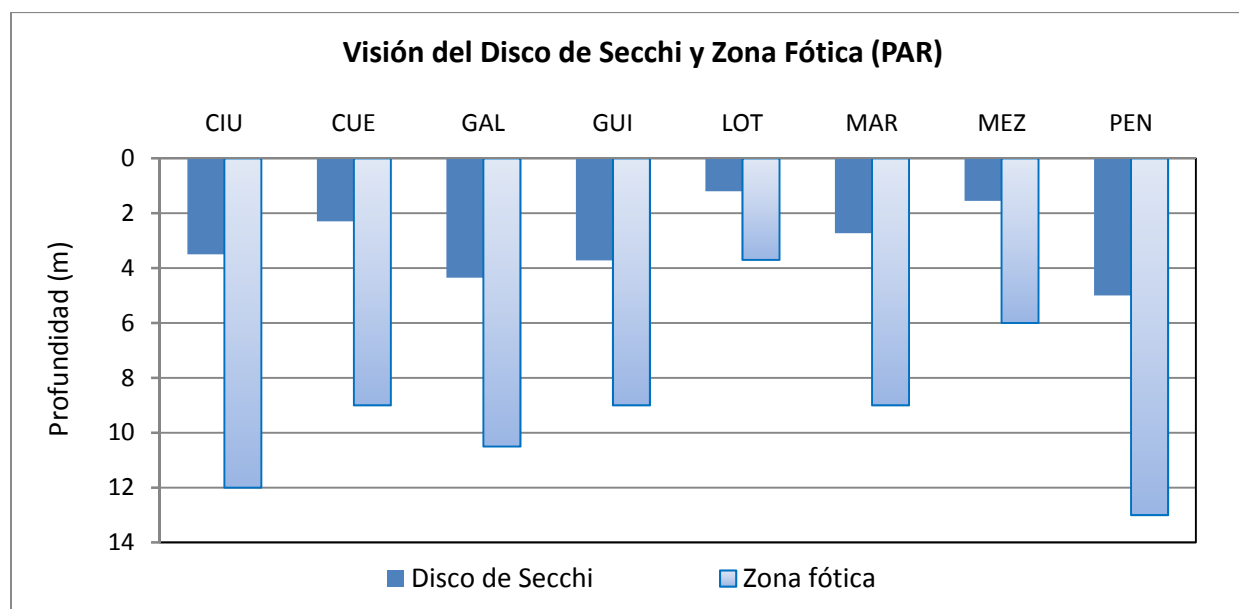


Figura 14. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fótica medida por PAR en los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 10.

➤ **La transparencia del agua** es muy variable. Toma el valor máximo para este tipo de embalses en el de Pena con 5,00 m, seguido de Gallipuéen (4,35 m). El valor mínimo se ha obtenido en el embalse de La Loteta, 1,20 m. El valor medio se sitúa en 3,04 m. La ZF medida con luxómetro suele ser en general mayor que el valor dado por el Disco de Secchi.

➤ **La temperatura** media en la ZF de los embalses del tipo 10 presenta una media de 20,68 °C y que oscila desde los 18,51 °C de Pena hasta los 22,72 °C de Guiamets. Los embalses que no se encuentran estratificados son Gallipuéen, La Loteta y Mezalocha.

➤ **El pH** de los embalses de tipo 10 es, en general, alcalino. Se observa aquí también la tendencia general de un descenso del pH con la profundidad. Los valores medios obtenidos para la ZF oscilan entre los 8,02 de Cueva Foradada y los 8,36 de Guiamets, con un valor medio de 8,19 para este tipo.

➤ **La conductividad** registrada en los embalses de este tipo presenta un valor medio de 605 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El valor más bajo corresponde a Pena, con 311 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mientras que el valor máximo se ha medido en el embalse de La Loteta con 1261 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

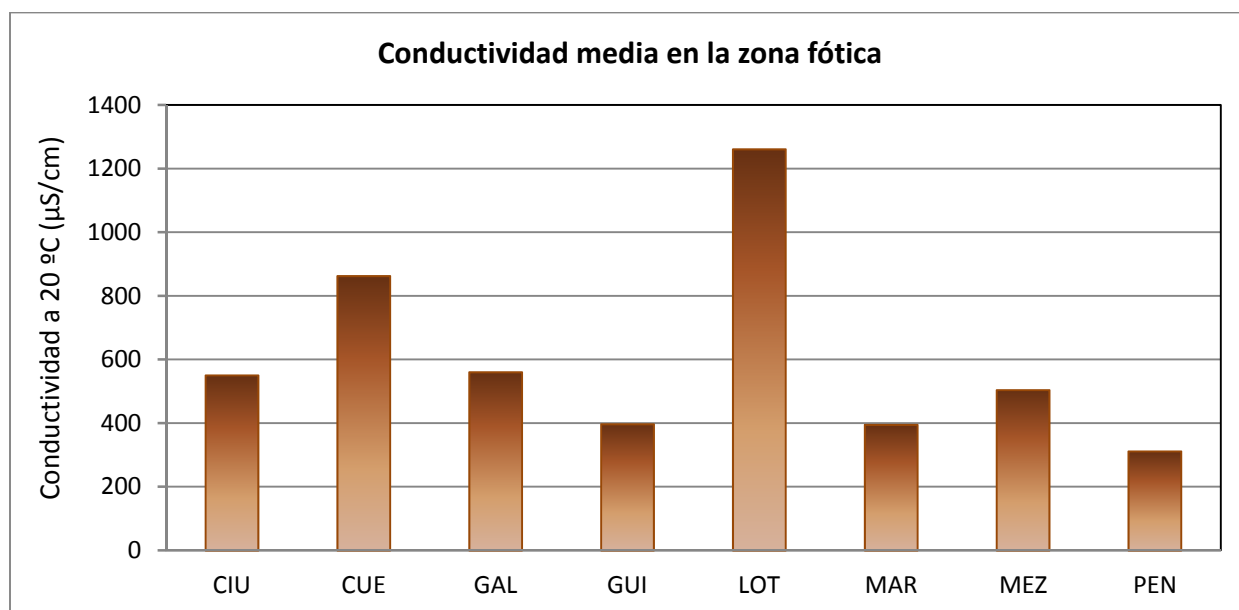


Figura 15. Conductividad media de la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 10.

E Tipo 11. Embalses de Canelles, El Grado, Rialb, Santolea, Talarn y La Tranquera.
Monomítico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal.

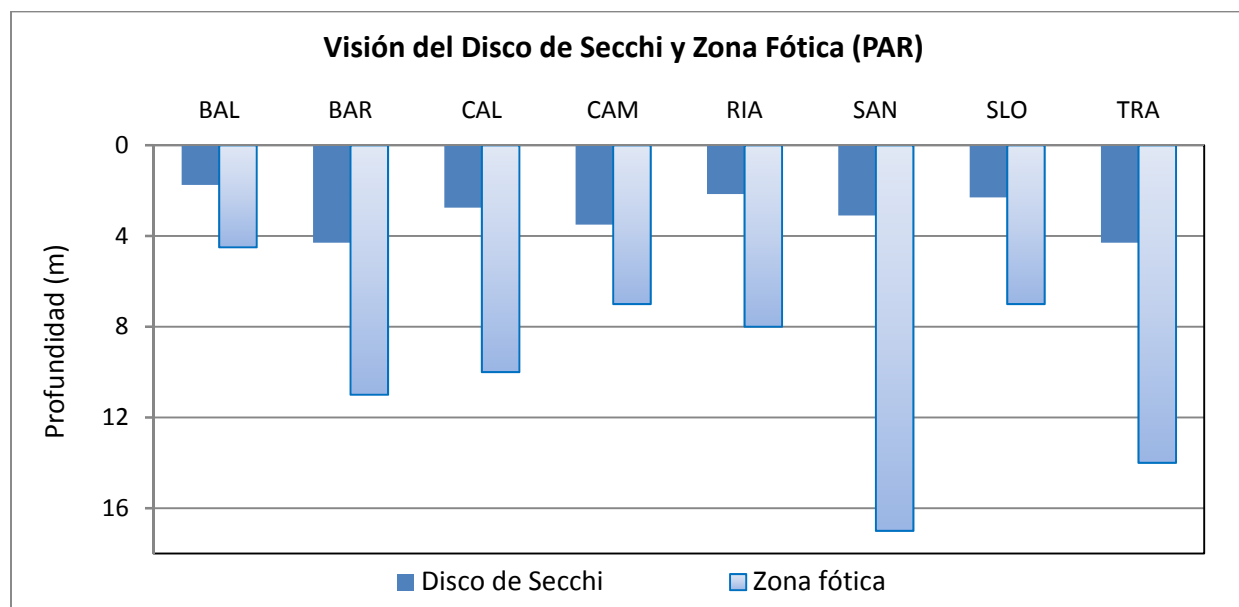


Figura 16. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fótica medida por PAR en los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 11.

➤ En los embalses del tipo 11, **la transparencia (DS)** alcanza un valor medio de 3,02 m, un poco menor a la media general de los embalses. Los valores más elevados de la ZF estimada por el medidor de PAR, con valores superiores a 12 m se encuentran en los embalses de Santa Ana y La Tranquera, aunque con diferente profundidad de visión del DS. Ya que para Santa Ana, la profundidad de la ZF es bastante mayor que la indicada por el Disco de Secchi.

➤ **La temperatura** en la ZF de los embalses de tipo 11 presenta una media de 20,59 °C. La temperatura máxima para la media de la ZF fue medida en el embalse de Calanda, con 23,35 °C y la mínima en el embalse de Santa Ana, con 12,95 °C. Destacar que esta es la temperatura más baja del ESTUDIO si exceptuamos el embalse de Baserca, situado a más de 1.400 m de altitud. Ningún embalse de este tipo se encontraba estratificado en el momento de muestreo.

➤ Asimismo, **los valores de pH** registrados en la ZF presentan una media de 8,32, la más alta de todos los tipos. Se ha observado el valor mínimo en La Tranquera, con un pH de 8,06, y el valor máximo de 8,64 se encuentra en Camarasa. Todos los embalses presentaron tendencias descendentes con la profundidad.

➤ **Los valores de conductividad** alcanzaron sus niveles más altos en los embalses de Calanda y La Tranquera, con valores medios en la capa fótica de 581 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 651 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivamente. El máximo absoluto de 684 $\mu\text{S}/\text{cm}$ se registró en el fondo del embalse de La Tranquera. El valor más bajo se ha presentado en los embalses de Camarasa y San Lorenzo con 180 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

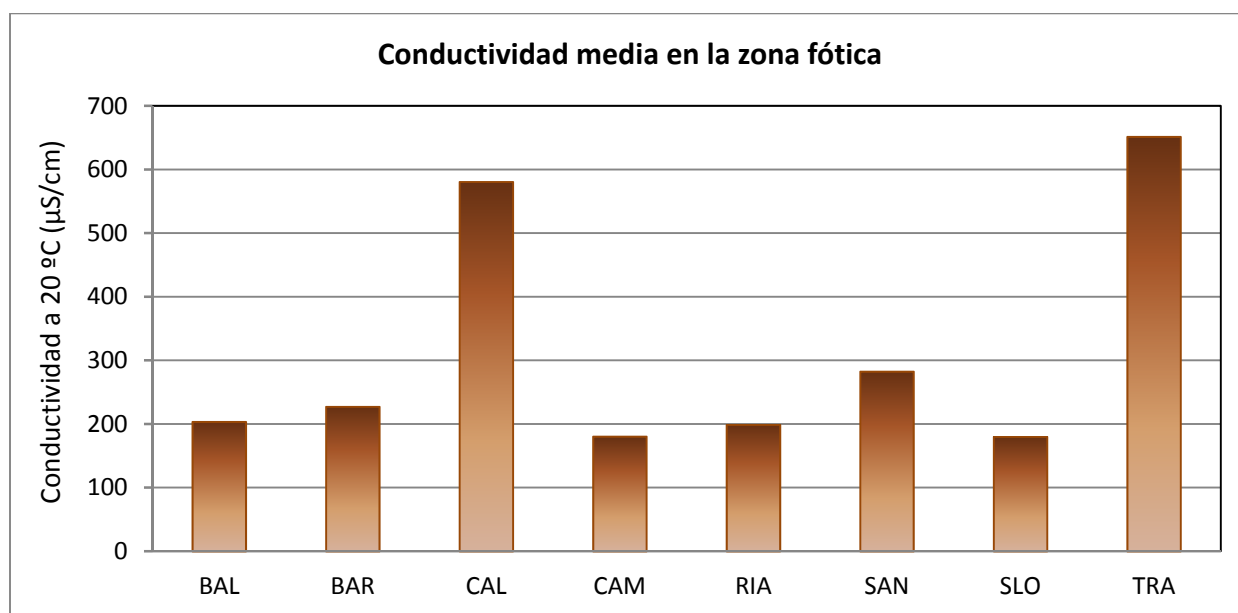


Figura 17. Conductividad media de la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 11.

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

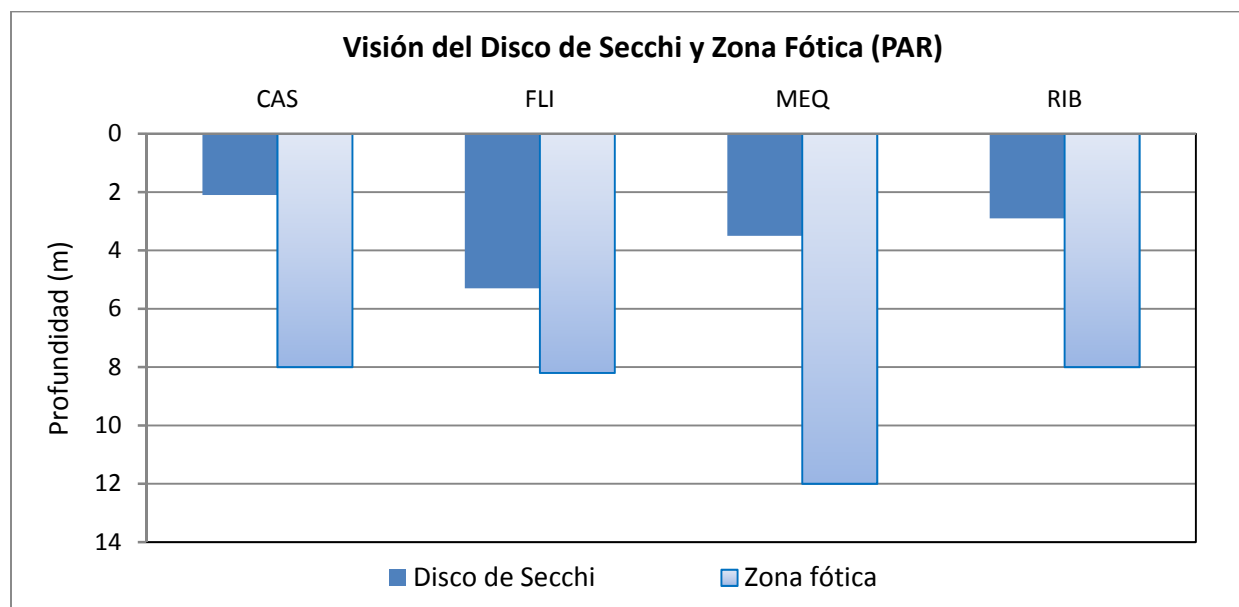


Figura 18. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 12.

➤ En los embalses del tipo 12, **la transparencia (DS)** alcanza un valor medio de 3,45 m, un poco menor a la media general de los embalses. El valor más elevado de la ZF estimada por el medidor de PAR, con un valor de 12 m es el embalse de Mequinenza. La ZF medida con luxómetro suele ser en general mayor que el valor dado por el Disco de Secchi.

➤ **La temperatura** en la ZF de los embalses de tipo 12 presenta una media de 24,25 °C, la media más alta de todos los tipos. La temperatura máxima para la media de la ZF fue medida en el embalse de Caspe, con 24,99 °C, la más alta de todo el ESTUDIO. La temperatura mínima se observó en el embalse de Flix, con 22,53 °C. Ningún embalse de este tipo se encontraba estratificado en el momento de muestreo.

➤ Asimismo, **los valores de pH** registrados en la ZF presentan una media de 8,16, la más baja de todos los tipos, exceptuando los de alta montaña. Se ha observado el valor mínimo en Flix, con un pH de 7,78, y el valor máximo de 8,44 se encuentra en Caspe. Todos los embalses presentaron tendencias descendentes con la profundidad.

➤ **Los valores de conductividad** alcanzaron sus niveles más altos en los embalses de Caspe y Mequinenza, con valores medios en la capa fóptica de 1265 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (valor más alto del ESTUDIO) y 1015 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivamente. El máximo absoluto de 1305 $\mu\text{S}/\text{cm}$ se registró en

el embalse de Caspe a 11,5 m de profundidad. El valor más bajo se ha presentado en el embalses de Flix con 938 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

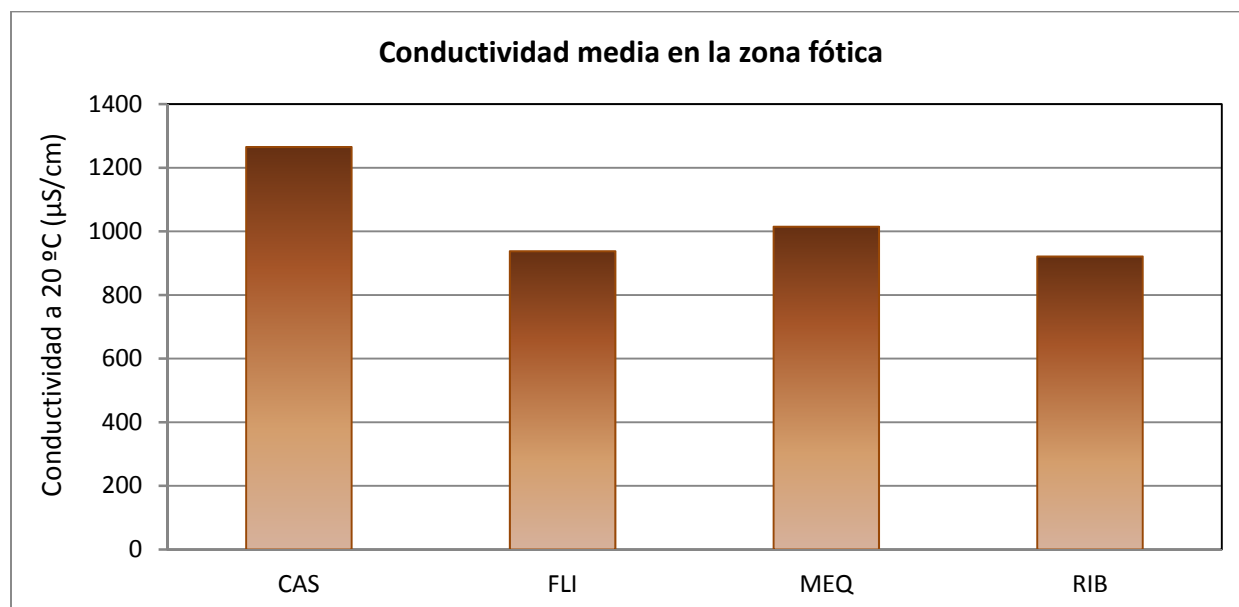


Figura 19. Conductividad media de la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 12.

G Tipo 13. Embalse de Baserca. *Dimíctico, calcáreo de zona muy húmeda a más de 1.400 m de altitud.*

- La profundidad del Disco de Secchi (DS) muestra una medida de 7,40 m, lo que supone una profundidad de la capa fótica en torno a 18,5 metros, menor a la obtenida mediante medidor de PAR, de 23 metros. Es el valor más elevado de transparencia del ESTUDIO.
- La temperatura media en la zona fótica es de 12,71 °C. En el momento del muestreo el embalse no presenta termoclina.
- El pH en los embalses de tipo 13 desciende con la profundidad; encontrándose el valor máximo en superficie con un valor de 7,82.
- La conductividad registrada es homogénea en todo el perfil, con un valor de 32 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Es el valor más bajo de conductividad del presente ESTUDIO.

Análisis global de resultados por tipos de embalses.

La transparencia del agua evaluada por el Disco de Secchi en los embalses de tipo 13 presentan los valores más elevados, seguidos del tipo 1, frente al tipo 9 que presenta los valores más bajos (figura 18).

El máximo absoluto correspondió a Baserca (tipo 13), con 7,40 m. El mínimo absoluto de transparencia (0,55 m) correspondió al embalse de Terradets, del tipo 9.

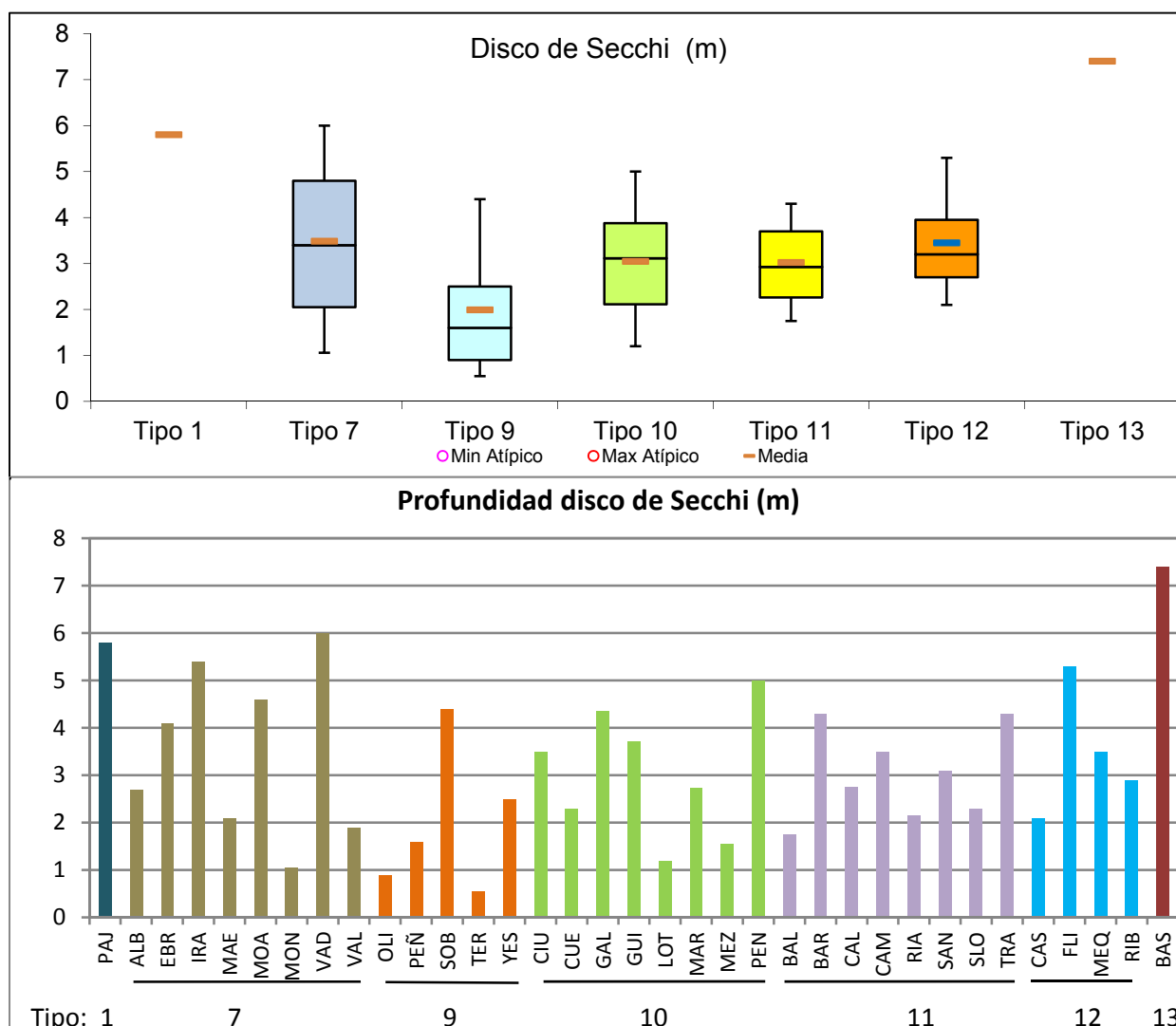


Figura 20. Transparencia (DS) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Tipos: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja; 13: húmedo / alta montaña. 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 que las temperaturas medias de los tipos aumentan progresivamente del tipo uno al tipo 12, y la mínima es el tipo 13, embalses de alta montaña. La diferencia entre la temperatura mínima del tipo 13 (12,71 °C) y la máxima del tipo 12 (24,25 °C), es de más de 11 grados. Destacar la temperatura mínima absoluta del tipo 11 en el embalse de Santa Ana, 12,95 °C. La relación directa y negativa de la temperatura media en la ZF con la altitud del embalse se puede apreciar en la figura 22. Esta relación es significativa ($r=0,589$; $n=35$; $p>0,001$).

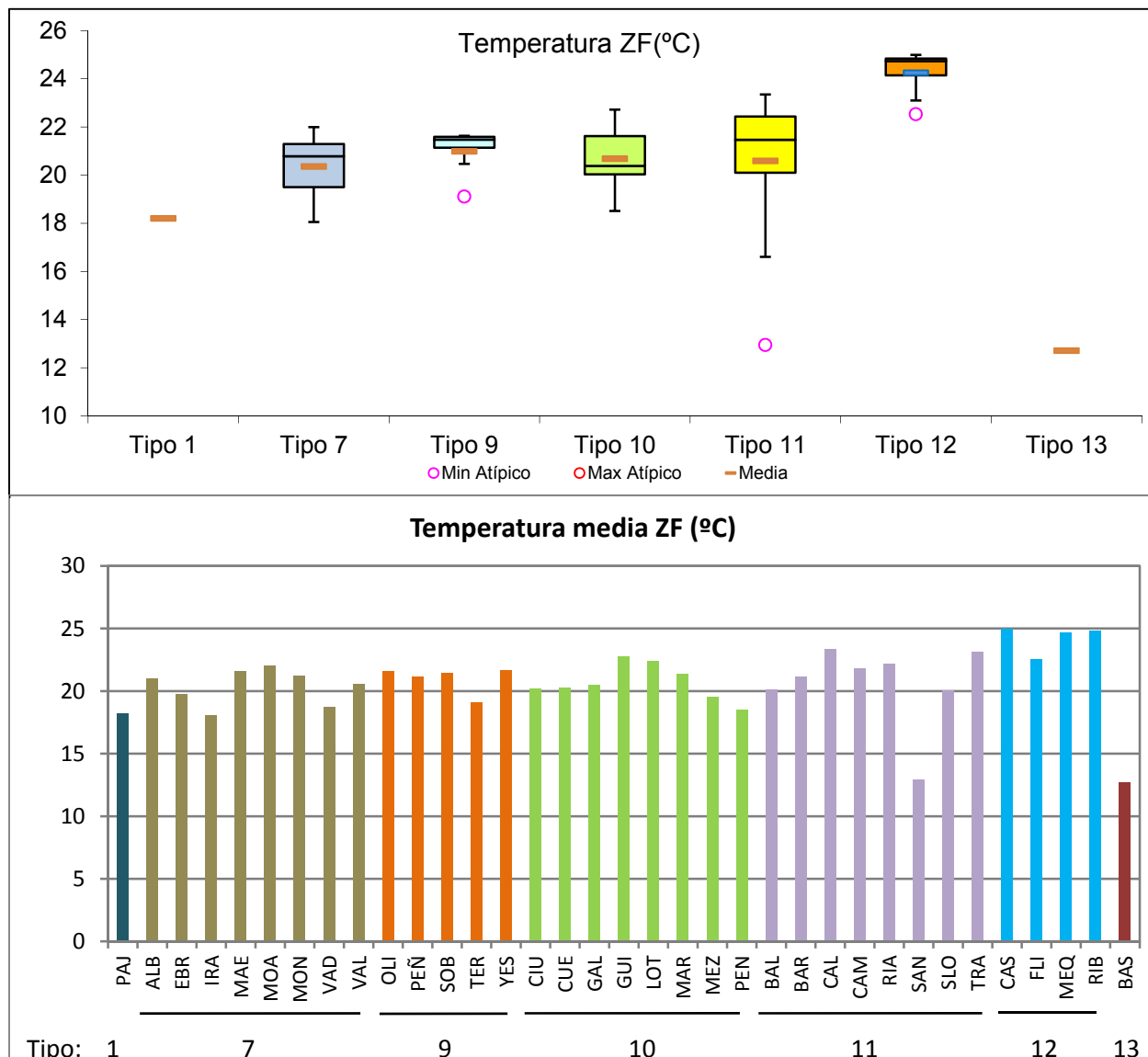


Figura 21. Valores de temperatura (media en la zona fótica) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 20.

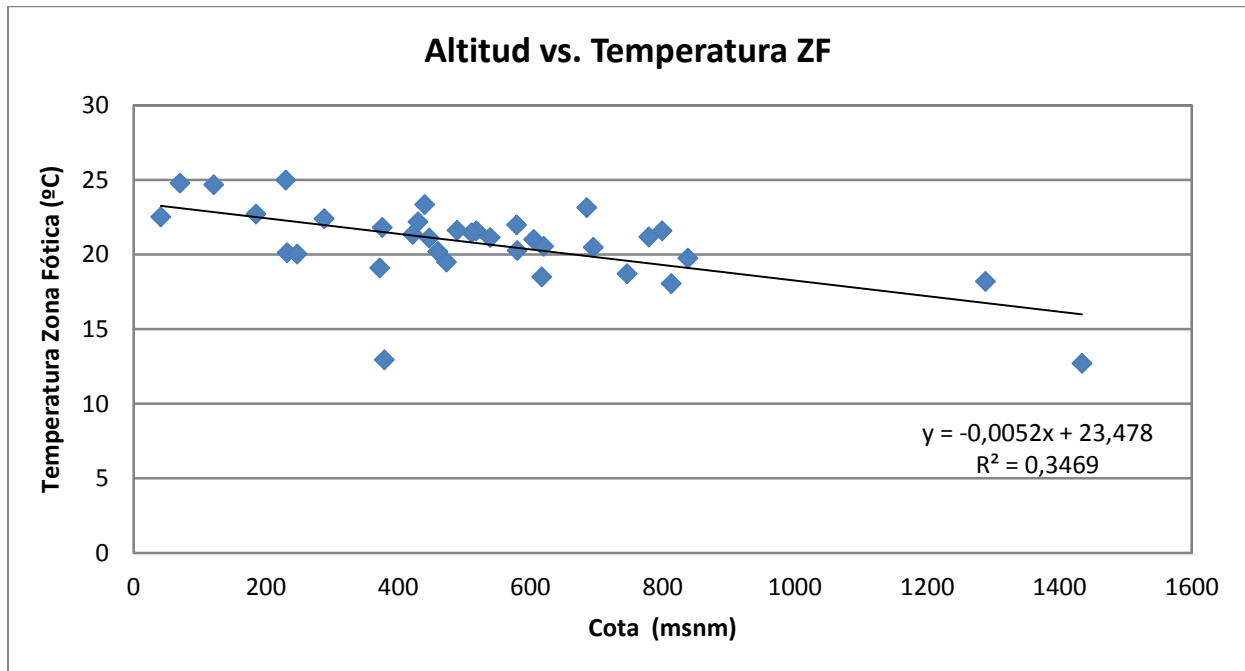


Figura 22. Regresión lineal de la temperatura (media zona fótica) frente a la altitud (en la presa).

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

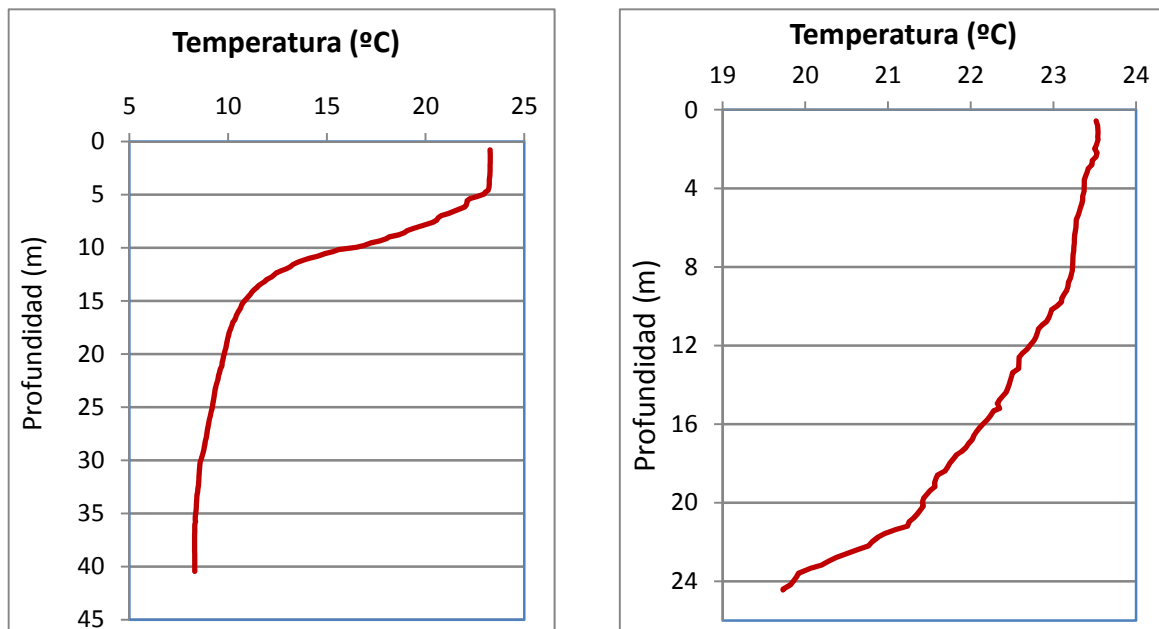


Figura 23. Perfiles de temperatura para los embalses de Ciurana (izquierda) y La Tranquera (derecha) en 2014.

Respecto al pH (media de la ZF), resaltan los valores de pH más bajos en el tipo 13 y tipo 1 (figura 24). El resto de los tipos tienen medias muy similares, los promedios más elevados son los del tipo 9 y 11. El valor puntual más alto se ha observado en el embalse de El Val (tipo 7) a 1,4 m de profundidad, con un valor de 9,06 coincidiendo con una saturación elevada de oxígeno disuelto de 241 %.

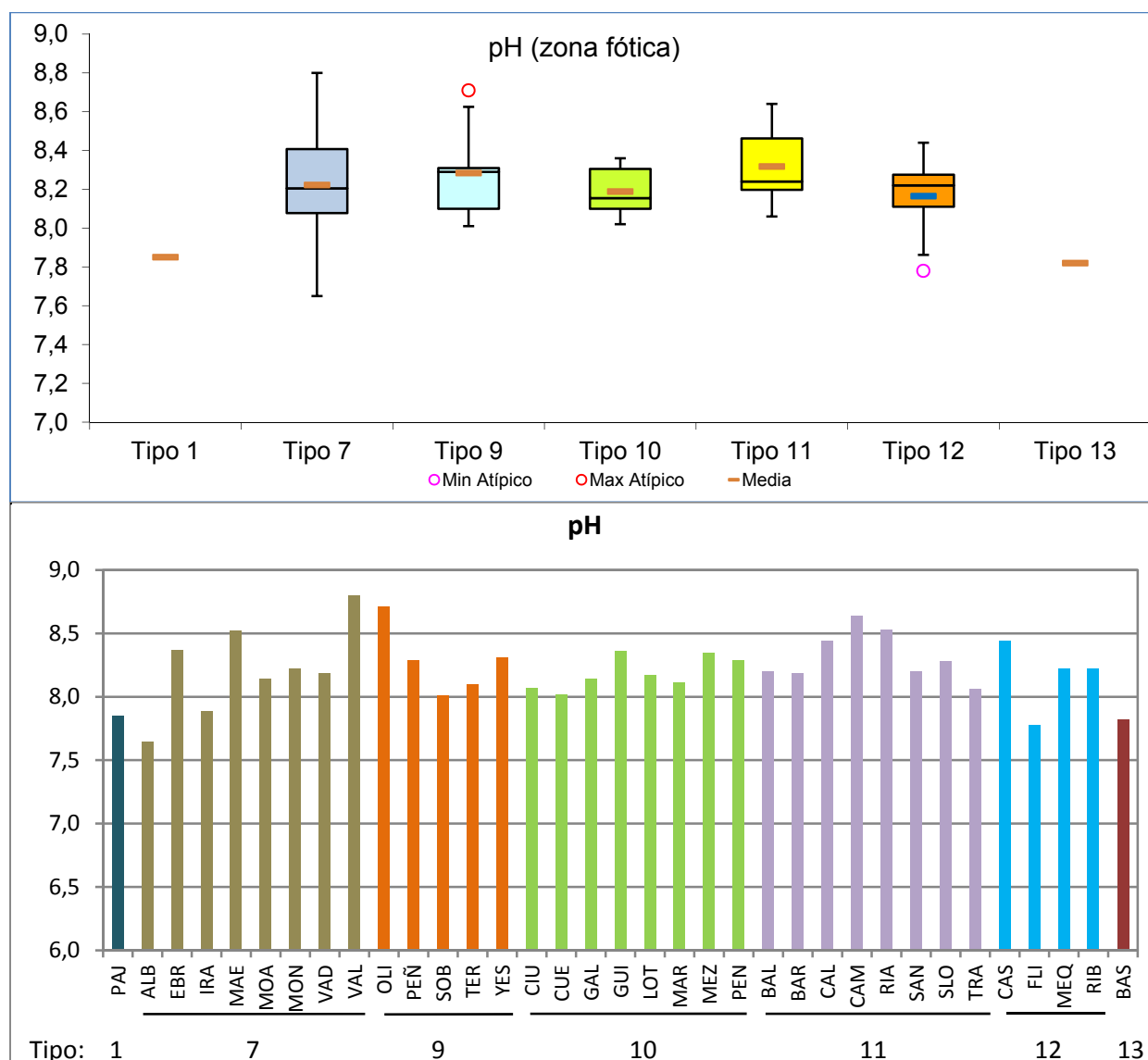


Figura 24. Valores de pH (media de la zona fótica) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 20.

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 El Val con un máximo epilimnético y un mínimo metalimnético y La Tranquera con un máximo epilimnético y un mínimo hipolimnético.

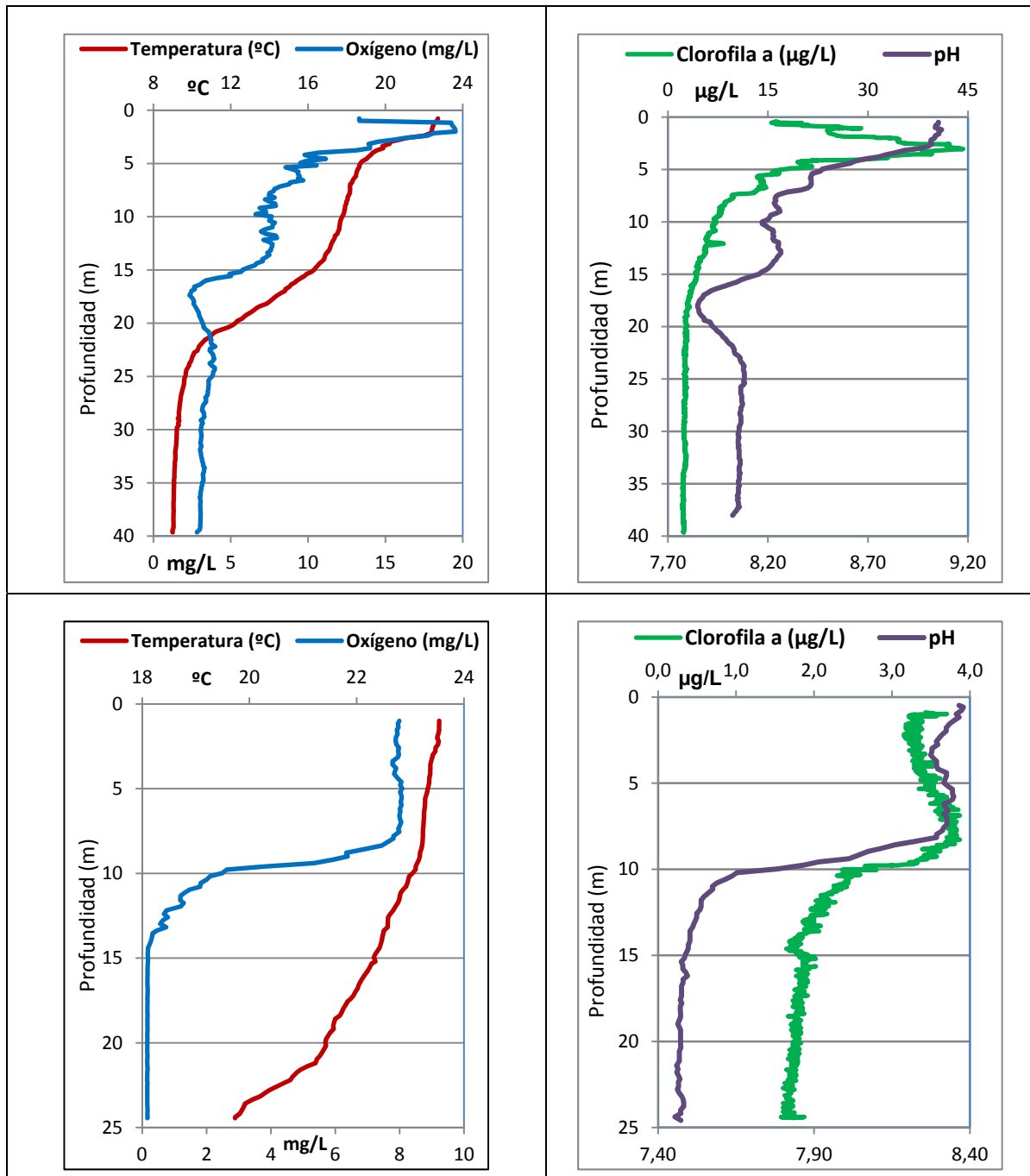


Figura 25. Perfiles verticales de oxígeno, temperatura, Clorofila a y pH para los embalses de El Val (arriba) y La Tranquera (abajo), en la campaña de 2014.

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), los valores más elevados se dan en el tipo 12 con 1034 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de media. Pero destaca el dato extremo en el tipo 10, de 1260 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el embalse de La Loteta. Mientras que el valor más bajo se da en el tipo 13, en ríos de alta montaña, con 32 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

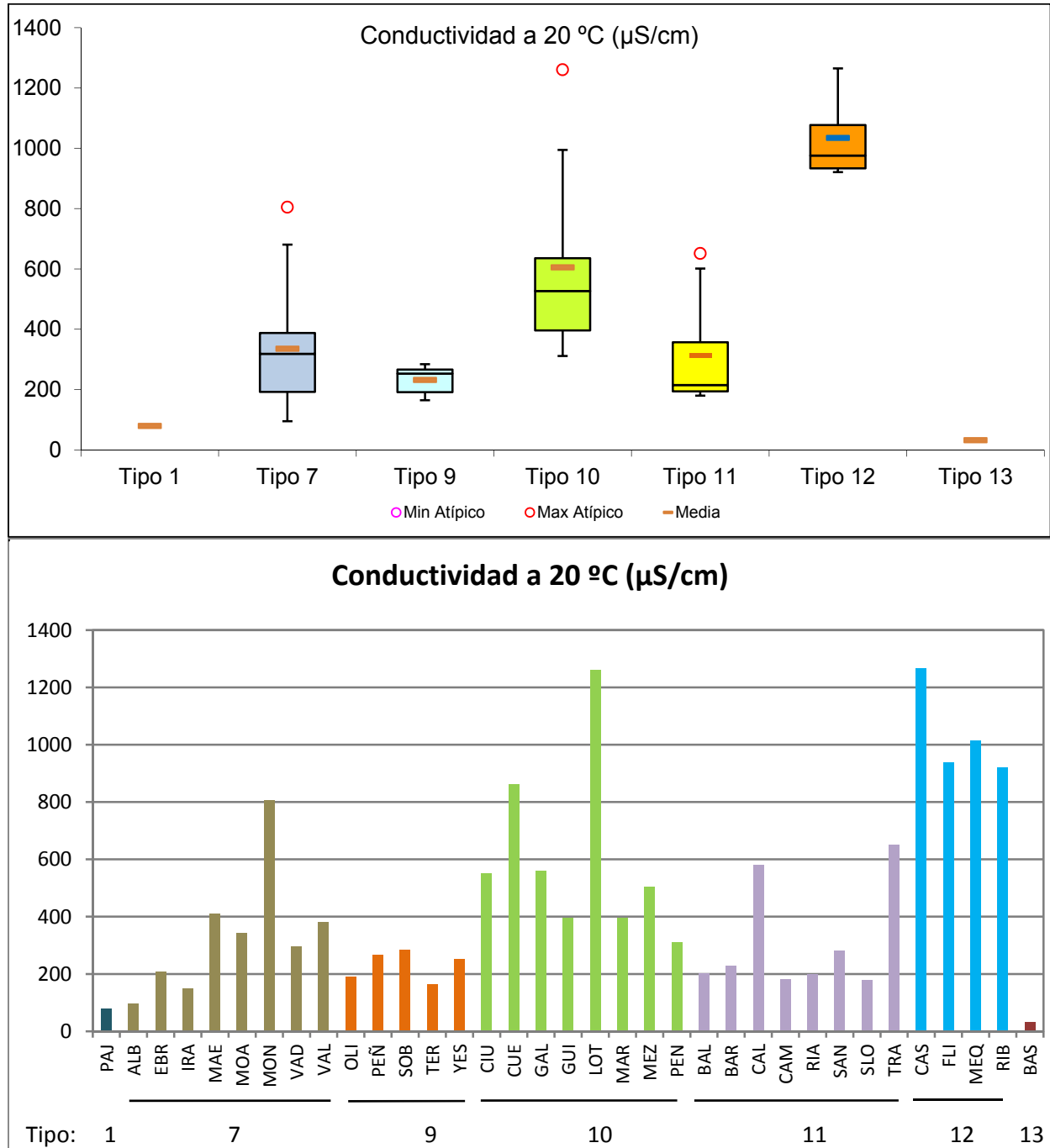


Figura 26. Valores de conductividad media (zona fótica) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 20.

El dato extremo, máximo absoluto del ESTUDIO, se encuentra en Caspe muy a 11,5 m de profundidad, con un valor de 1305 $\mu\text{S}/\text{cm}$. 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 Albiña, Barasona y Balaguer donde la conductividad del fondo es menor que la de superficie. En los embalses de Albiña, Ciurana, Guiamets y Ribarroja se alcanzan mínimos de conductividad a profundidades entre 8 y 10 m. En cambio, en los embalses de Barasona, La Peña, Margalef y Rialb el máximo de conductividad se registra cerca de la superficie, entre los 5 y los 10 metros de profundidad. En los demás embalses las variaciones son poco relevantes, excepto los perfiles más irregulares de los embalses de Caspe y Margalef.

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.

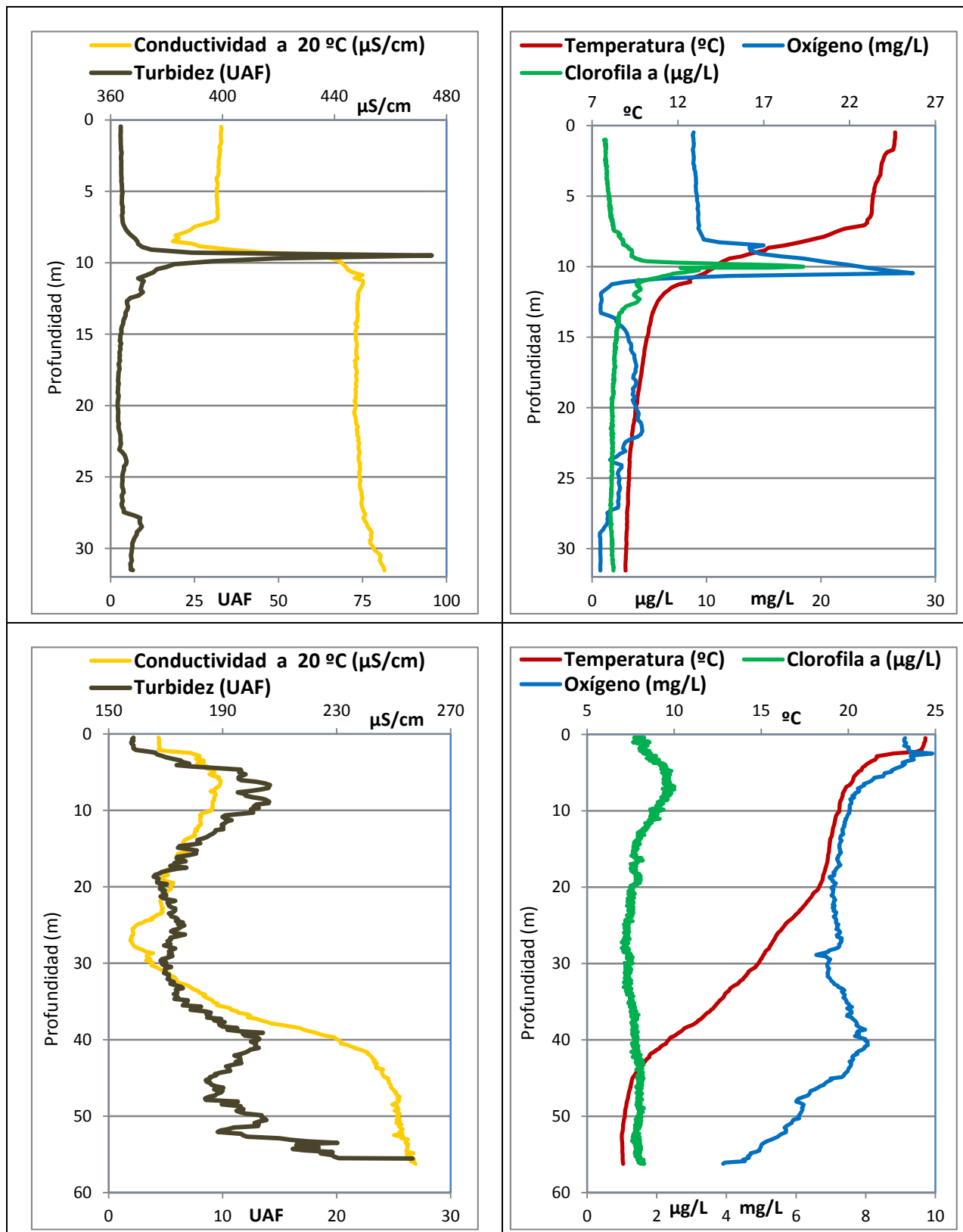


Figura 27. Perfiles de conductividad, temperatura, Clorofila a y oxígeno para los embalses de Guiamets en la parte superior, y Camarasa en la parte inferior, durante la campaña de 2014.

4.2.2. Alcalinidad

Las tendencias observadas en relación a la alcalinidad medida en la ZF (muestra integrada) se muestran en la figura 28. El tipo 13 muestra el valor más bajo de alcalinidad, con 0,36 meq/L. Los embalses de tipo 10 (calcáreo / no húmedo / en cabecera) y 12 (calcáreo / no húmedo / zonas bajas) muestran las alcalinidades más elevadas con valores cercanos a los 3 meq/L. Puntualmente, los valores más elevados se han registrado en las muestra integradas de Ciurana y Margalef con 3,32 meq/L y en el fondo de embalse de Terradets con 4,73 meq/L.

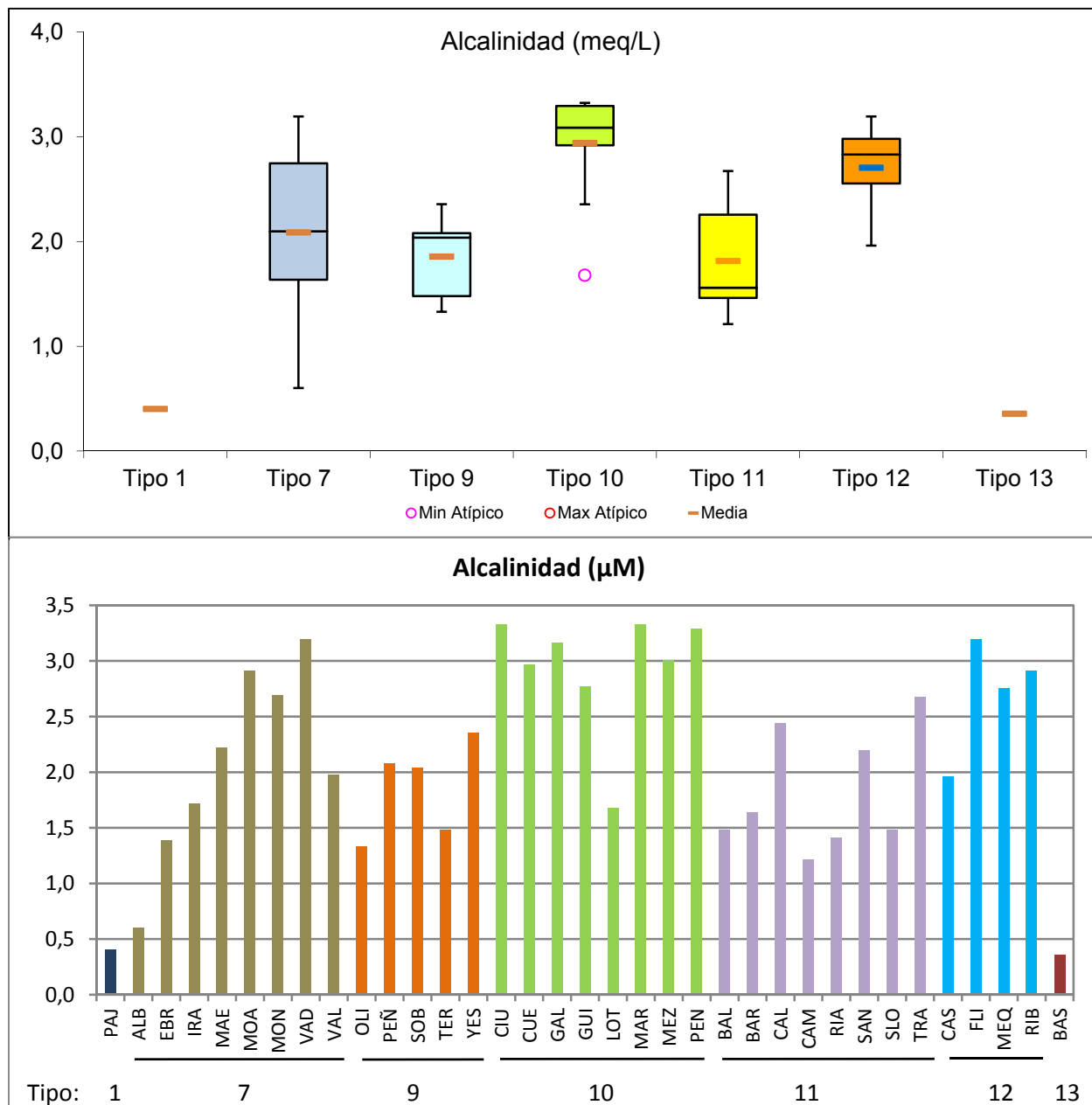


Figura 28. Valores de alcalinidad para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 20.

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 los tipo 1, con una media de 0,9 UAF. El valor más alto es el del tipo 9 con 9,3 UAF. El valor promedio para todos los embalses se encuentra en 4,31 UAF. El valor más bajo en la muestra integrada corresponde a Baserca con 0,9 UAF, tipo 13. Mientras que el valor máximo de todos los embalses es para el embalse de Terradets con 23,48 UAF, tipo 9, seguido de La Loteta, tipo 10, con 14,64 UAF.

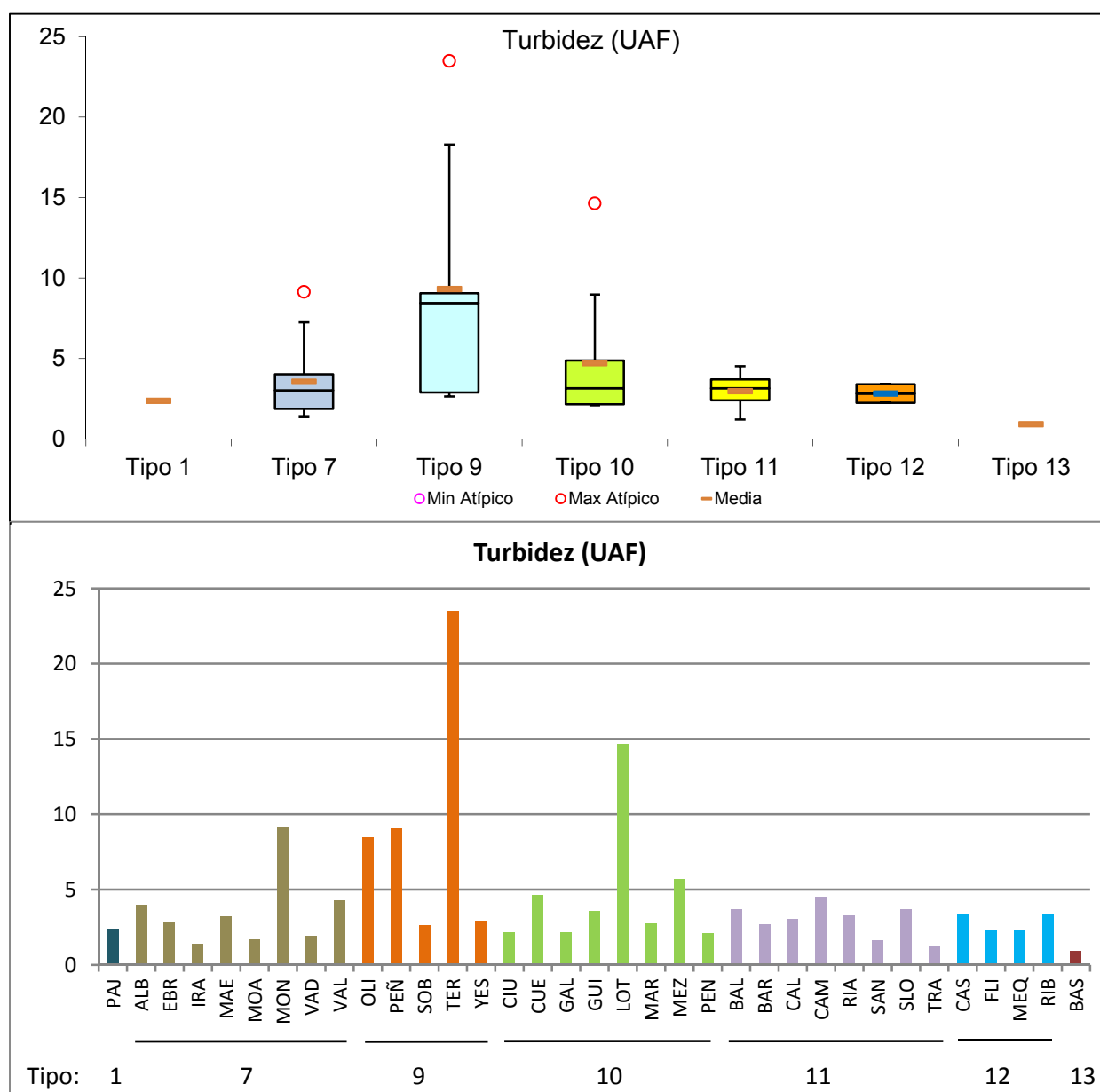


Figura 29. Valores de turbidez (UAF) para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 20.

Los embalses de Terradets y La Loteta, son cuerpos de agua someros y sujetos a fuertes vientos predominantes y a una fuerte corriente de agua, que hacen resuspender los sedimentos.

Las medidas observadas en relación a la turbidez en la zona fótica (muestra integrada analizada en laboratorio) muestran una relación negativa, de tipo potencial, significativa ($r=0,893$; $n=35$; $p<0,001$) con la transparencia medida en campo (disco de Secchi, DS). Dicha relación se muestra en la figura 30. Así, los embalses antes citados con mayor turbidez son también los que han presentado menor profundidad de visión del Disco de Secchi, con valores cercanos o inferiores a 1 m.

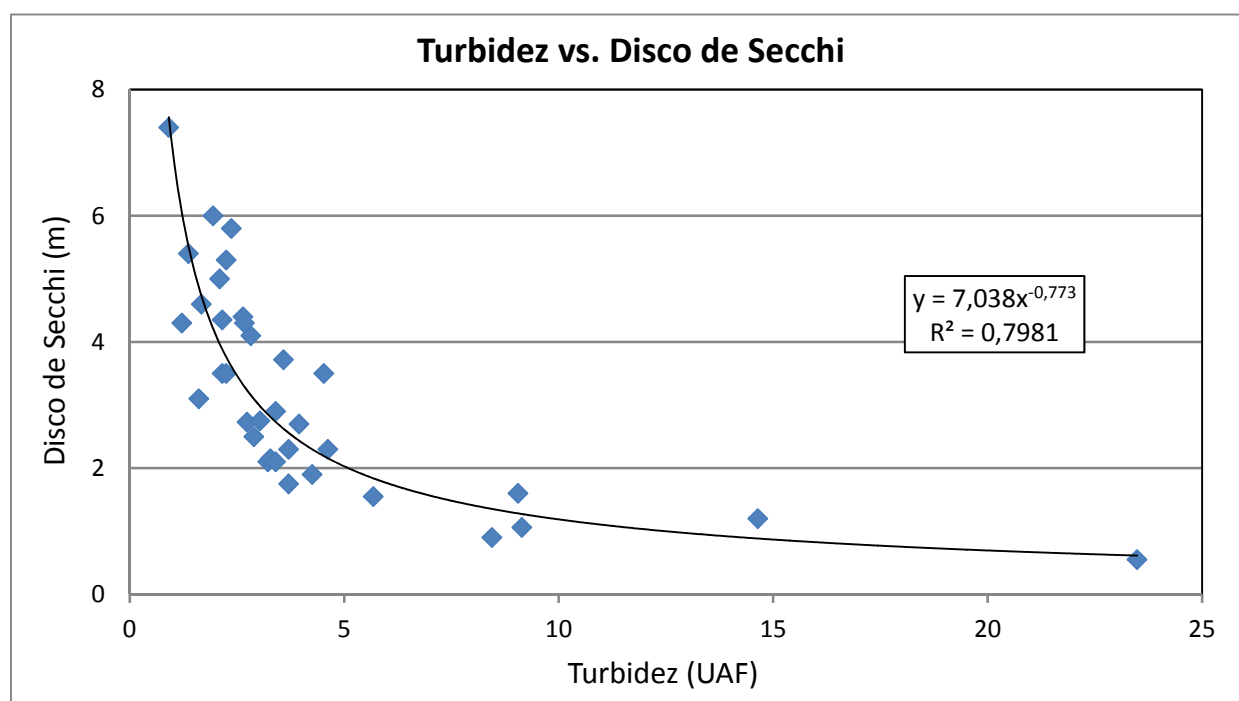


Figura 30. Relación entre la turbidez en la zona fótica (UAF) y la transparencia (disco de Secchi (m)). Se indica la curva y la ecuación de regresión, así como el valor de R^2 .

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:

- *Óptimas 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 y Chiaduani, 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
EB0000001	Ebro	22/08/2014	6,99	No estratificado	Bueno
EB0000004	Irabia	26/08/2014	3,53	No estratificado	Deficiente
EB0000005	Albiña	05/08/2014	8,15	0,84	Malo
EB0000022	Sobrón	05/08/2014	6,98	0,71	Malo
EB0000034	Baserca	23/07/2014	9,54	No estratificado	MPE
EB0000037	Yesa	27/08/2014	7,65	3,58	Deficiente
EB0000044	La Peña	28/08/2014	7,33	No estratificado	Bueno
EB0000051	Vadiello	29/07/2014	8,41	5,96	Moderado
EB0000053	Oliana	02/09/2014	5,13	No estratificado	Moderado
EB0000054	Montearagón	28/07/2014	8,75	2,38	Deficiente
EB0000056	Barasona	29/07/2014	8,49	No estratificado	MPE
EB0000059	Terradets	11/08/2014	7,60	No estratificado	Bueno
EB0000063	Rialb	25/09/2014	3,98	No estratificado	Deficiente
EB0000064	Pajares	04/08/2014	8,34	7,67	Bueno
EB0000065	Camarsa	01/09/2014	7,19	No estratificado	Bueno
EB0000066	Santa Ana	30/07/2014	8,59	No estratificado	MPE
EB0000067	San Lorenzo	12/08/2014	8,26	No estratificado	MPE
EB0000068	El Val	16/07/2014	8,83	3,30	Deficiente
EB0000070	Mequinenza	24/09/2014	2,56	No estratificado	Deficiente
EB0000071	Mezalocha	15/07/2014	8,41	No estratificado	MPE
EB0000072	Margalef	26/06/2014	10,97	0,44	Malo
EB0000073	Ciurana	24/06/2014	8,77	7,50	Bueno
EB0000074	Flix	23/07/2014	5,80	No estratificado	Moderado
EB0000076	La Tranquera	15/09/2014	3,20	No estratificado	Deficiente
EB0000078	Caspe	17/09/2014	3,04	No estratificado	Deficiente
EB0000079	Guiamets	14/07/2014	8,95	2,45	Deficiente
EB0000080	Cueva Foradada	02/07/2014	9,51	0,39	Malo
EB0000082	Calanda	17/09/2014	6,56	No estratificado	Bueno
EB0000823	Maidevera	16/07/2014	10,65	0,70	Malo
EB0000912	Pena	15/07/2014	8,55	5,21	Moderado
EB0000913	Gallipué	01/07/2014	6,27	No estratificado	Bueno
EB0000949	Ribarroja	16/09/2014	4,36	No estratificado	Moderado
EB0001049	Balaguer	12/08/2014	8,35	No estratificado	MPE
EB0001680	La Loteta	06/08/2014	7,25	No estratificado	Bueno
EB0001681	Monteagudo de las Vicarías	08/07/2014	7,90	No estratificado	Bueno

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

- De las masas de agua estudiadas, presentaron estratificación 13, que supone solo el 37 %.
- La calidad de las masas de agua según la oxigenación es óptima en solo un 17 % 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 37 %) 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.

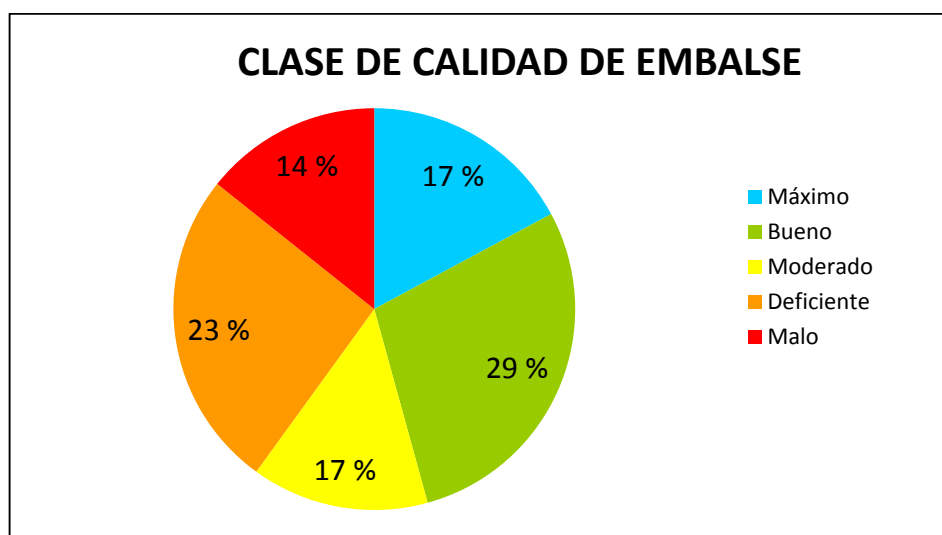


Figura 31. Estimaciones de la calidad de los embalses según el grado de oxigenación en 2014.

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 como, en general, los embalses estudiados presentan una oxigenación del epilimnion deficiente, siendo los valores más bajos para los tipos 7 y 12 (figura 32). Se destaca la baja oxigenación (valor inferior a 5 mg O₂/L) en el promedio de la columna de agua en los embalses de Irabia con 3,53 mg/L (Tipo 7), Rialb y La Tranquera (Tipo 11) y Mequinenza, Caspe y Ribarroja del tipo 12. Los máximos de oxígeno se alcanzan normalmente a profundidades comprendidas entre los 2 y los 8 metros. El máximo de oxígeno puntual se encuentra en Guiamets (tipo 10) se sitúa a unos 10,5 m de profundidad, con un valor de 28 mg/L. En los tipos 7, 9, 10, 11 y 12 se presenta algún embalse con zona anóxica, siendo un total de 17 embalses con zona anóxica. Las más importantes por su espesor son las

de Mequinenza con 38 m, Maidevera con 19 m, Caspe con 16,5 m y La Tranquera con 14 m. En otros 18 embalses no existe zona anóxica.

Señalar el cambio producido en el embalse de Sobrón, en el cual ha vuelto a aparecer el hipolimnion anóxico, con 12,2 metros de agua con una concentración menor a 2 mg/L.

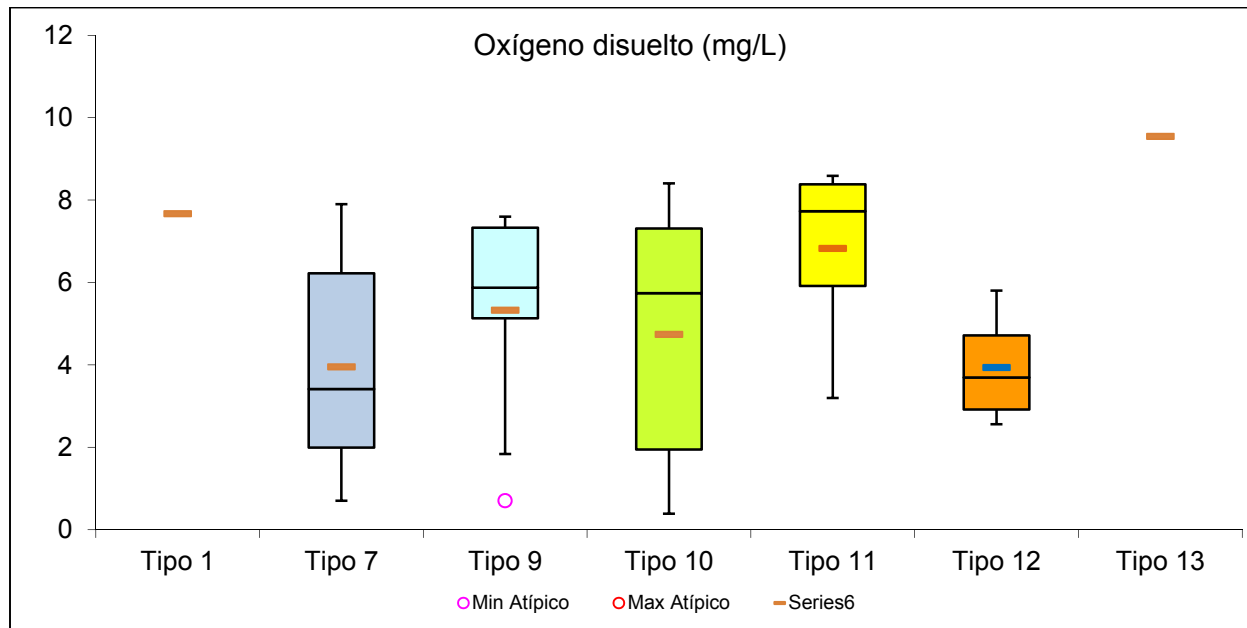


Figura 32. Concentraciones de oxígeno disuelto epilimnético o de la columna para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. Tipología de embalses: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja; 13: húmedo / alta montaña. 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 verano de 2014, 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 2014.

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)
PAJ	1	0,10	0,0032	0,02	0,005	0,029	0,15	3,66	1,14	3,21
ALB	7	0,63	0,0075	0,14	0,008	0,152	0,31	6,28	0,49	3,85
EBR	7	0,58	0,0194	0,14	0,016	0,154	0,32	13,49	1,78	0,42
IRA	7	0,76	0,0077	0,17	0,039	0,212	0,25	6,60	0,49	2,26
MAE	7	6,82	0,0484	1,55	0,015	1,570	1,80	14,94	1,78	0,86
MOA	7	0,56	0,0075	0,13	0,013	0,141	0,28	2,93	0,81	5,24
MON	7	2,98	0,0455	0,69	0,071	0,757	0,87	11,27	1,30	4,04
VAD	7	0,00	0,0011	<0,01	0,006	0,007	0,14	3,44	0,97	3,51
VAL	7	6,01	0,1566	1,41	0,012	1,418	1,65	39,15	0,65	2,37
OLI	9	0,35	0,0044	0,08	0,004	0,084	0,23	19,07	0,81	2,83
PEÑ	9	0,53	0,0091	0,12	0,017	0,139	0,27	16,76	0,49	2,20
SOB	9	1,36	0,0140	0,31	0,062	0,374	0,55	18,84	6,21	2,24
TER	9	0,85	0,0076	0,19	0,017	0,211	0,27	30,74	1,94	4,26
YES	9	1,18	0,0142	0,27	0,009	0,279	0,35	8,74	0,33	1,30
CIU	10	0,00	0,0007	<0,01	0,004	0,004	0,12	6,89	0,49	2,54
CUE	10	1,98	0,0259	0,46	0,014	0,470	0,60	9,56	1,30	1,66
GAL	10	0,25	0,0142	0,06	0,021	0,080	0,30	15,19	0,49	0,98
GUI	10	0,13	0,0008	0,03	0,013	0,043	0,24	8,07	0,99	0,94
LOT	10	0,04	0,0008	0,01	0,000	0,010	0,33	40,99	0,82	2,56
MAR	10	0,44	0,0170	0,11	0,035	0,140	0,31	18,73	1,63	6,02
MEZ	10	14,20	0,0843	3,23	0,025	3,256	3,57	17,17	0,66	1,65
PEN	10	0,09	0,0011	0,02	0,011	0,032	0,18	1,20	0,50	2,03
BAL	11	0,23	0,0680	0,32	0,013	0,337	0,38	10,99	0,65	4,33
BAR	11	1,35	0,0107	0,31	0,016	0,324	0,37	6,20	0,65	3,84
CAL	11	3,29	0,0402	0,75	0,016	0,770	0,84	7,28	0,98	2,16
CAM	11	0,78	0,0097	0,18	0,007	0,186	0,27	7,63	0,97	3,84
RIA	11	0,75	0,0000	0,17	0,018	0,188	0,35	13,13	0,81	1,58
SAN	11	1,35	0,0038	0,31	0,003	0,309	0,40	1,72	0,32	5,22
SLO	11	1,12	0,0063	0,25	0,012	0,266	0,34	10,13	1,13	4,06
TRA	11	6,20	0,2010	1,46	0,040	1,502	1,68	9,36	1,14	5,14
CAS	12	0,09	0,0229	0,03	0,012	0,040	0,44	7,80	0,16	1,73
FLI	12	7,77	0,0719	1,78	0,050	1,826	1,98	37,04	23,03	3,73
MEQ	12	6,14	0,0258	1,39	0,013	1,407	1,64	12,61	0,97	2,30
RIB	12	9,36	0,1416	2,16	0,030	2,187	2,51	28,09	6,67	4,37
BAS	13	0,66	0,0014	0,15	0,005	0,154	0,17	2,39	0,65	2,59

A Tipo 1. Embalse de Pajares.

- El fósforo total presenta un valor muy por debajo de la media de todos los embalses, con una concentración de 3,66 µg P/L. Los valores de P soluble son también bajos, 1,14 µg P/L.
- En este embalse, la concentración media de nitrógeno inorgánico oxidado o NIO (nitratos + nitritos) en la ZF fue de 0,02 mg N/L.
- El amonio presenta valores bajos, < 0,01 mg N-NH₄/L.
- El nitrógeno inorgánico total alcanza un valor de 0,029 mg N/L
- El nitrógeno total presentó valores muy bajos, siendo la concentración en el embalse de Pajares de 0,15 mg N/L.
- La sílice soluble presenta en este embalse valores bajos, en comparación con el conjunto de embalses estudiados. El embalse de Lanuza presenta una concentración de 3,21 mg SiO₂/L.

B Tipo 7. Embalses de Albiña, Ebro, Irabia, Maidevera, Montearagón, Monteagudo de las Vicarías, Vadiello y El Val.

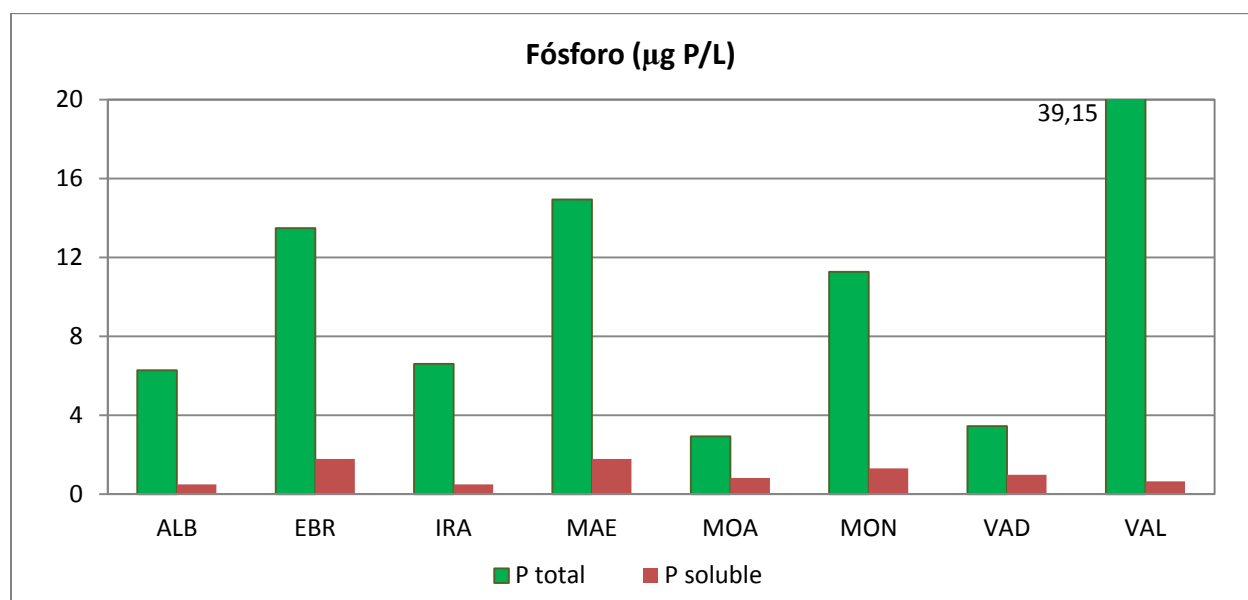


Figura 33. Valores de Fósforo total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 7.

➤ El fósforo total en los embalses de tipo 7 presenta una media de 12,26 $\mu\text{g P/L}$. El rango de variación oscila entre los 2,93 $\mu\text{g P/L}$ del embalse de Montearagón, hasta los 39,15 $\mu\text{g P/L}$ del embalse de El Val, muy por encima de la media, como puede verse en la figura 33. También la superan el Ebro y Maidevera. Además se puede observar que 4 de los 8 embalses se sitúan muy por debajo de la media, Albiña, Irabia, Montearagón y Vadiello. La concentración de P soluble se sitúa, a nivel global, por debajo de la media de todos los embalses con una media de 1,03 $\mu\text{g P/L}$. Los valores más elevados se encontraron en los embalses del Ebro y Maidevera, con un valor de 1,78 $\mu\text{g P/L}$. Hay que destacar el bajo P soluble registrado en El Val, 0,65 $\mu\text{g P/L}$, ya que solo supone el 1,63 % del P total, el más bajo del ESTUDIO.

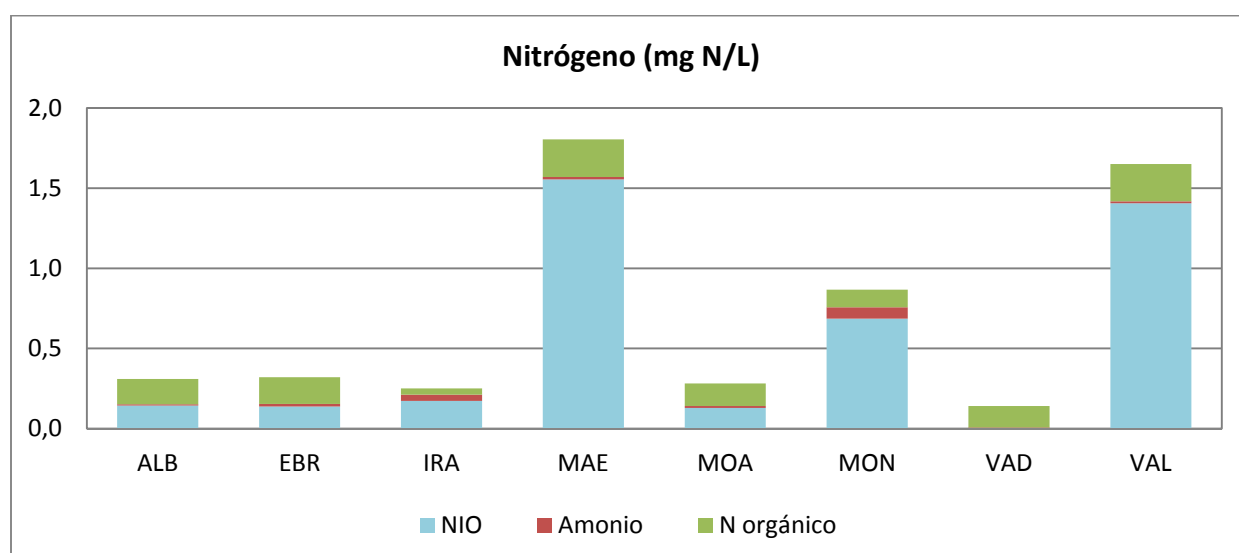


Figura 34. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 7.

➤ En cuanto al contenido en NIO, la media es de 0,53 mg N/L. Destacan 3 embalses por encima de la media, el embalse de Maidevera, con una concentración de 1,55 mg N/L, seguido del embalse de El Val con una concentración de 1,41 mg N/L y Monteagudo de las Vicarías con 0,69 mg N/L. El valor mínimo corresponde al embalse de Vadiello con un valor por debajo del límite de detección.

➤ En los embalses de tipo 7 el amonio presenta valores promedio de 0,023 mg N-NH₄/L. El valor más elevado corresponde a Monteagudo de las Vicarías con 0,071 mg N-NH₄/L, también el más elevado de todo el ESTUDIO. Destacar el porcentaje de amonio sobre el nitrógeno total de Irabia, el más elevado de todo el ESTUDIO con el 15,6 %.

- 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 Maidevera con 1,57 mg N/L, mientras que los más bajos corresponden al embalse de Vadiello con 0,007 mg N/L.
- El nitrógeno total (NT) presentó un valor medio de 0,70 mg N/L, mismo valor que la media de todos los embalses. El rango de variación fue desde los 0,14 mg N/L del embalse de Vadiello, hasta los 1,80 mg N/L de Maidevera. Para los embalses del tipo 7, el porcentaje de la fracción inorgánica ha sido muy variable, pero fue mayor del 80 % de N total en los embalses de Irabia, Maidevera, Monteagudo de las Vicarías y El Val.
- La máxima concentración de sílice de este tipo se presenta en el embalse de Montearagón, con 5,24 mg SiO₂/L, seguido de Monteagudo de las Viacrias con 4,04 mg SiO₂/L. Se obtienen mínimos por debajo de 1 mg SiO₂/L en 2 muestras: Maidevera y Ebro con el valor más bajo del ESTUDIO, 0,42 mg SiO₂/L. La media del tipo es de 2,82 mg SiO₂/L.

C Tipo 9. Embalses de Oliana, La Peña, Sobrón, Terradets y Yesa.

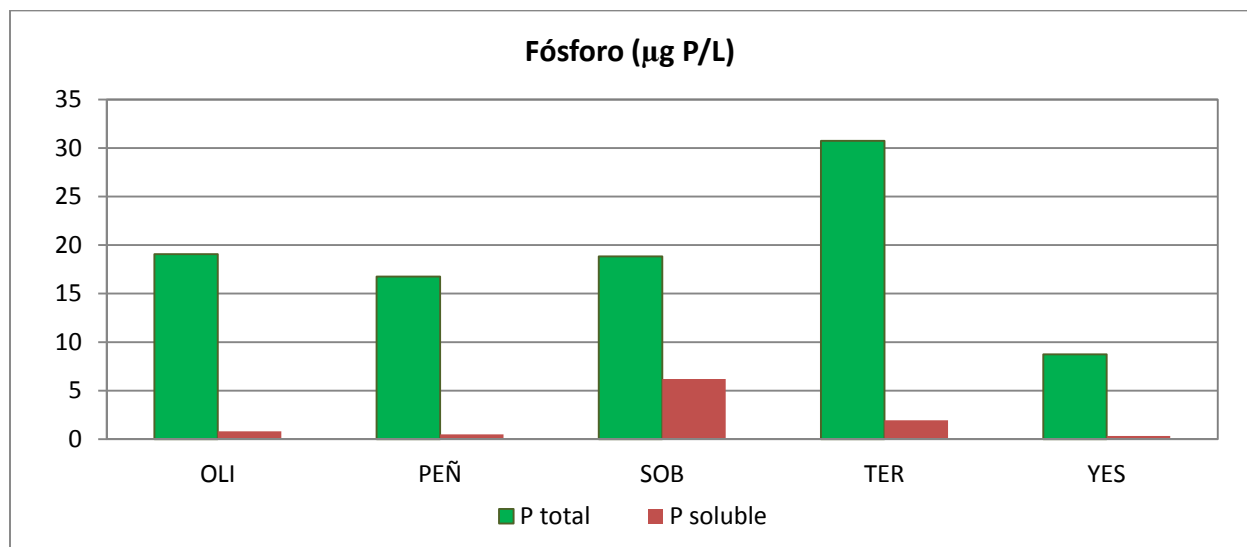


Figura 35. Valores de Fósforo total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 9.

- El fósforo total en las muestras de los embalses de tipo 9 presenta un valor medio de 18,83 µg P/L, por encima de la media global de todos los embalses. El rango de variación oscila entre los 8,74 µg P/L en el embalse de Yesa, hasta el valor del embalse de Terradets, de 30,74 µg P/L. La media de los valores de P soluble en este tipo de embalses es la segunda

más alta de todos los tipos, con un valor de 1,96 $\mu\text{g P/L}$, respecto a la media de 1,83 $\mu\text{g P/L}$ para el conjunto de los 35 embalses de 2014. No obstante, el porcentaje de P soluble frente al total, en todos los embalses es bajo, solo destacaría con un 32,95 % el embalse de Sobrón.

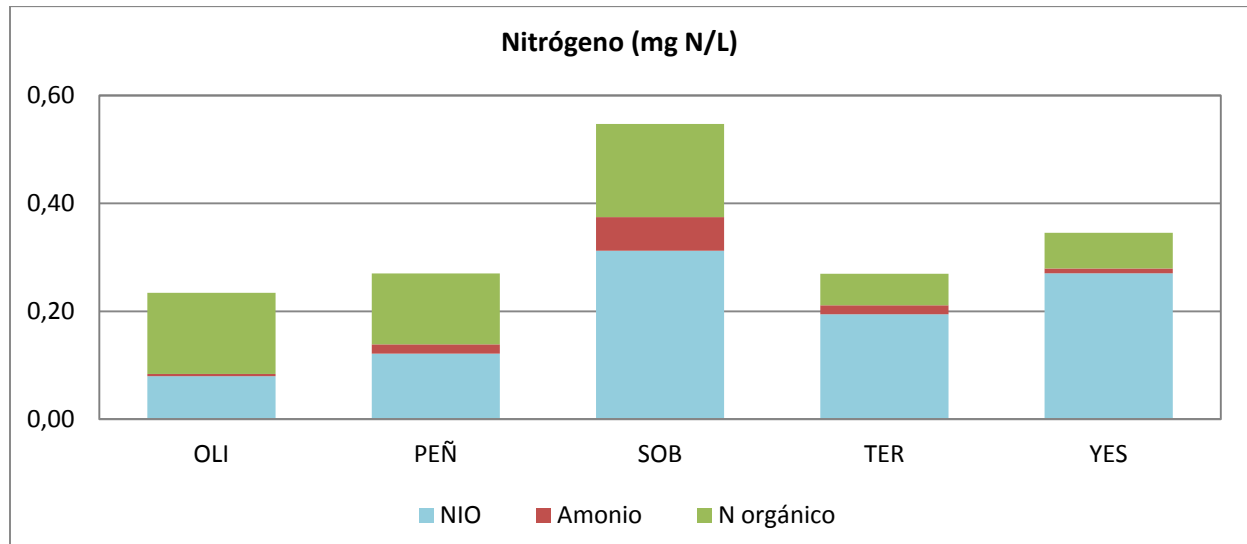


Figura 36. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 9.

- El NIO en las muestras de los embalses de tipo 9 presenta concentraciones moderadas respecto a la media total de 0,53 mg N/L, con un valor medio de 0,20 mg N/L y oscila entre los 0,08 de Oliana y los 0,31 mg N/L de Sobrón.
- En los embalses de tipo 9 el valor promedio de amonio es de 0,022 mg N-NH₄/L, el tercero más alto de todos los tipos.
- El NT presentó un valor medio moderado a bajo, de 0,33 mg N/L. El rango de variación fue desde los 0,23 mg N/L el embalse de Oliana, hasta los 0,55 mg N/L de Sobrón. La aportación de la fracción orgánica al N total en este tipo de embalses es del 37 % de media.
- El contenido en sílice presenta una media en los embalses del tipo 9 de 2,56 mg SiO₂/L, la segunda más baja de todos los tipos. La concentración fluctúa entre el valor mínimo de 1,30 mg SiO₂/L (embalse de Yesa) y la máxima de 4,26 mg SiO₂/L en el embalse de Terradets.

D Tipo 10. Embalses de Ciurana, Cueva Foradada, Gallipuéen, Guiamets, La Loteta, Margalef, Mezalocha y Pena.

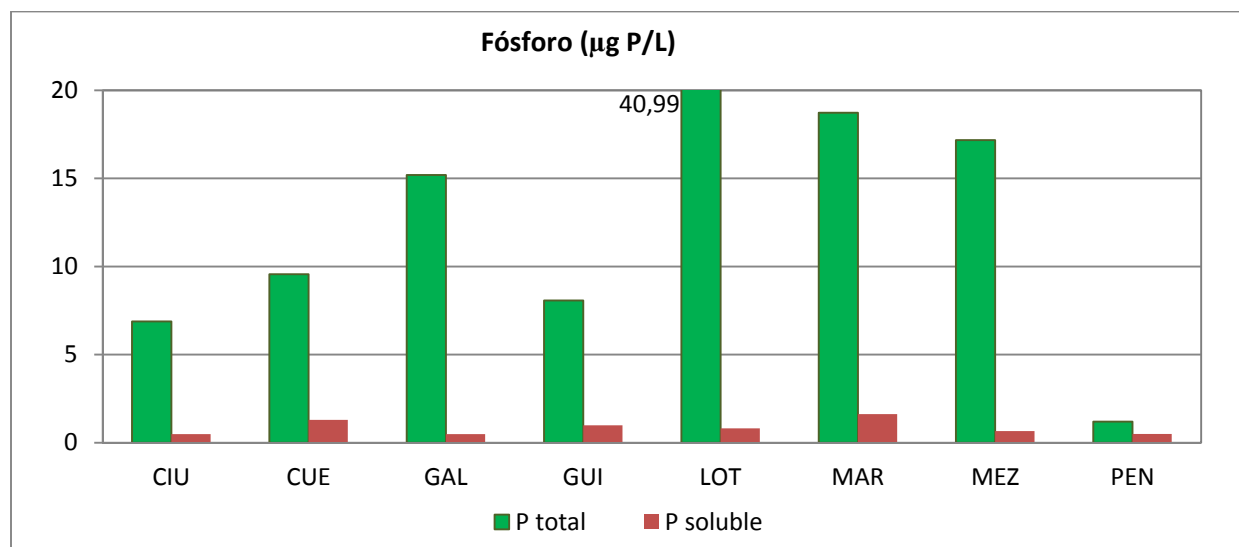


Figura 37. Valores de Fósforo total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 10.

➤ El fósforo total en las muestras integradas de los embalses de tipo 10 presenta un valor medio de 14,72 µg P/L, el tercero más alto de todos los tipos debido a los valores del embalse de La Loteta, máximo de todo el ESTUDIO con una concentración de 40,99 µg P/L. El rango de variación oscila entre los 1,20 µg P/L en el embalse de Pena hasta los 40,99 µg P/L del embalse de La Loteta. Los valores de P soluble en este tipo de embalses, tienen una media de 0,86 µg P/L. El valor más bajo es el de Ciurana y Gallipuéen, ambos con un valor de 0,49 µg P/L. El porcentaje de P soluble solo supera el 10 % del P total en los embalses de Pena (41,3%), Cueva Foradada (13,6 %) y Guiamets (12,3%).

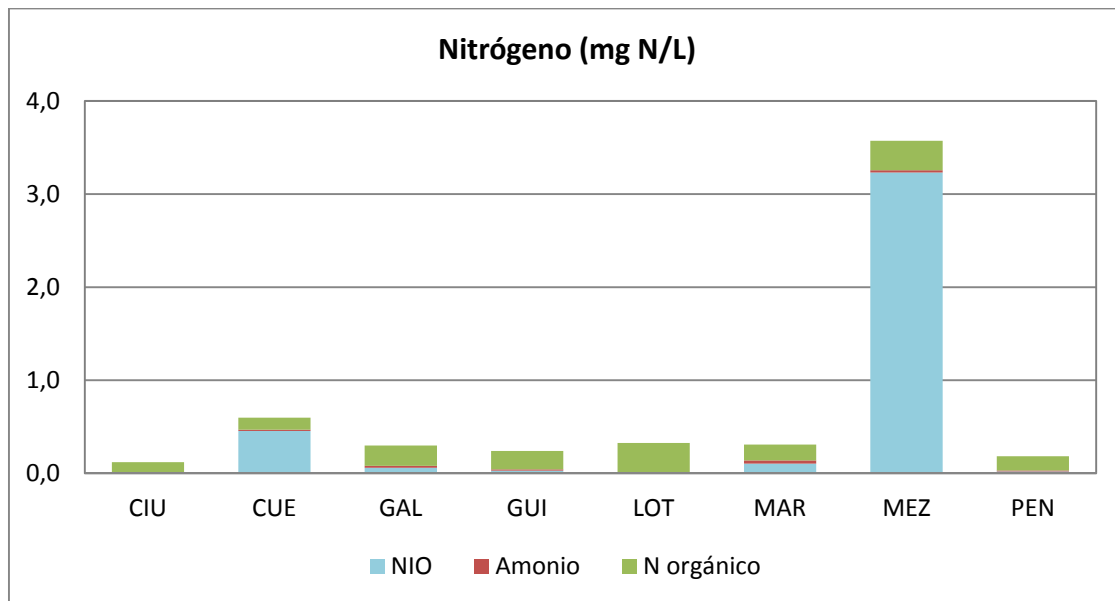


Figura 38. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 10.

➤ El contenido en NIO, con un valor medio de 0,49 mg N/L, es inferior a la media de todos los tipos. Los valores oscilan entre los 3,23 mg N/L en el embalse de Mezalocha, el valor más alto de todo el ESTUDIO, y la concentración por debajo del nivel de detección del embalse de Ciurana. En relación al porcentaje del N total representado por esta fracción inorgánica, para el embalse de Ciurana y La Loteta, presentan porcentajes inferiores al 3 %, mientras que en Mezalocha supera el 90 %.

➤ El amonio presenta una concentración media de 0,015 N-NH₄/L, siendo el tipo con la media más baja si exceptuamos a los tipos 1 y 13. Dos embalses, Ciurana y La Loteta, presentan concentraciones por debajo del nivel de detección. Los valores más elevados son los de los embalses de Margalef y Mezalocha con 0,035 y 0,025 mg N-NH₄/L respectivamente.

➤ El NT presentó un valor medio de 0,71 mg N/L, el segundo más bajo de todos los tipos. El rango de variación fue amplio, desde los 0,12 mg N/L del embalse de Ciurana, hasta los 3,57 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 ha presentado el porcentaje más elevado de todo el ESTUDIO con un 97 % en el embalse de La Loteta.

➤ Los valores medios de sílice son de 2,30 mg SiO₂/L, la media más baja de todos los tipos. Los valores más elevados se encuentran en los embalses de Margalef, La Loteta y Ciurana, superando los 2,5 mg SiO₂/L y en el caso de Margalef sobrepesando los 6 mg SiO₂/L, siendo así el valor más alto de todo el ESTUDIO.

E Tipo 11. Embalses de Balaguer, Barasona, Calanda, Camarasa, Rialb, Santa Ana, San Lorenzo y La Tranquera.

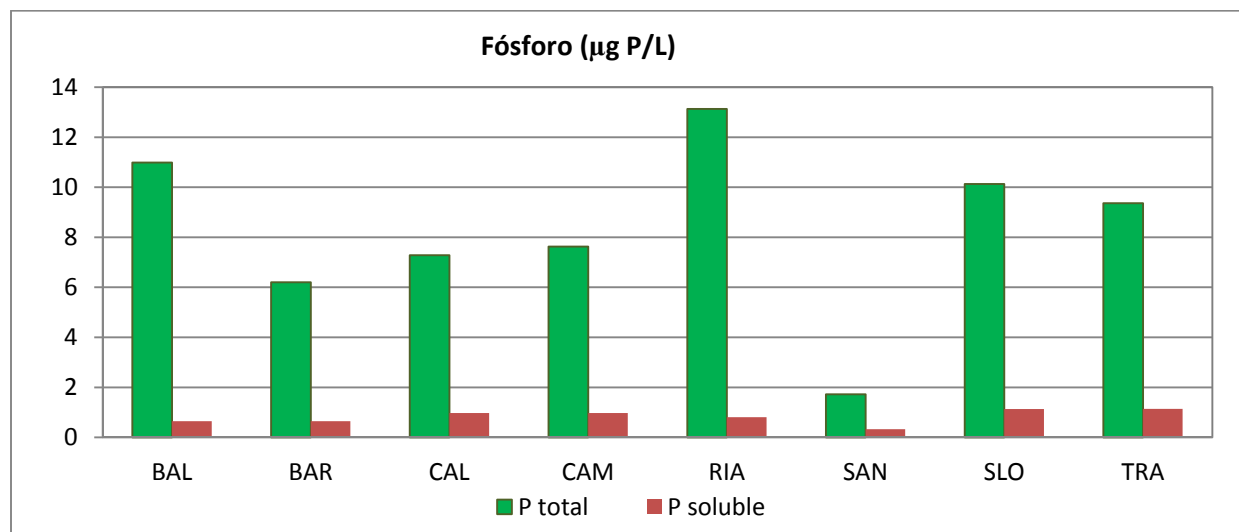


Figura 39. Valores de Fósforo total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 11.

➤ El fósforo total en las muestras de los embalses de tipo 11 presenta un valor medio de 8,31 µg P/L, muy por debajo de la media total. El embalse de Rialb destaca por tener la más elevada concentración de PT, de 13,13 µg P/L. El valor más bajo se presenta en Santa Ana con 1,72 µg P/L. Los valores de P soluble son bajos en este tipo de embalses, con una media de 0,83 µg P/L. El valor más bajo se presenta con 0,32 µg P/L en el embalse de Santa Ana. El porcentaje de P soluble es bajo, excepto en Santa Ana que respresenta un 18,9 % del total.

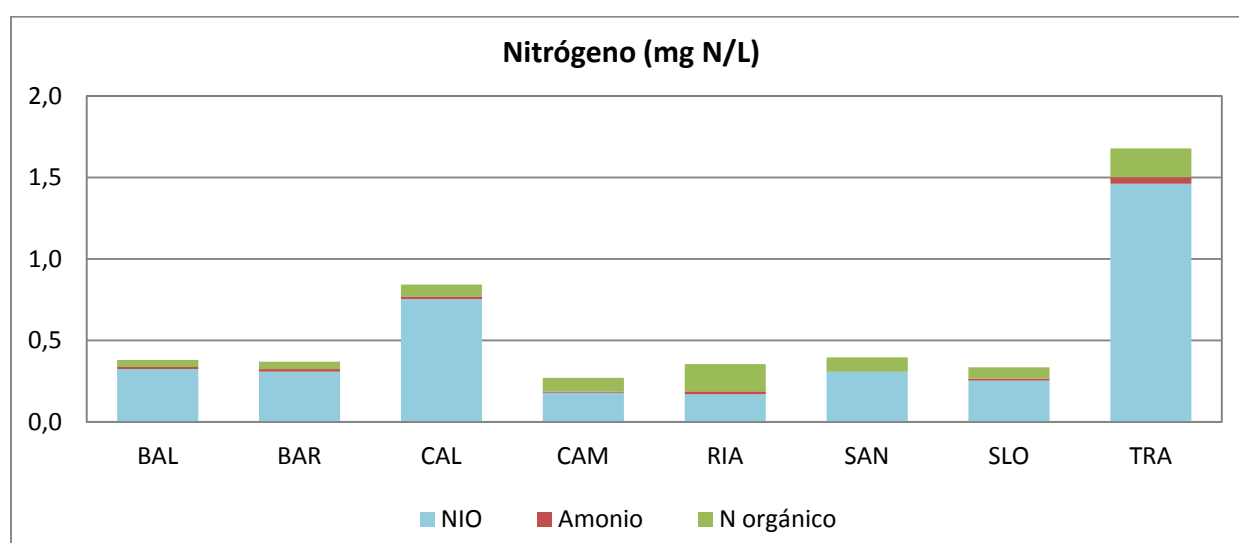


Figura 40. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2014 pertenecientes al tipo 11.

- El contenido en NIO presenta un valor medio de 0,47 mg N/L. La Tranquera ha presentado el valor más alto con 1,46 mg N/L, mientras que el valor más bajo, 0,18 mg N/L, se ha obtenido en el embalse de Camarasa. La fracción inorgánica es la forma de nitrógeno mayoritaria en todos los embalses de este tipo, exceptuando el embalse de Rialb, dado el bajísima concentración de nitrito.
- En los embalses de tipo 11 el amonio se encuentra con un valor promedio de 0,016 mg N-NH₄/L; por debajo de la media de todos los tipos. La Tranquera con 0,040 mg N-NH₄/L, es el embalse con una mayor cantidad de amonio, mientras que el valor más pequeño lo encontramos en Santa Ana y Camarasa, por debajo del límite de detección.
- El NT presentó un valor medio de 0,58 mg N/L. El rango de variación fue desde los 0,27 mg N/L del embalse de Camarasa, hasta los 1,68 mg N/L de La Tranquera. La aportación de la fracción orgánica al N total en este tipo de embalses no llega al 50 % en ningún embalse.
- La sílice presenta la media más alta de todos los embalses, con una media de 3,77 mg SiO₂/L. El valor más bajo es el de Rialb, con 1,58 mg SiO₂/L, mientras que el de Santa Ana, con 5,22 mg SiO₂/L, es el más elevado.

F Tipo 12. Embalses de Caspe, Flix, Mequinenza y Ribarroja.

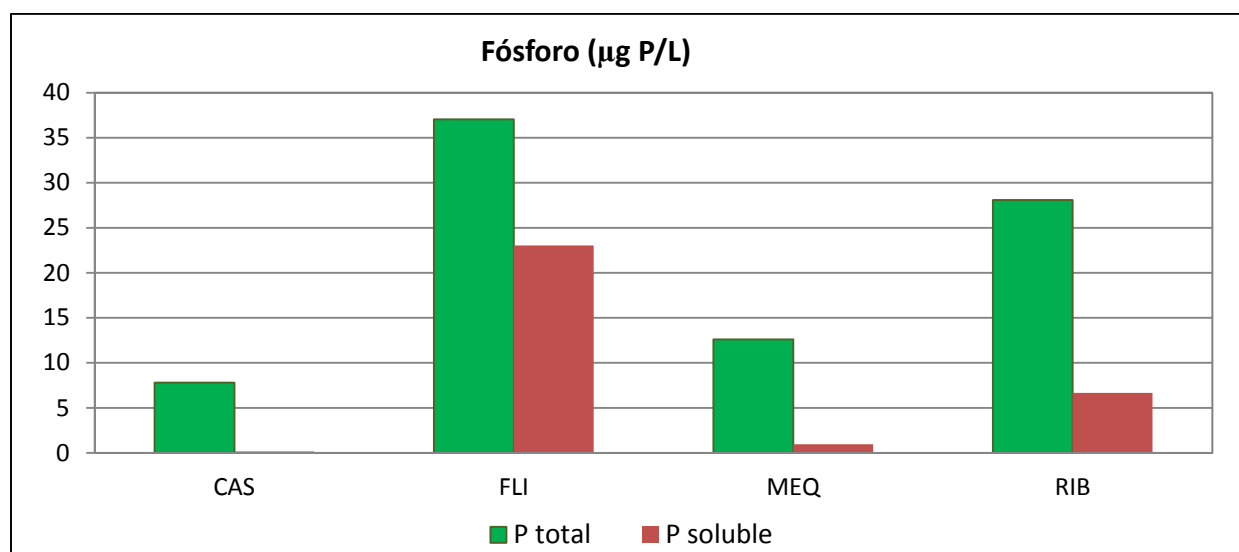


Figura 41. Valores de Fósforo soluble y total en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2012 pertenecientes al tipo 12.

➤ El fósforo total en los embalses de tipo 12 alcanza una concentración media de 21,39 µg P/L, la más elevada de todos los tipos. El máximo valor en este tipo se ha detectado en el embalse de Flix con 37,04 µg P/L. Los valores mínimos se localizaron en los embalses de Caspe, donde la concentración fue de 7,80 µg P/L, y Mequinenza, con 12,61 µg P/L. Los valores de P soluble son dispares en este tipo de embalses, con una media de 7,71 µg P/L, la más alta. Mientras que Flix es el valor más alto con 23,03 µg P/L, en el embalse de Caspe el valor se sitúa por debajo 0,2 µg P/L. Es probable que los trabajos de remoción de sedimentos en Flix o el posible desembalse hipolimnético del embalse de Ribarroja puedan ser responsables de esta elevada concentración de la fracción soluble del fósforo.

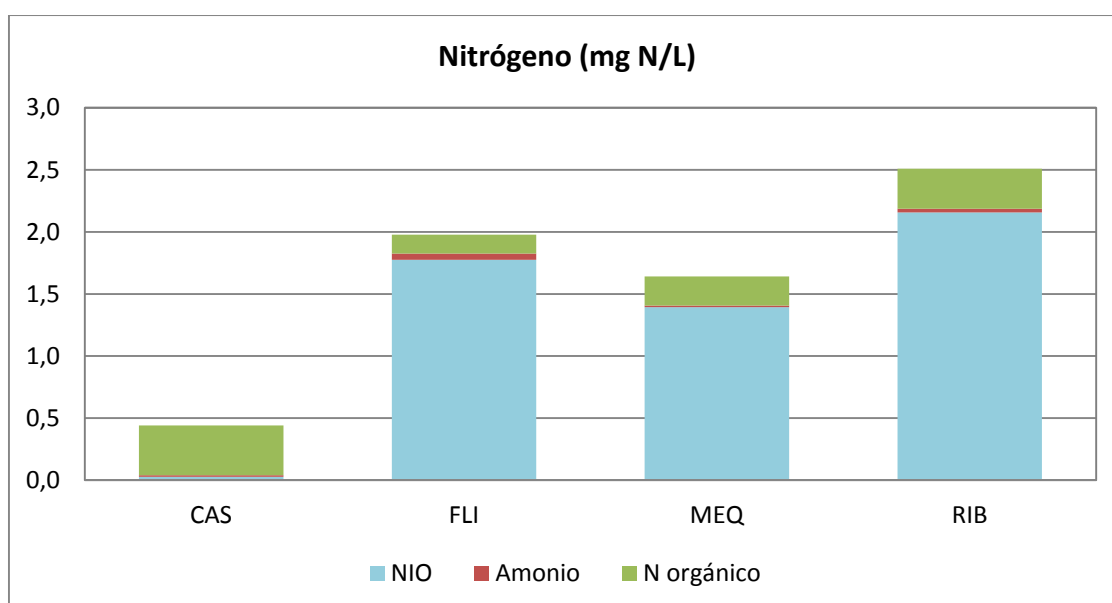


Figura 42. Valores de N Total indicando Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO), Amonio y N orgánico en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2012 pertenecientes al tipo 12.

➤ El NIO (nitratos + nitritos) presenta una media de 1,34 mg N/L, siendo este tipo el más rico en esta fracción de N. Destaca la concentración en el embalse de Caspe, con 0,03 mg N/L, la más baja de los cuatro. Salvo el caso de Caspe (6 %), el NIO supone más del 85% del N total, en los otros tres embalses.

➤ El amonio presenta la concentración promedio más alta de todos los tipos, un 0,026 mg N-NH₄/L, siendo el valor más bajo en Caspe con 0,012 mg N-NH₄/L y el más elevado en Flix con 0,050 mg N-NH₄/L.

- El NT presentó el valor medio más alto de todos los tipos, de 1,64 mg N/L, el más alto de todo el ESTUDIO. El rango de variación fue desde los 0,44 mg N/L del embalse de Caspe, hasta los 2,51 mg N/L de Ribarroja. Mequinenza y Flix presentaron concentraciones de 1,64 y 1,98 mg N/L respectivamente.
- En cuanto al contenido en sílice, los embalses del tipo 12 presentan, de media, una concentración de 3,03 mg SiO₂/L. Las concentraciones mínima y máxima, son 1,73 y 4,37 mg SiO₂/L, y corresponden a los embalses de Caspe y Ribarroja, respectivamente.

G Tipo 13. Embalse de Baserca.

- El fósforo total presenta un valor bajo, con una concentración de 2,39 µg P/L. Los valores de P soluble son también bajos, 0,65 µg P/L, y representan solo el 27 % de todo el fósforo.
- En este embalse, la concentración media de nitrógeno inorgánico oxidado o NIO (nitratos + nitritos) en la ZF fue de 0,15 mg N/L.
- El amonio presenta valores por debajo del límite de detección, < 0,01 mg N-NH₄/L.
- El nitrógeno inorgánico total alcanza un valor de 0,154 mg N/L.
- El nitrógeno total presentó valores muy bajos, siendo la concentración en el embalse de Baserca de 0,17 mg N/L.
- La sílice soluble presenta en este embalse valores moderados, en comparación con el conjunto de embalses estudiados. El embalse de Baserca presenta una concentración de 2,59 mg SiO₂/L.

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 en 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 de núcleos urbanos como Logroño, Tudela, Zaragoza o Lérida.

Los valores mínimos de N Total se dan en los tipos de montaña (tipo 1 y 13) y también en los embalses de Vadiello (tipo 7) y Ciurana y Pena (tipo 10). Destacar el máximo atípico del tipo 10, Mezalocha con el máximo absoluto de 2014, 3,57 mg N/L. En líneas generales, las concentraciones aumentan conforme nos acercamos al tramo bajo del río. El caso del Mezalocha se explica por la elevada concentración de nitrato en las aguas, probablemente proveniente de las aguas de escorrentía en zona agrícola.

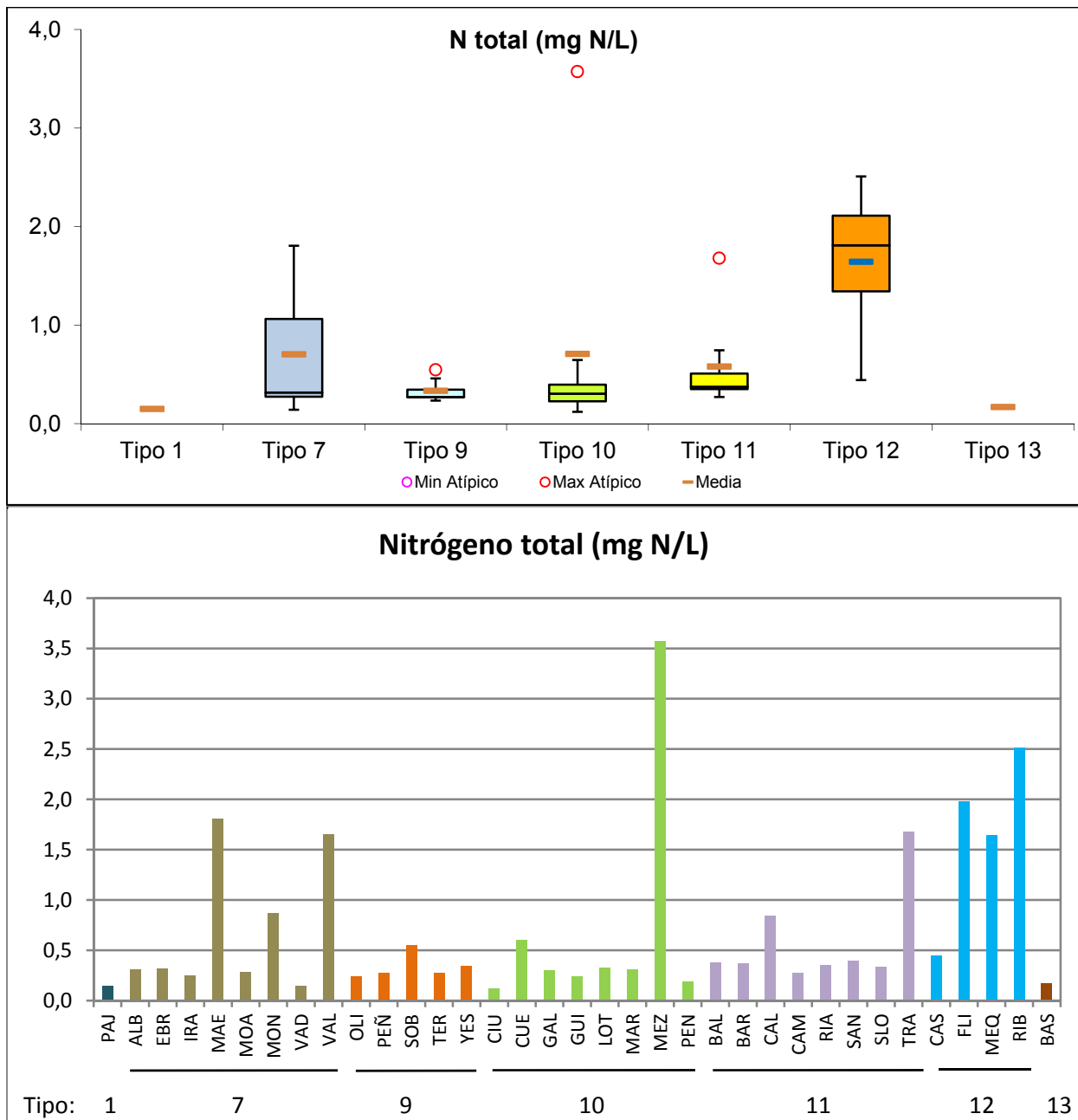


Figura 43. Valores de N Total en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Tipos: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja; 13: húmedo / alta montaña. 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.

Los datos mínimos se han dado en los embalses de Vadiello, del tipo 7, y Ciurana, tipo 10, por debajo del límite de detección y en La Loteta, del tipo 10, con 0,01 mg N/L. Los mayores contrastes se encuentran entre los embalses del tipo 10, con Mezalocha a la cabeza con 3,23 mg N/L.

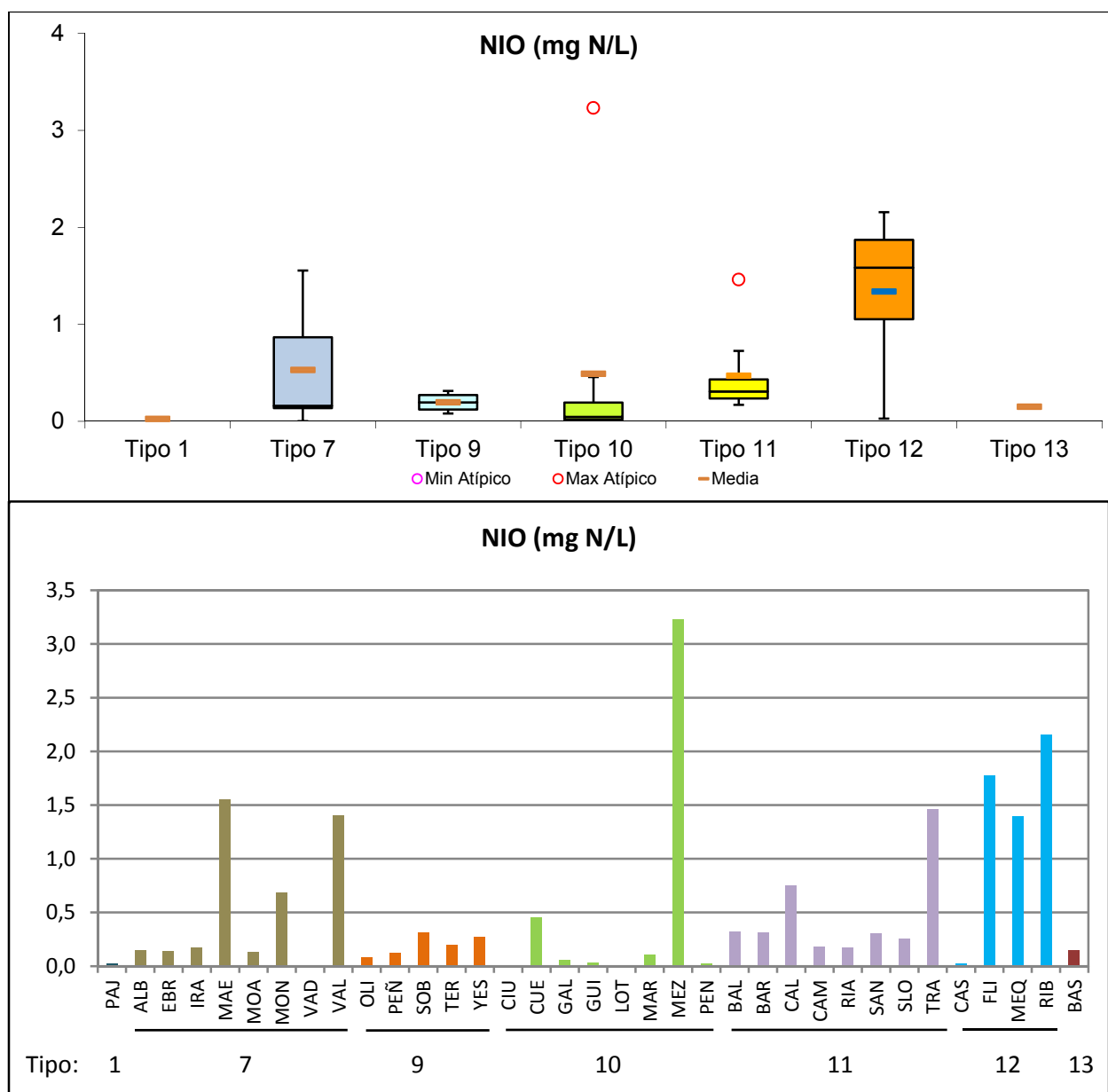


Figura 44. Valores de Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO) en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.

En cuanto al **amonio** (figura 45), los valores han sido inferiores a 0,07 mg N-NH₄/L en todos los casos, excepto en 1, el embalse de Monteagudo de las Vicarías en el tipo 7. Los promedios más altos son los de los tipos 12 y 7, este último debido a los valores elevados de los embalses de Monteagudo e Irabia. El más bajo ha correspondido los tipos 1 y 13.

Entre los embalses, el valor más elevado ha sido el de Monteagudo, seguido de Sobrón y Flix; mientras que el más bajo ha sido La Loteta, por debajo del límite de detección.

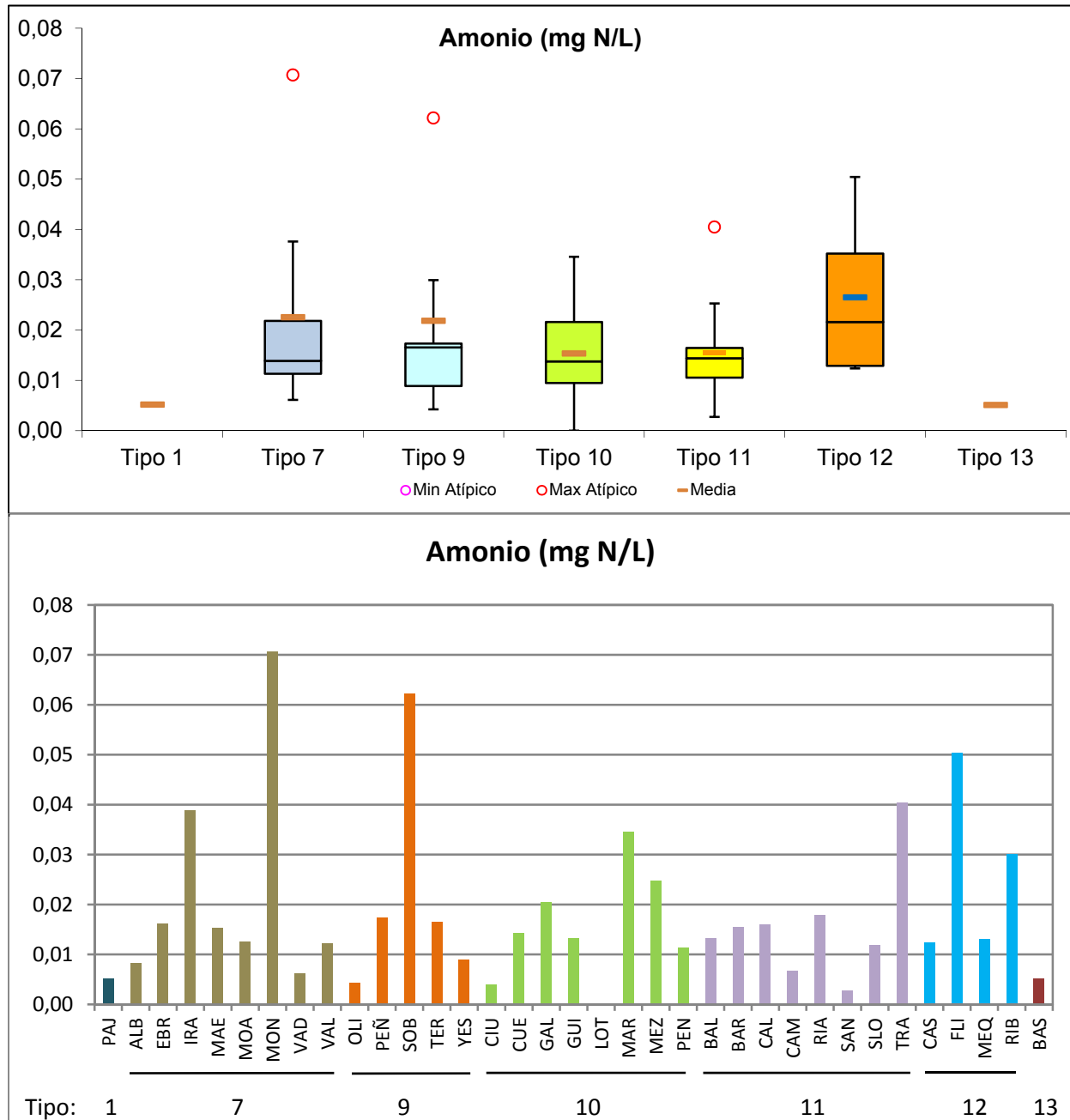


Figura 45. Valores de Amonio en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.

En las tendencias observadas en relación al **P total** en la ZF (figura 46), el tipo 12 muestra los valores más elevados, debido a los valores de Flix y Ribarroja, con 37 y 28 $\mu\text{g P/L}$ respectivamente. Otros tres embalses más muestran concentraciones superiores a los 25 $\mu\text{g P/L}$, La Loteta (máximo del ESTUDIO), El Val y Terradets; máximos atípicos de sus respectivos tipos. El valor mínimo se da, como en el caso del N total, en el tipo 13, de alta montaña. Los dos embalses con menor concentración han sido Pena (tipo 10) y Santa Ana (tipo 11), ambos por debajo de los 2 $\mu\text{g P/L}$.

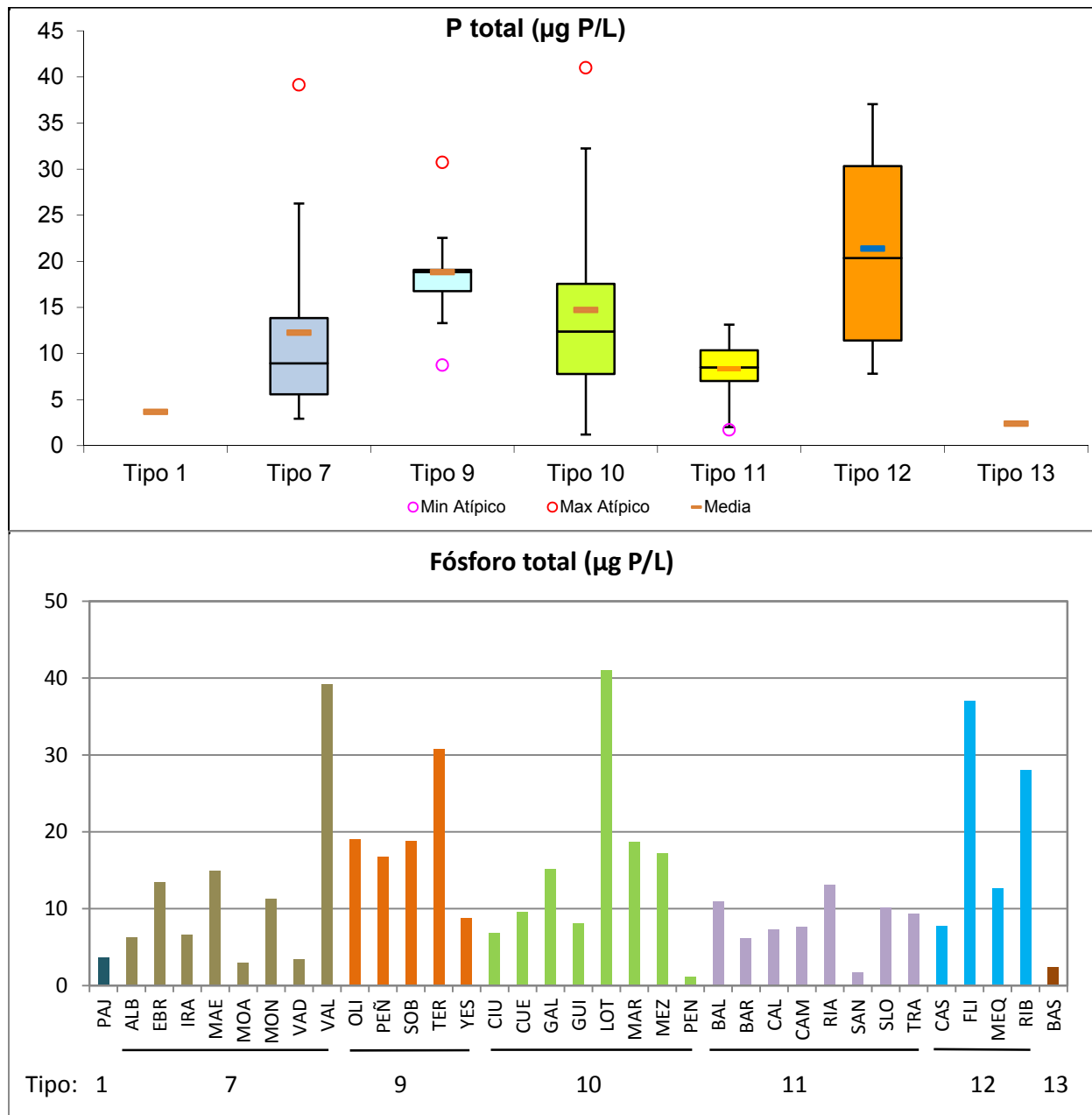


Figura 46. Valores de Fósforo Total en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.

Como se observa en la figura 47, las tendencias para el **P soluble** son muy parecidas a las del P total, con la media más alta para el tipo 12.

La fracción de P soluble es menor de 1 $\mu\text{g P/L}$ en los tipos de embalse 10, 11 y 13, que presentan los valores más bajos y la menor variabilidad.

Cabe destacar los máximos del embalse de Sobrón (tipo 9) y del embalse de Flix y Ribarroja (tipo 12), como tres valores muy superiores al resto, que superan los 6 $\mu\text{g P/L}$.

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 en el embalse.

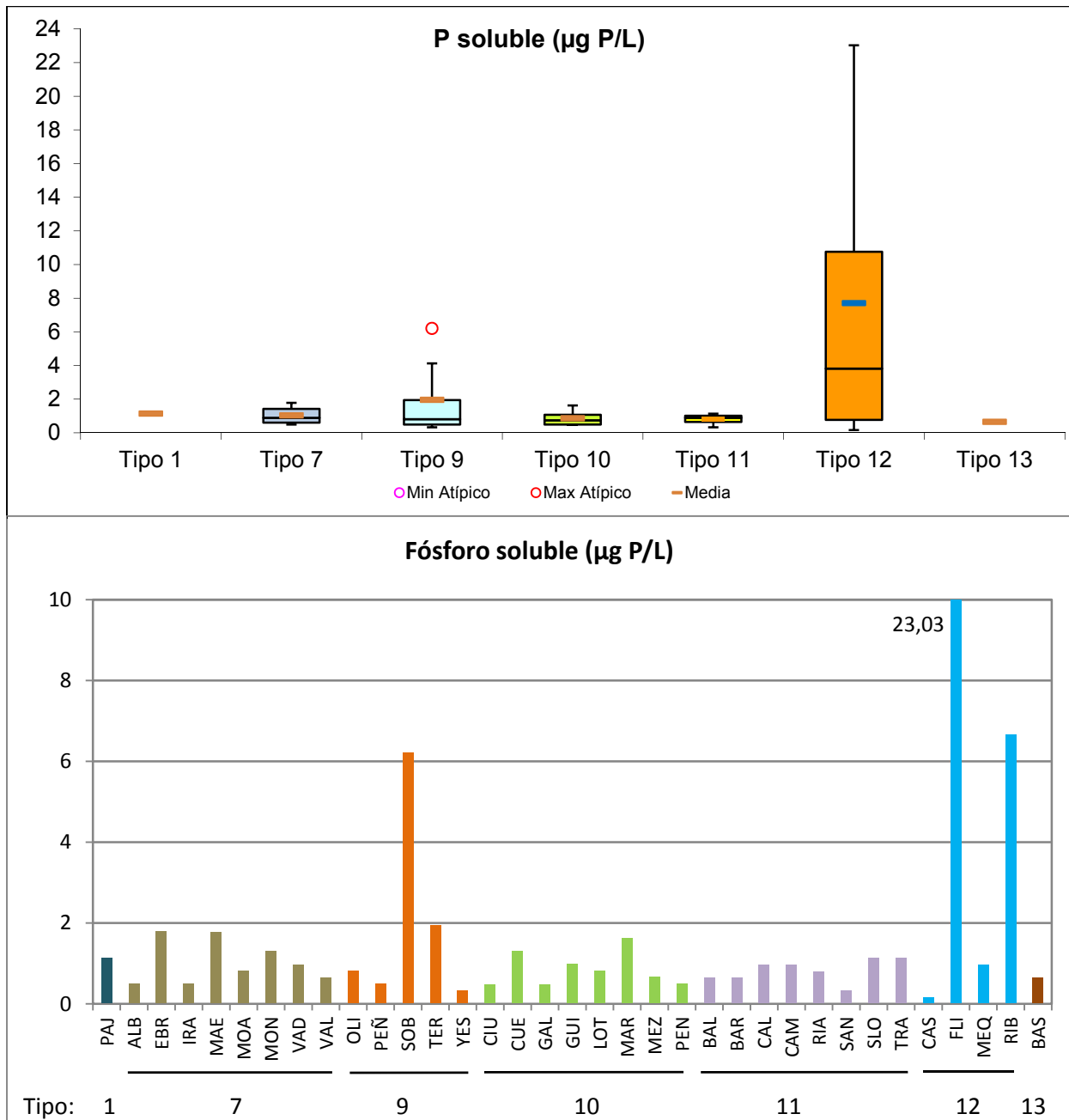


Figura 47. Valores de Fósforo Soluble en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.

Por último, las concentraciones de **silíce** (SiO_2) por tipos se sitúan generalmente en el rango 2-4 $\text{mg SiO}_2/\text{L}$ (figura 48). Por embalses hay que destacar los valores mínimos del Ebro y Maidevera (tipo 7), y Gallipué y Guiamets (tipo 10), que no llegan a 1 $\text{mg SiO}_2/\text{L}$. En los valores máximos son los embalses de Margalef (tipo 10), Montearagón (tipo 7), Santa Ana y La Tranquera (tipo 11) los que presentan concentraciones por encima de 5 $\text{mg SiO}_2/\text{L}$.

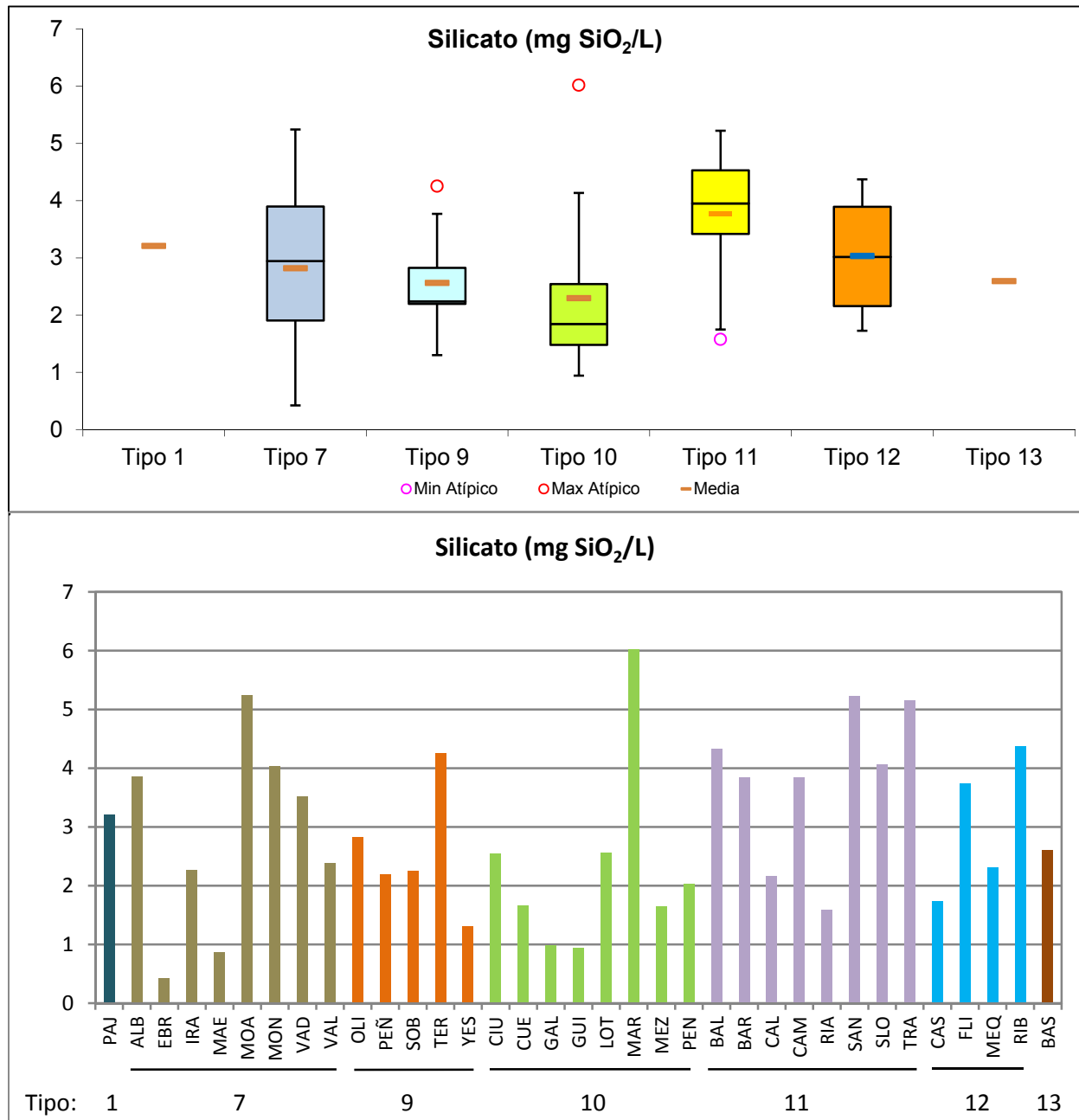


Figura 48. Valores de Silicato en la Zona Fótica para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 43.

4.3. Características Biológicas

4.3.1. Fitoplancton

La comunidad fitoplanctónica estudiada (un total de 198 taxones en 35 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. Numero de especies encontradas en 2014 por grupo fitoplanctónico.

Grupo	nº especies
Chlorophyceae	71
Bacillariophyceae	40
Cyanobacteria	26
Chrysophyceae	20
Cryptophyceae	10
Zygnematophyceae	9
Dinophyceae	9
Euglenophyceae	7
Xantophyceae	3
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 (cel/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 mayor que el año 2013. Las medias de los diferentes tipos muestran unos valores bastante similares. El máximo absoluto se registró en el embalse de Rialb, del tipo 11, con 39 especies. Le siguieron Camarasa y Montearagón con 36 especies. Los valores mínimos se han dado en los embalses de Monteagudo de las Vicarías con 19 especies, seguido por los embalses de Flix con 18 especies, Pena con 17 especies e Irabia, con 14 especies.

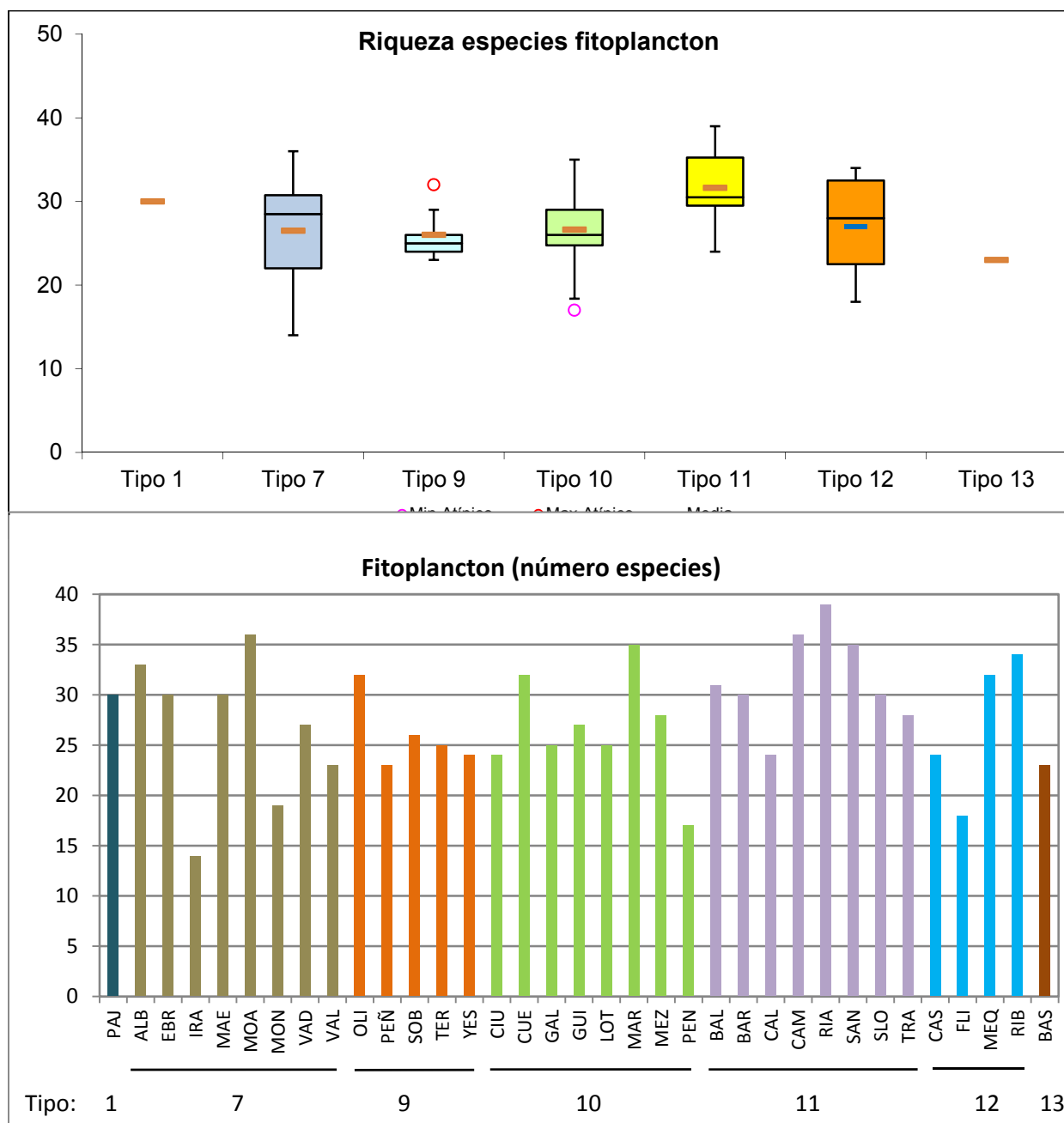


Figura 49. Riqueza de especies de fitoplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Tipos: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja; 13: húmedo / alta montaña. 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 parecida a la riqueza de especies, con valores muy similares entre las diferentes tipologías si exceptuamos el tipo 12, donde destacan los valores de Mequinenza y Caspe con más de 100.000 cel/mL. Los promedios más bajos se presentan en el tipo 13 y 9, siendo este último el tipo con unos valores más similares.

Los valores menores de densidad se han dado en el embalse de Terradets (tipo 9), con una densidad de 433 cel/mL, seguido del embalse de Monteagudo de las Vicarías (tipo 7) con 890 cel/mL.

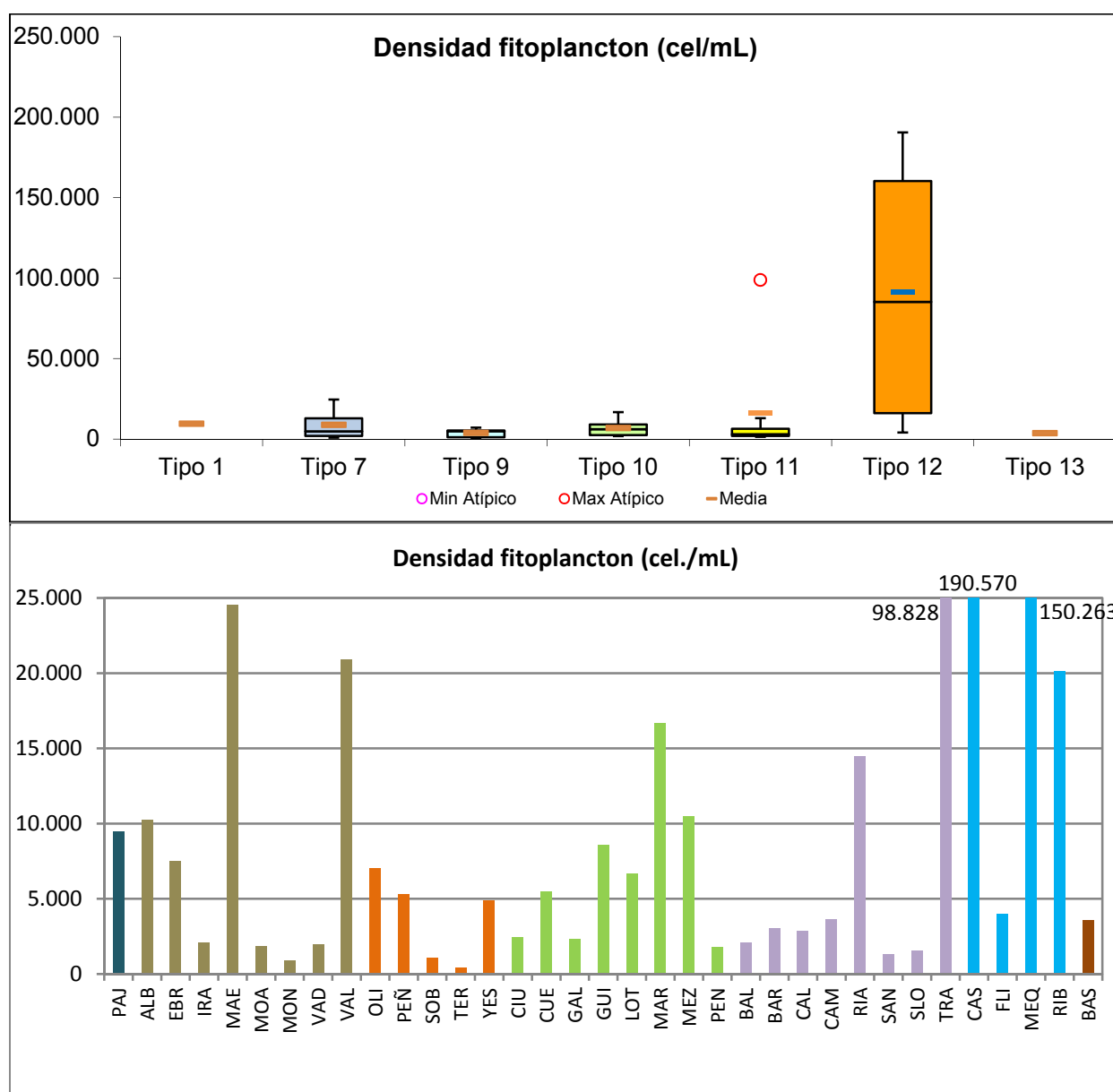


Figura 50. Densidad celular del fitoplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 49.

El comportamiento de la variable **biovolumen** celular de fitoplancton (figura 51) fue similar al de la variable densidad, siendo la media del tipo 12 la más elevada. Aunque esta vez la media del tipo 7 también es superior al resto de medias, esto se debe a los 3 embalses con un valor por encima de los 2 mm³/L, siendo El Val el embalse con un mayor biovolumen con 3,14 mm³/L. Como en la densidad, el valor más elevado del ESTUDIO lo encontramos en los embalses del tipo 12, pero en este caso es el embalse de Ribarroja el que registra un mayor biovolumen, 4,45 mm³/L. En el lado contrario, los valores menores se han presentado en los embalses de Terradets (tipo 9) y Ciurana (tipo 10), con valores inferiores a 0,2 mm³/L.

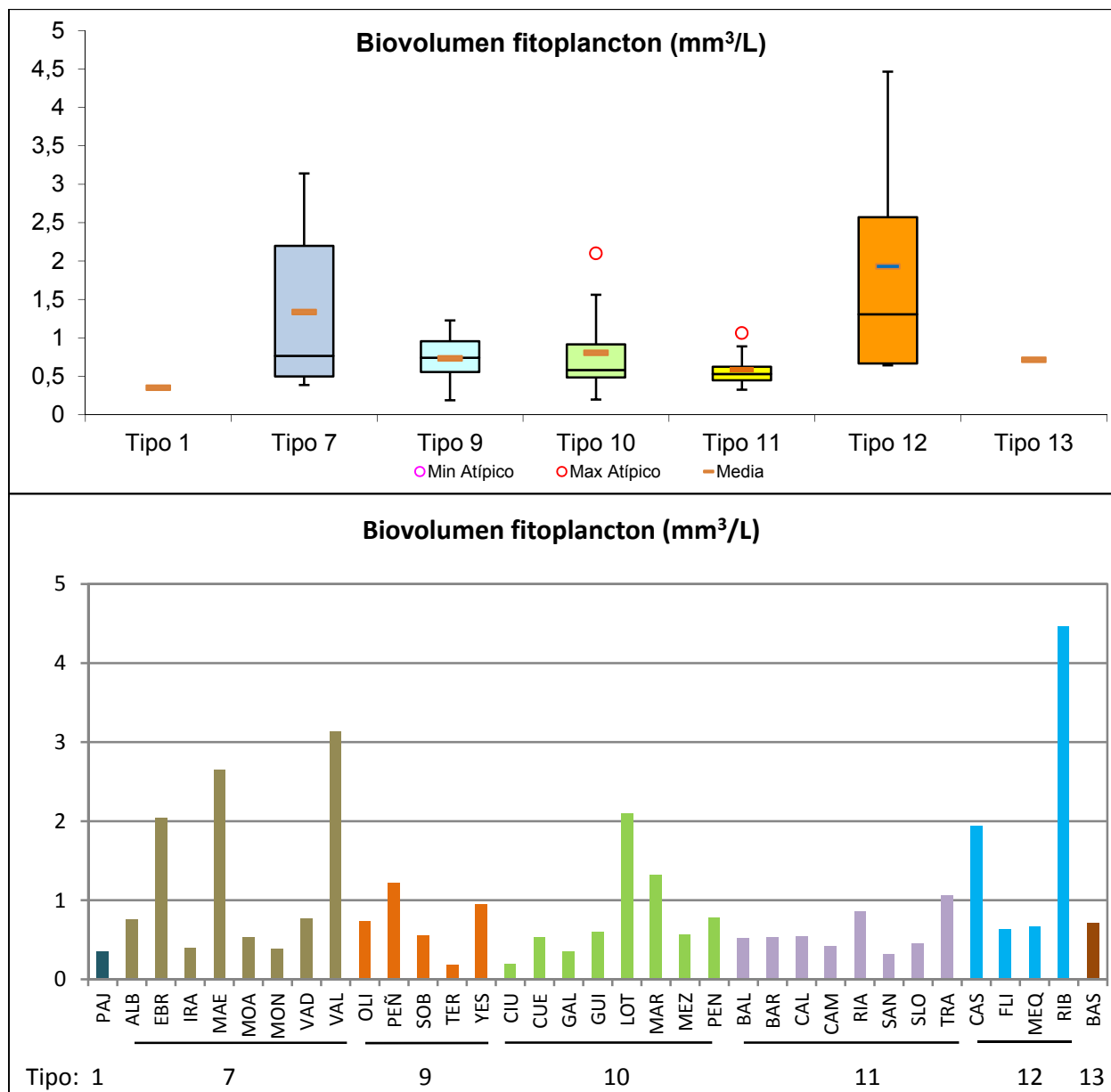


Figura 51. Biovolumen del fitoplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 49.

Los valores de **diversidad** obtenidos en las muestras de fitoplancton (figura 52) se pueden considerar los habituales en este tipo de estudios, entre 2,5 y 3,5 bits, solo en los tipos 1, 12 y 13 encontramos una diversidad inferior a 2,5 bits. El tipo 11 es el de mayor diversidad en promedio, con 2,8 bits. Se debe señalar que la diversidad máxima para todos los embalses se ha presentado en el embalse de Montearagón con 3,6 bits. El valor medio más bajo de diversidad se ha dado en el tipo 1. Pero el embalse con un valor más bajo ha sido el de Mequinenza, con 0,38 bits. Flix, también del tipo 12, La Tranquera del tipo 11 y Pajares del tipo 1, tampoco han superado el valor de 1 bit.

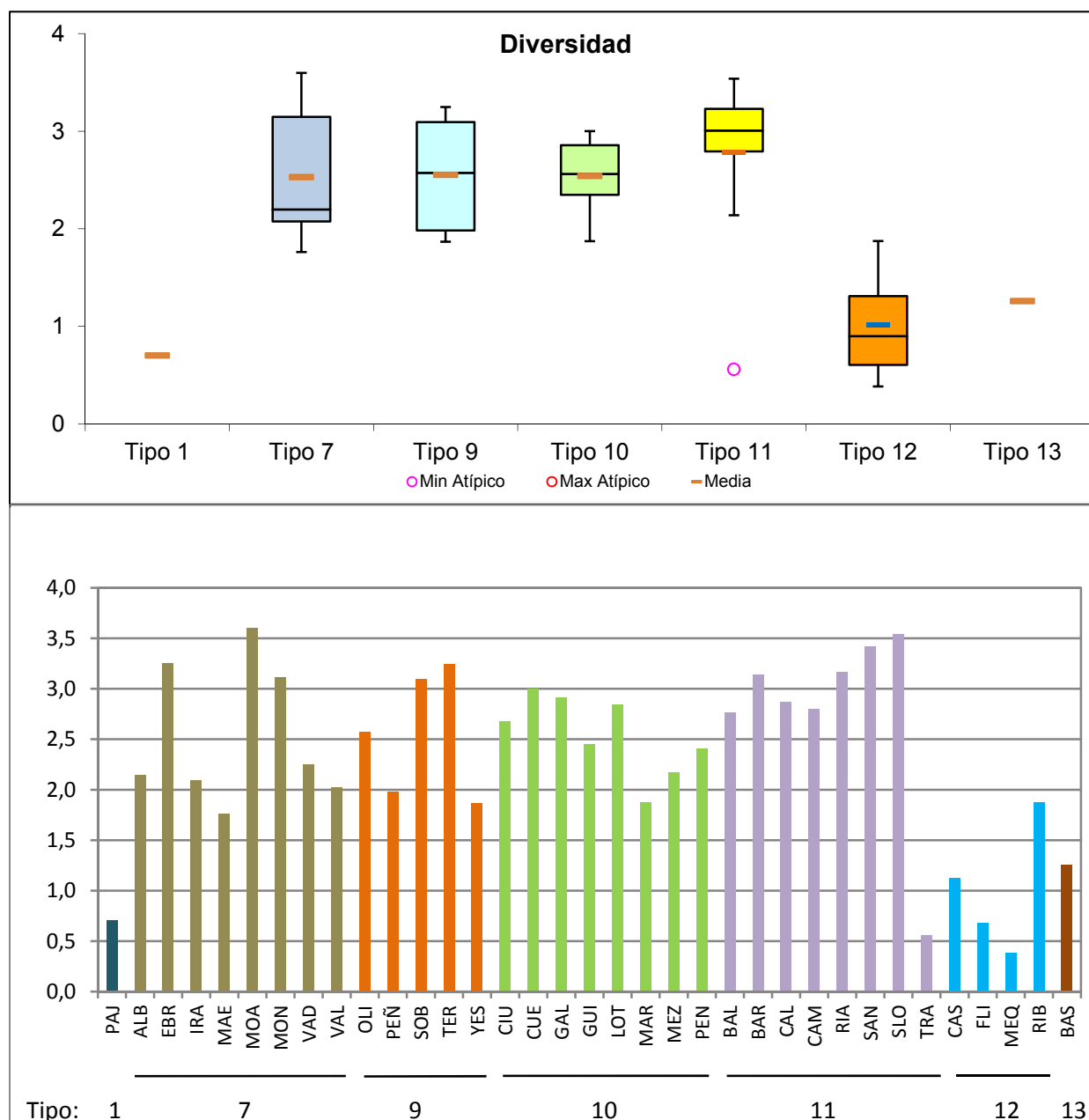


Figura 52. Diversidad del fitoplancton según el índice de Shannon-Wiener para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 49.

Las concentraciones de **clorofila a** (figura 53) presentaron valores medios muy similares entre los diversos tipos, exceptuando al tipo 13 con valores muy bajos. El valor más elevado está en el tipo 7 con 7,1 $\mu\text{g/L}$, debido al valor extremo del embalse de El Val con 31,8 $\mu\text{g/L}$ el más elevado, seguido por Oliana (tipo 9) con 11,35 $\mu\text{g/L}$ y Ribarroja (tipo 12) con 10,61 $\mu\text{g/L}$. En el lado contrario, el embalse de Ciurana, con 1,17 $\mu\text{g/L}$, es el embalse con una concentración más baja, seguido por el embalse de Santa Ana con 1,26 $\mu\text{g/L}$ y el embalse de Vadiello con una concentración de 1,34 $\mu\text{g/L}$.

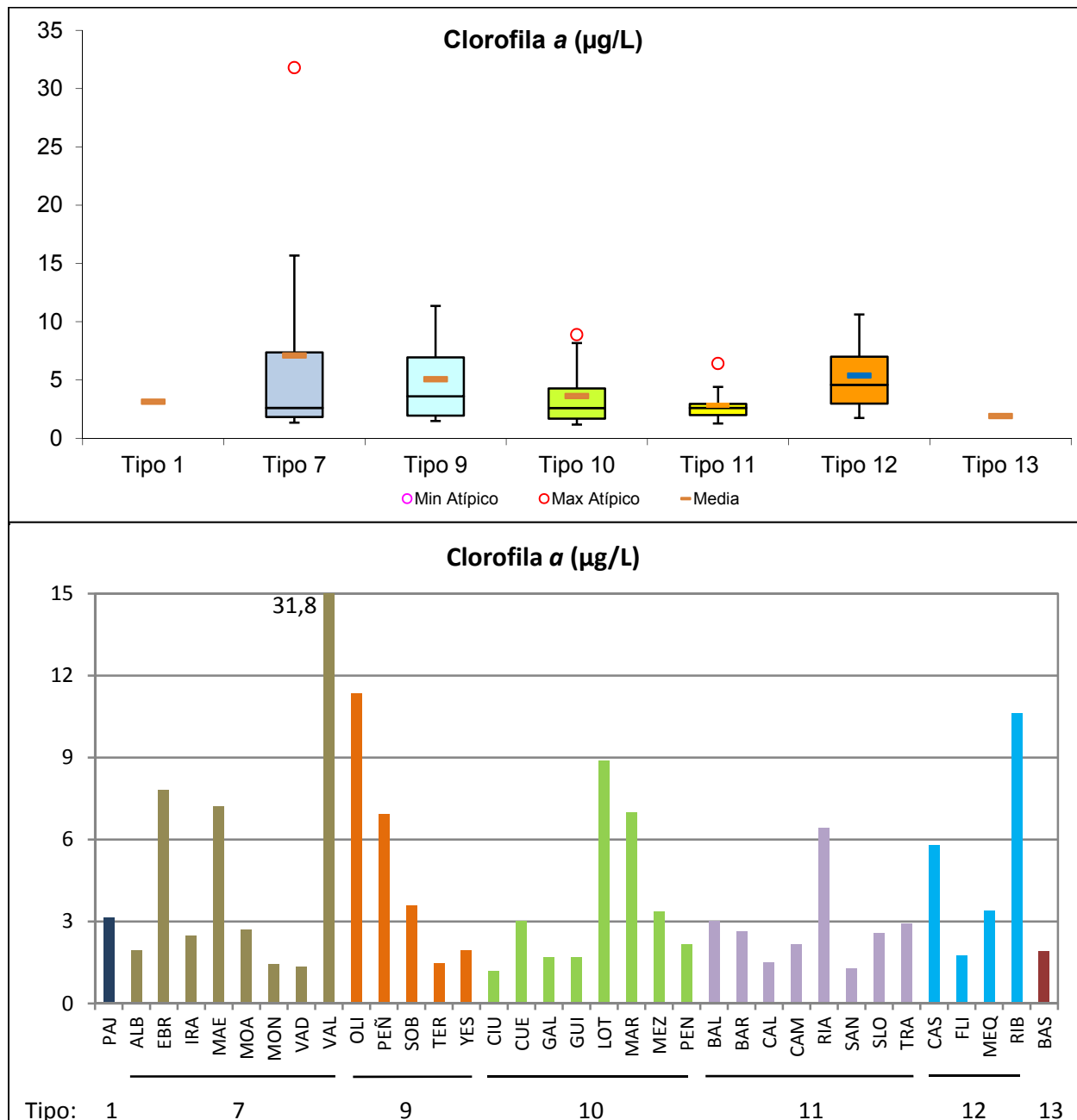


Figura 53. Concentración de clorofila a para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 49.

Con el fin de presentar una descripción más detallada de las comunidades algales planctónicas de los embalses estudiados, en las figuras 54 a 59 se muestra la distribución de la riqueza de especies para cada uno de los grupos fitoplanctónicos y tipo de embalse.

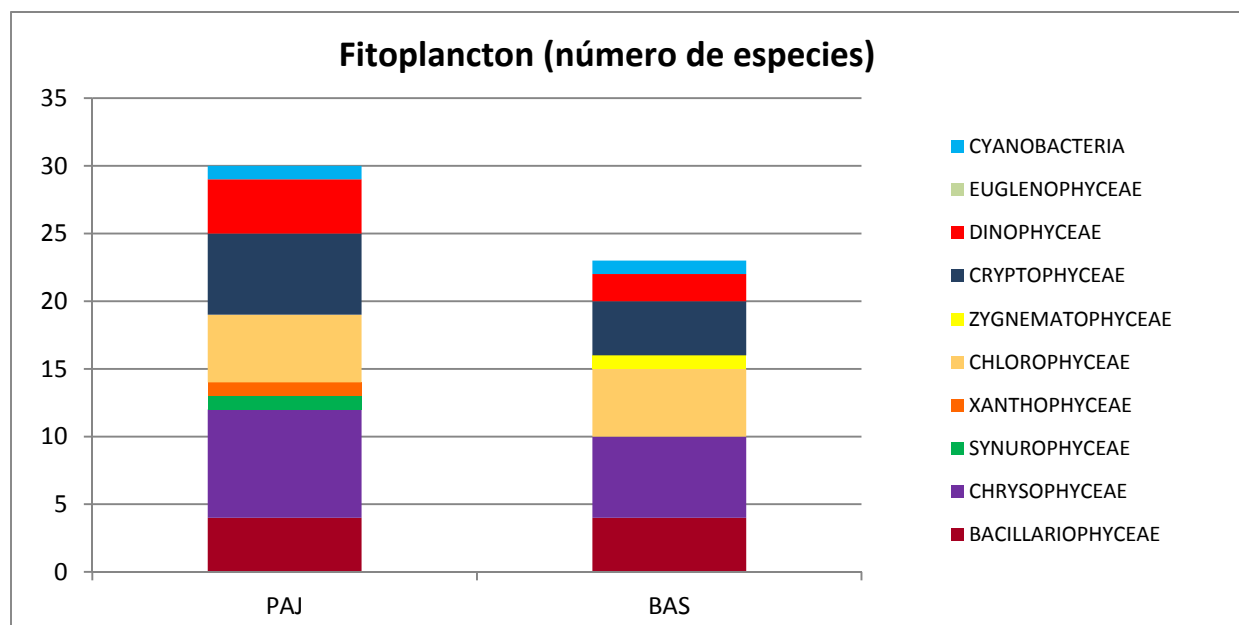


Figura 54. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los embalses del tipo 1 y tipo 13 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

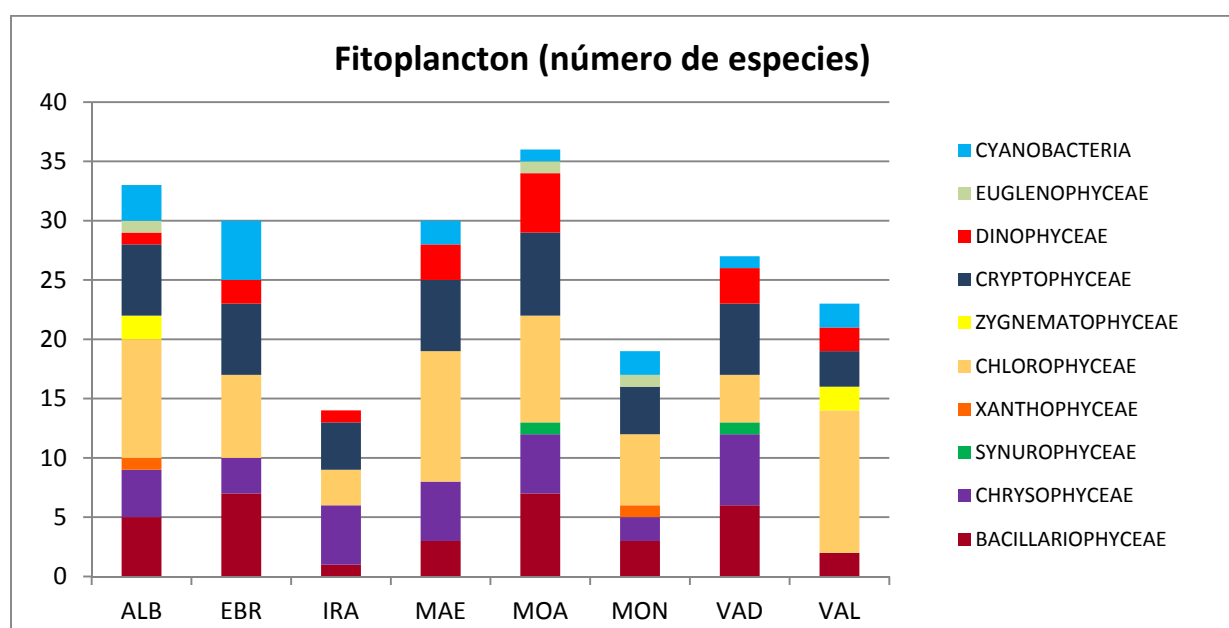


Figura 55. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 7 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

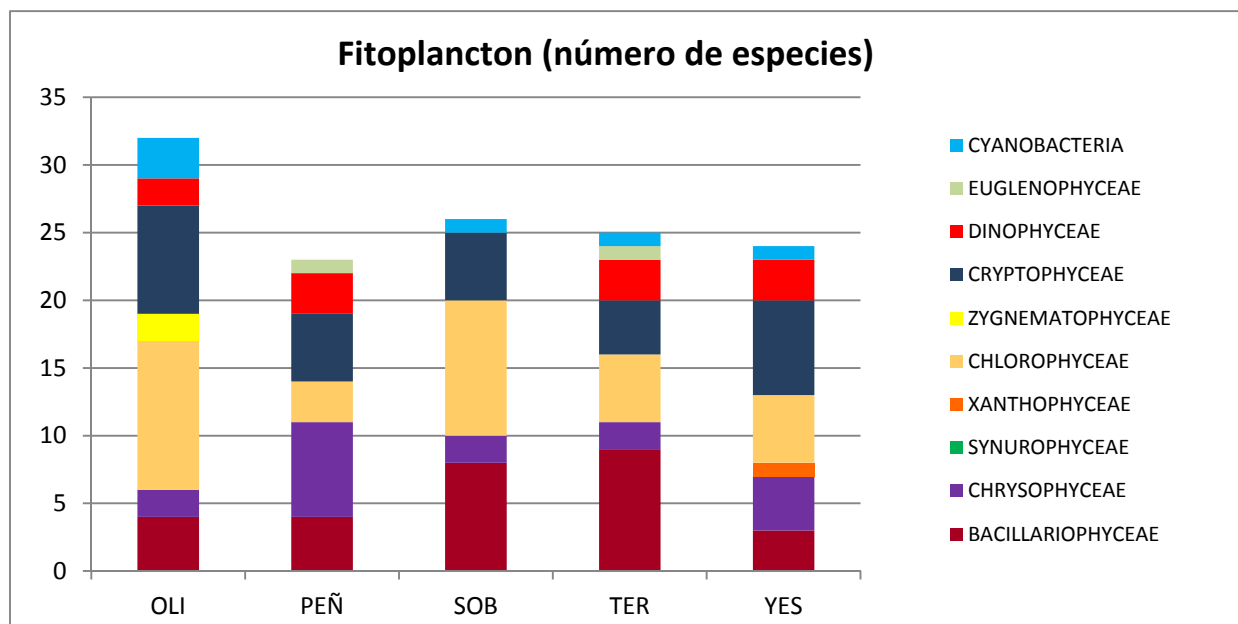


Figura 56. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 9 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

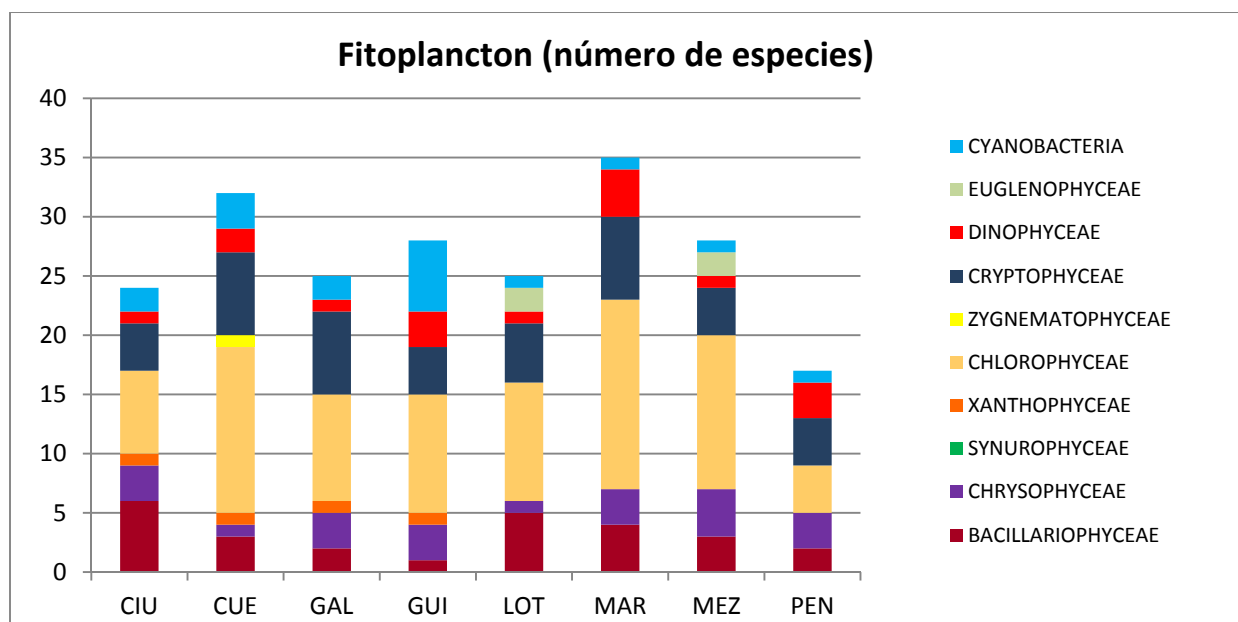


Figura 57. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 10 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

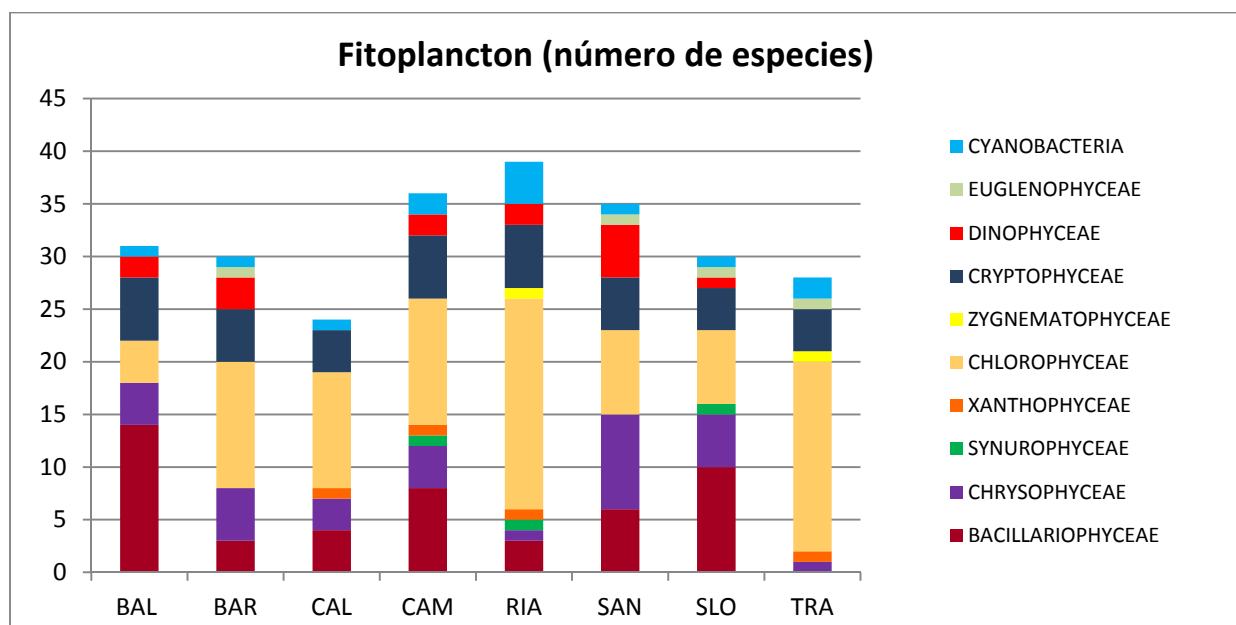


Figura 58. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 11 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

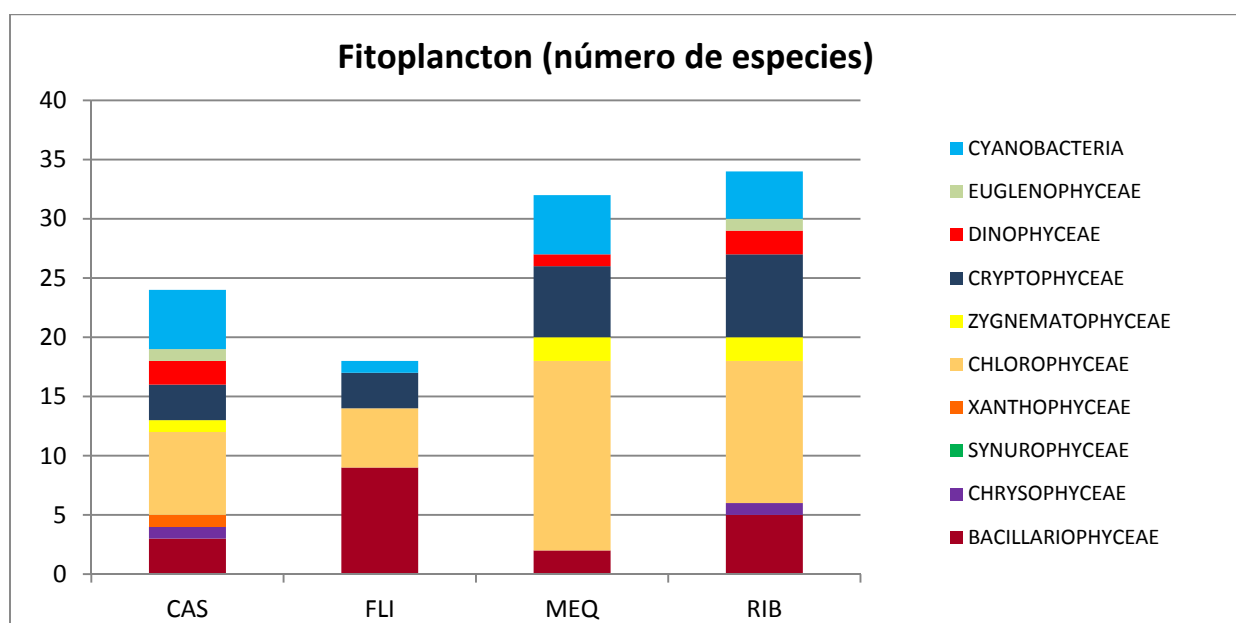


Figura 59. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 12 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

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 Bacillariophyceae. Aunque hay cinco embalses donde predominan las Chrysophyceae:

Pajares, Baserca, Irabia, La Peña y Santa Ana. En el embalse de Yesa las Cryptophyceae han sido el primer grupo con más riqueza.

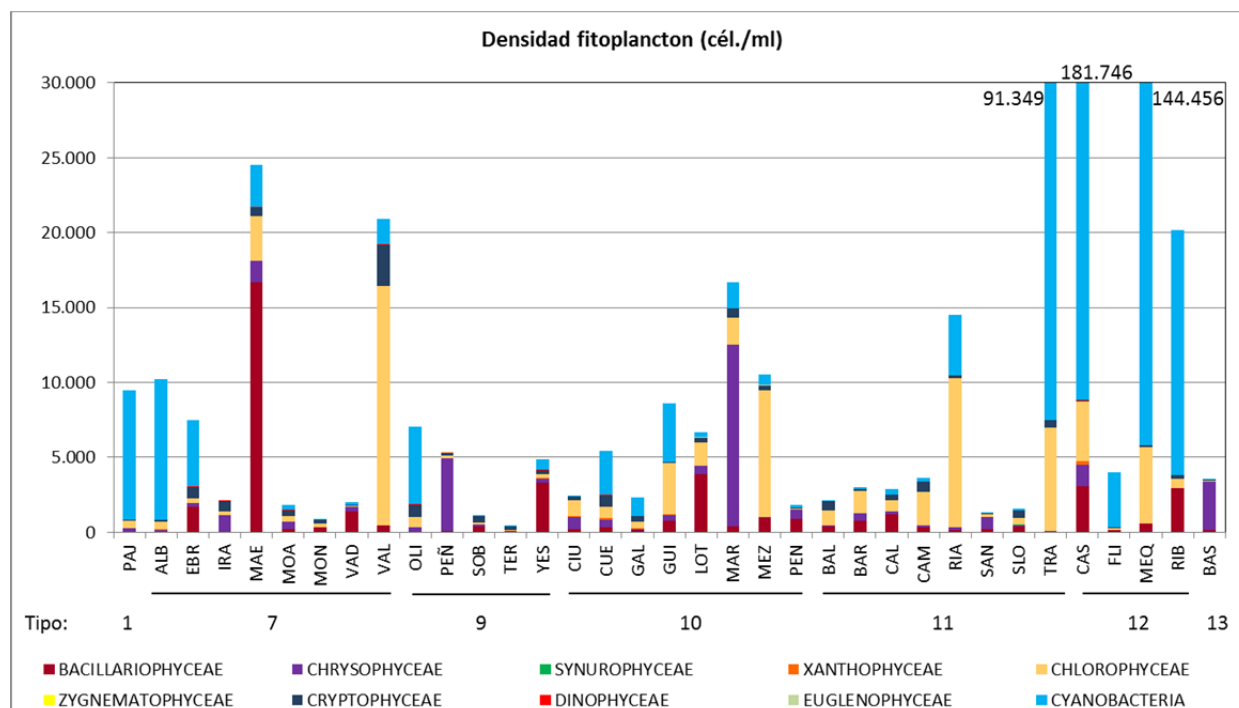


Figura 60. Densidad celular (en células por mililitro) de los grupos de algas fitoplanctónicas en los embalses del ESTUDIO. Abreviaturas de los embalses según su nombre.

En primer lugar, como grupo dominante en los embalses, se sitúan las Cianobacterias (algas verde-azules). Este grupo algal domina en los embalses con las mayores densidades, como son Caspe (181.746 cel/mL) y Mequinzenza (144.456 cel/mL). Y también en otros embalses como La Tranquera (91.349 cel/mL), Ribarroja (555 cel/mL), Albiña (9.418 cel/mL), Pajares (8.629 cel/mL), Oliana (5.187 cel/mL), Ebro (16.325 cel/mL), Guiamets (3.910 cel/mL), Flix (3.665 cel/mL), Cueva Foradada (2.976 cel/mL) y Gallipué (1.275 cel/mL). Debemos señalar que este año se ha implementado el sistema de cálculo de densidad con la nueva metodología, que proporciona mayores valores a las filamentosas y coloniales al considerar cada célula de la colonia como una unidad; en este sentido, los valores que se obtienen son mayores que cuando se consideraba un filamento como una célula.

Las Chlorophyceae (Clorofíceas o algas verdes) son el segundo grupo con mayor densidad en el fitoplancton. Son las más abundantes en embalses como El Val (15.974 cel/mL), Rialb (9.941 cel/mL), Mezalocha (8.477 cel/mL), Camarasa (2.243 cel/mL), Barasona (1.520 cel/mL), Ciurana (1.084 cel/mL) y San Lorenzo (539 cel/mL).

El tercer grupo en importancia es Bacillariophyceae, destacando su presencia en el embalse de Maidevera con 16.712 cel/mL.

Destacar la la dominancia del grupo Crysophyceae, cuarto grupo en dominancia, en tres embalses: Margalef (12.119 cel/mL), La Peña (4.865 cel/mL) y Baserca (3.240 cel/mL).

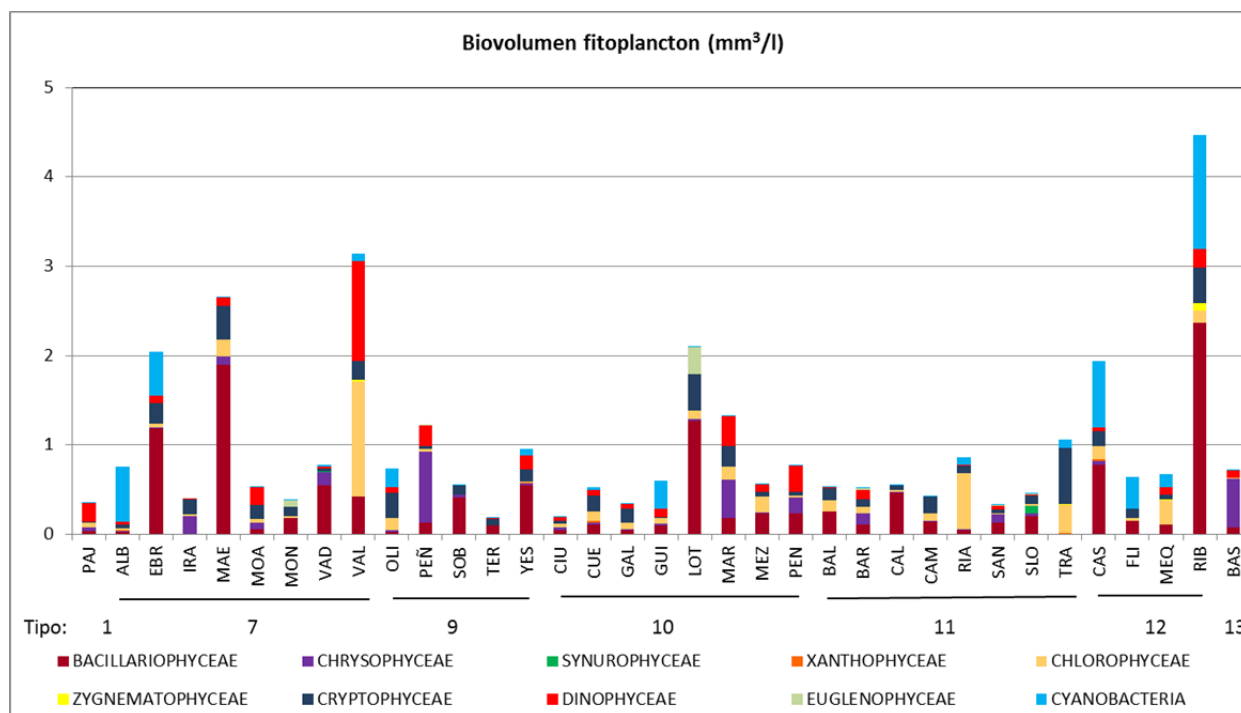


Figura 61. Biovolumen del fitoplancton (en mm³ por litro) de los grupos de algas fitoplanctónicas en los embalses del ESTUDIO de. Abreviaturas de los embalses según su nombre.

Si observamos la representación de los biovolúmenes del fitoplancton (figura 61) son las Bacilarofíceas las que dominan en en la mayoría de embalses, 16, lo que representa un 45,7 % del total. Los embalses son: Ebro, Maidevera, Monteagudo de las Vicarías, Vadiello, Sobrón, Terradets, Yesa, Ciurana, La Loteta, Mezalocha, Balaguer, Calanda, Santa Ana, San Lorenzo, Caspe y Ribarroja. En este caso, es Ribarroja quien presenta el valor más elevado de biovolumen dominado por las Bacilarofíceas (2,37 mm³/L).

El segundo grupo dominante en ocho embalses son las Criptofíceas, seguido por las Cianobacterias, el grupo que tenia mayor densidad. El cuarto grupo son las Clorófitas, que domina en tres embalses.

Las crisofíceas (Chrysophyceae), algas típicas de aguas oligotróficas, ligeramente ácidas, poco mineralizadas y con valores bajos de alcalinidad, cobran relativa importancia en

biovolumen en los embalses de Baserca (0,55 mm³/mL), La Peña (0,80 mm³/mL), Margalef (0,43 mm³/L) e Irabia (0,20 mm³/L).

Las dinofitas son de poca abundancia pero grandes, ya que aportan mucho biovolumen para la cantidad que hay. Los euglenófitos (Euglenophyceae), las zignematofíceas (Zygnematophyceae), las xantofíceas (Xantophyceae) y las Synurophyceae son siempre grupos minoritarios en densidad y biovolumen.

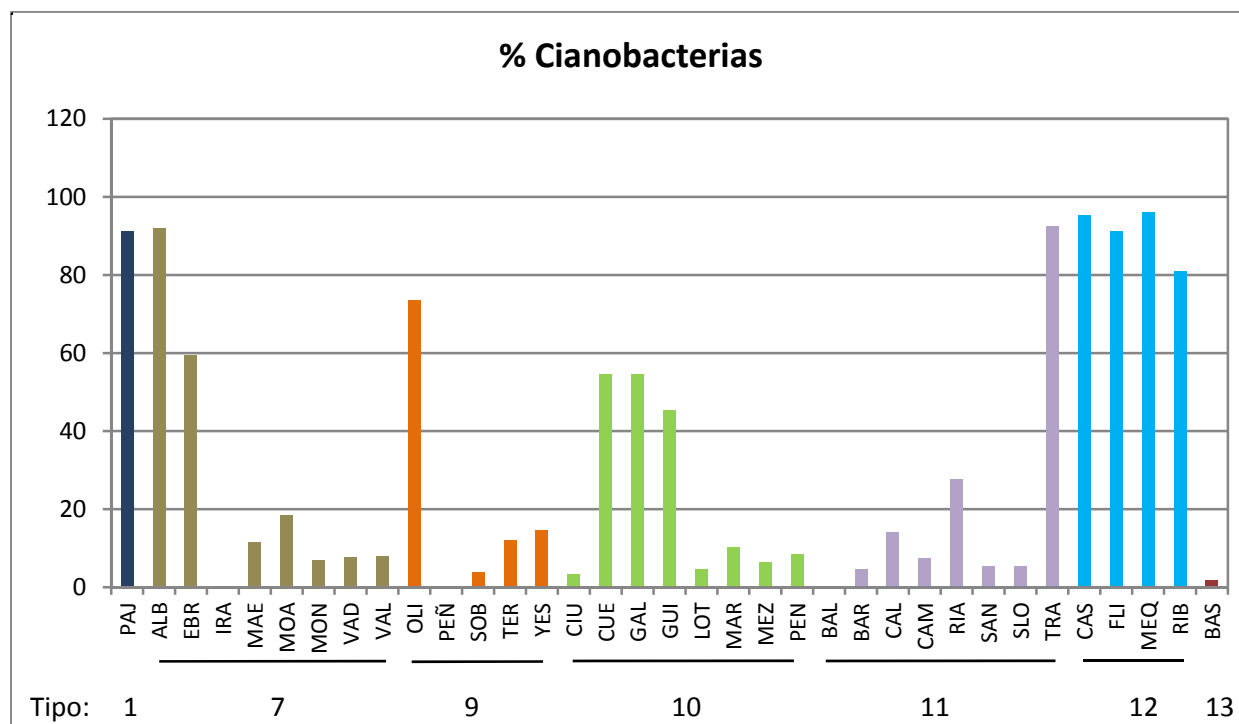


Figura 62. Porcentaje de Cianobacterias respecto a la densidad total del fitoplancton para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. Leyenda de los embalses ordenados según su tipo y después por su nombre.

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.

Gran parte de los embalses, un 63 %, no tienen algas de este grupo o las tienen en cantidades menores del 20 % de la densidad total. Pero debemos señalar aquellos que poseen un porcentaje superior al 50 %, un total de once embalses, que ordenados de mayor a menor porcentaje son: Mequinenza y Caspe (tipo 12), La Tranquera (tipop11), Albiña (tipo 7), Flix (tipo 12), Pajares (tipo 1), Ribarroja (tipo 12), Oliana (tipo 9), Ebro (tipo 7), Cueva Foradada y Gallipué (tipo 10). A pesar de tener un porcentaje elevado, se debe considerar que su biomasa no es tan elevada 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. Probablemente esté relacionado con el alto nivel de nutrientes en el sistema. La bibliografía general (Oliver y Ganf 2002; Reynolds 2006) relaciona la densidad de cianofíceas formadoras de blooms con la eutrofización, aunque se han documentado numerosas excepciones.

4.3.2. Zooplancton

En las muestras cuantitativas (2 botellas Ruttner x 2,6 L), se registraron 84 especies de zooplancton en un total de 35 embalses, agrupadas en tres grupos taxonómicos principales, el orden Cladocera (17 especies), la subclase Copepoda (14 taxones) y el phylum Rotifera (49 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 82 especies (ver tabla 11) y 1 taxon “secundario”, Mollusca, por 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	
Cladocera	17	20 %	20	23,8 %
Copepoda	14	16,6 %	14	16,6 %
Rotifera	49	58 %	49	58 %
Otros taxones	1	4,8 %	1	1,2 %
Total	81		84	

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.

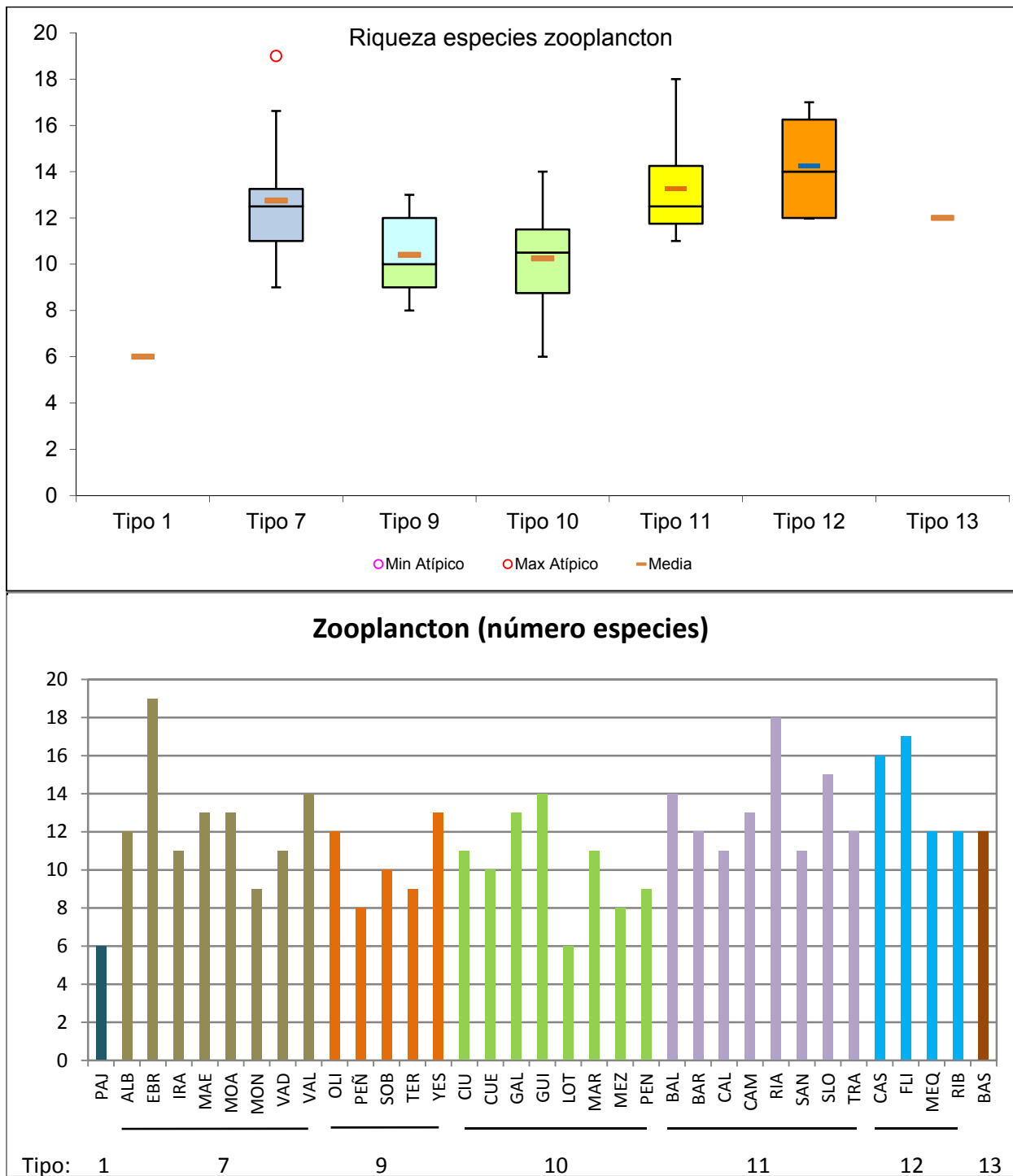


Figura 63. Riqueza de especies de zooplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Tipos: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja; 13: húmedo / alta montaña. 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 **riqueza** de especies se situó en torno a 12 especies por embalse (valores de la media), con el tipo 12 presentando el mayor valor (14 especies) y el tipo 1 presentando el valor más bajo entre todos los tipos (6 especies). Valores destacados de riqueza zooplanctónica se dieron en los siguientes embalses: Ebro con 19, le siguen Rialb con 18 especies y Flix con 17 especies.

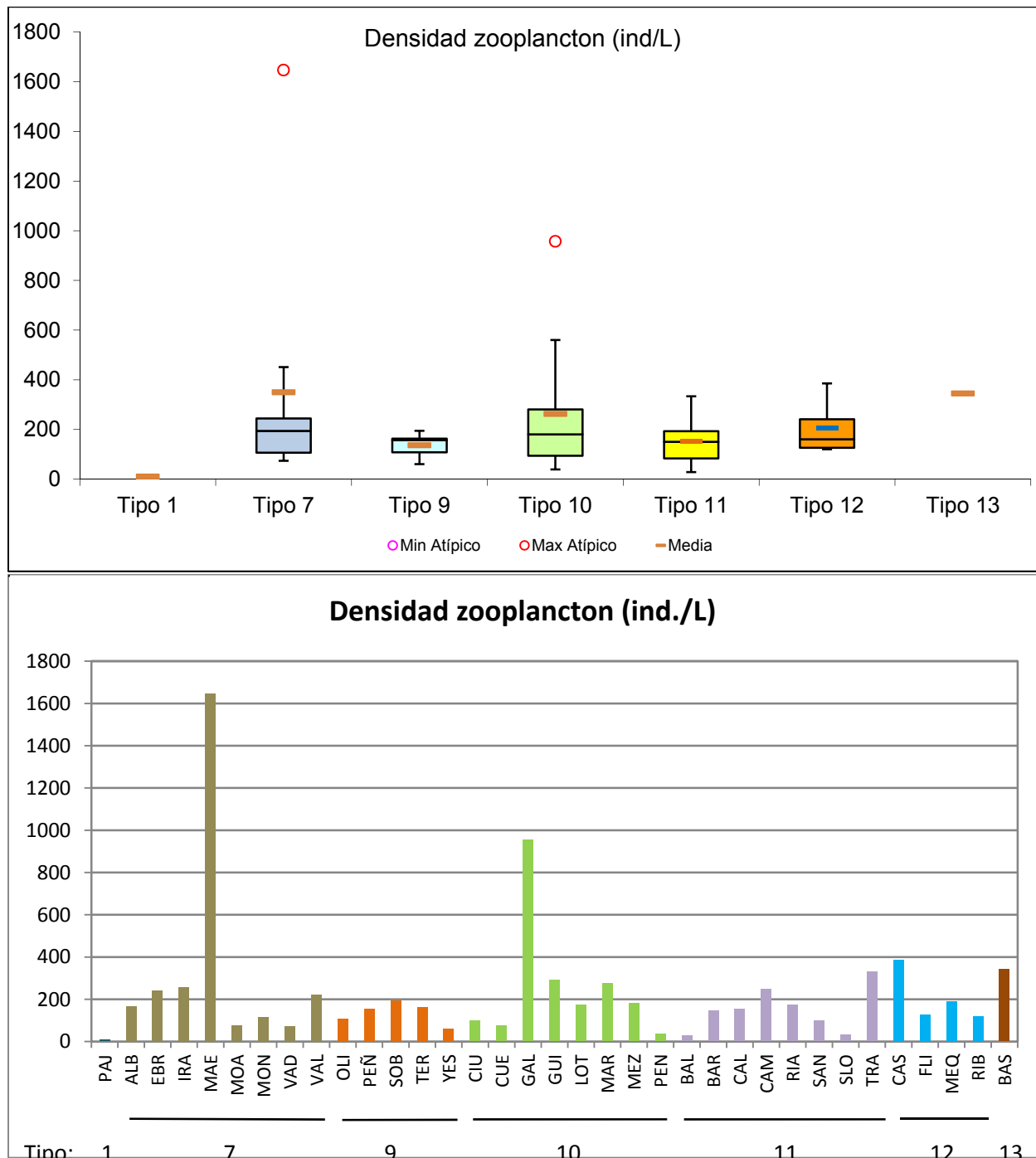


Figura 64. Densidad celular del zooplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 63.

La **densidad** de individuos media ha sido de 228,2 ind/L, con valores que han ido desde los 10,58 ind/L en el embalse de Pajares hasta los 1.647 ind/L en Maidevera. Por tipos, los promedios más altos han sido para el tipo 13 y 7 y, mientras que el más bajo ha sido para el tipo 1, seguido del tipo 9.

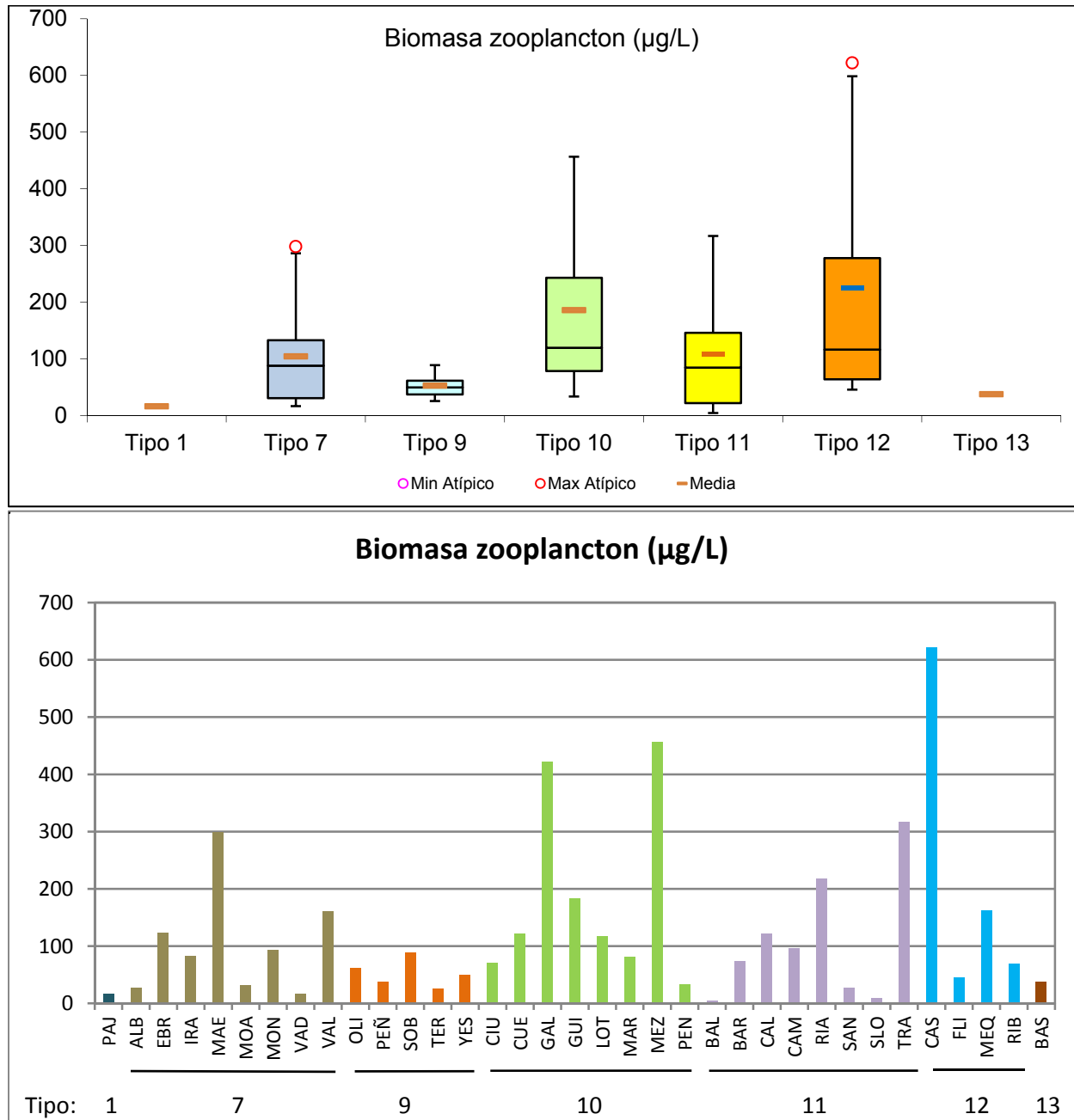


Figura 65. Biomasa del zooplancton para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 63.

La **biomasa** media fue mayor en el tipo 12, con el máximo absoluto del embalse de Caspe, 622,11 $\mu\text{g/L}$ (peso seco), debido a los *Copidodiptomus numidicus* (338,62 $\mu\text{g/L}$). Le sigue el tipo 10 con 185,7 $\mu\text{g/L}$. Otros valores extremos se dieron en el embalse de Mezalocha y Gallipuéen (tipo 10) con 456,50 $\mu\text{g/L}$ y 422,15 $\mu\text{g/L}$ respectivamente. La Tranquera (tipo 11) también sobrepasan los 300 $\mu\text{g/L}$. En la parte opuesta, los valores menores han sido para el tipo 1. Por embalses los valores más bajos se han registrado en Balaguer con 4,33 $\mu\text{g/L}$, seguido de San Lorenzo con 8,59 $\mu\text{g/L}$, ambos del tipo 11.

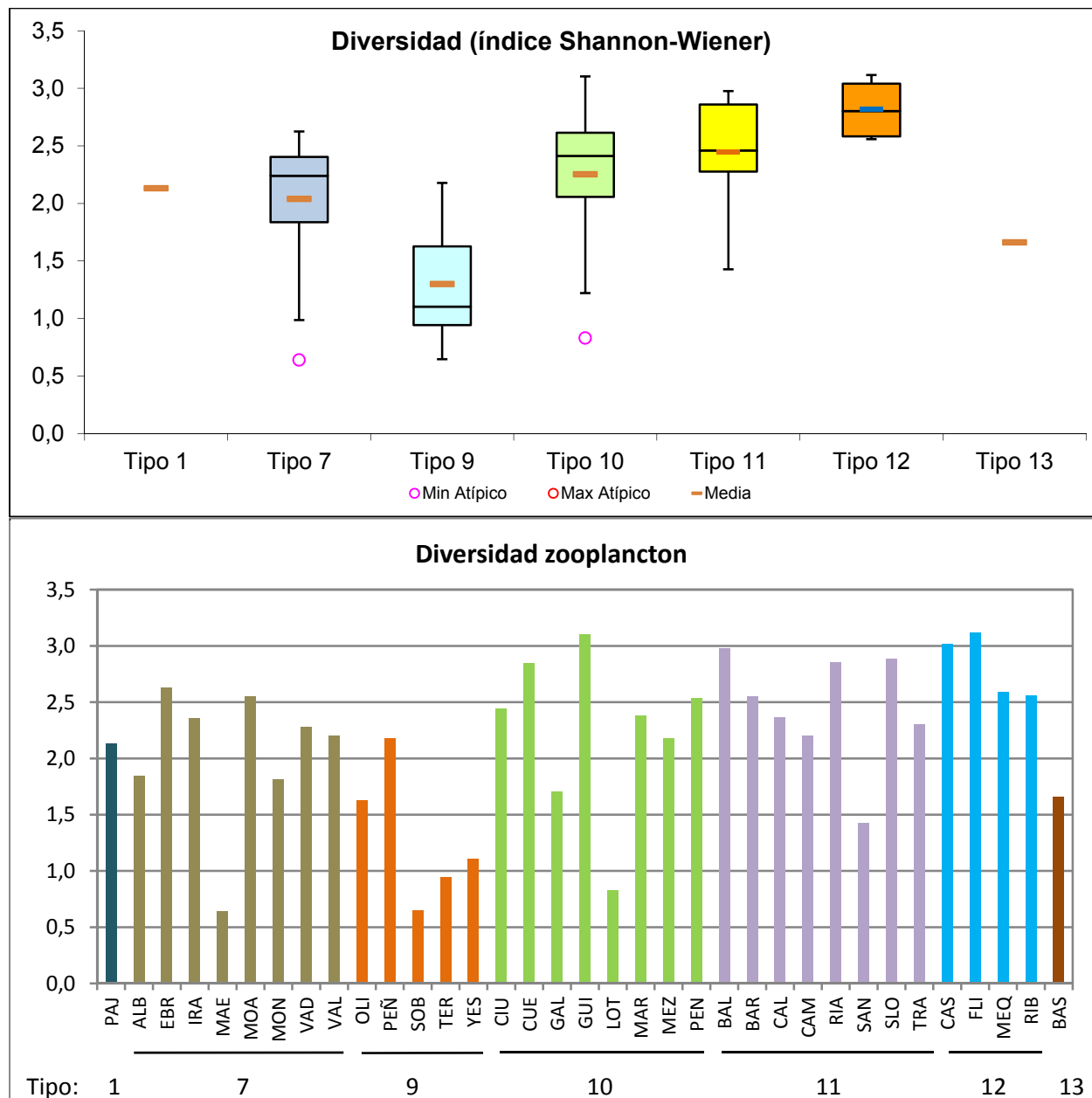


Figura 66. Diversidad del zoplancton según el índice de Shannon-Wiener para los diferentes tipos de embalses (parte superior) y para cada embalse (parte inferior) del ESTUDIO. Leyenda como en la figura 63.

La **diversidad** máxima se presenta en el tipo 12 con 2,8 bits, mientras que la mínima está en el tipo 9 con 1,3 bits. La mayoría de embalses se sitúan en los valores habituales de diversidad para los ecosistemas acuáticos, entre 2 y 3 bits. Destacar el valor mínimo del embalse de Maidevera (tipo 7), donde prácticamente solo se encuentran rotíferos. En los valores superiores por encima de 3 bits solo se encuentran Flix (máximo absoluto con 3,12 bits), Guiamets y Caspe.

En las figuras siguientes (figuras 67 a 72) observamos la distribución por tipos de la densidad del zooplancton en los diversos embalses estudiados, indicando los cuatro grupos zooplanctónicos.

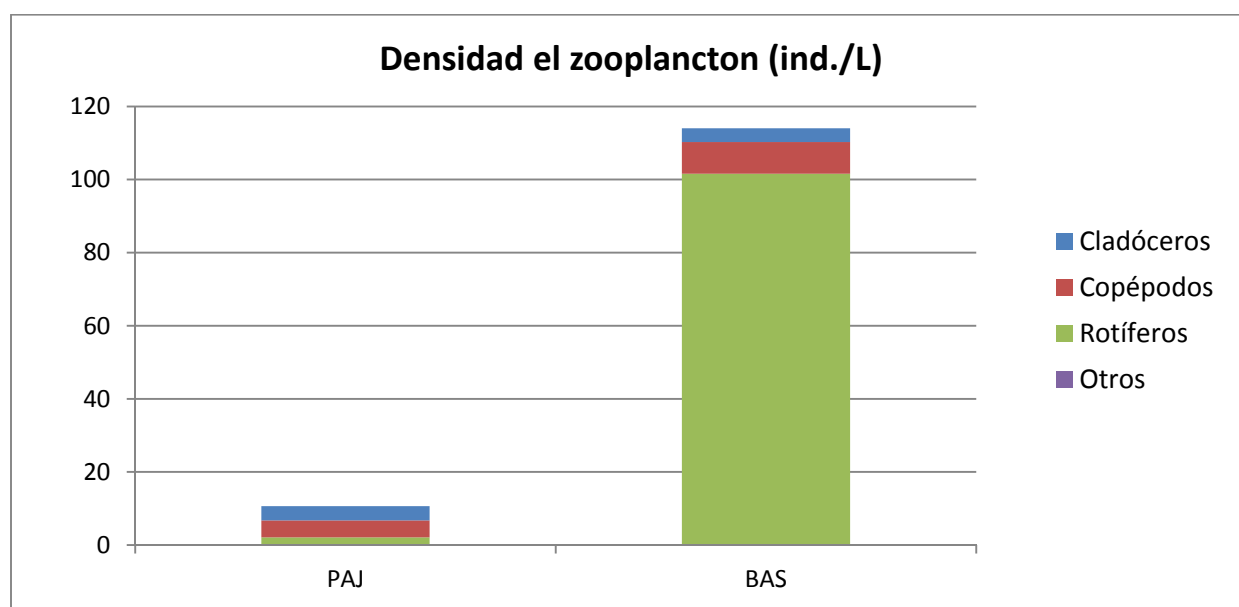


Figura 67. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico para los embalses del tipo 1 y tipo 13 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

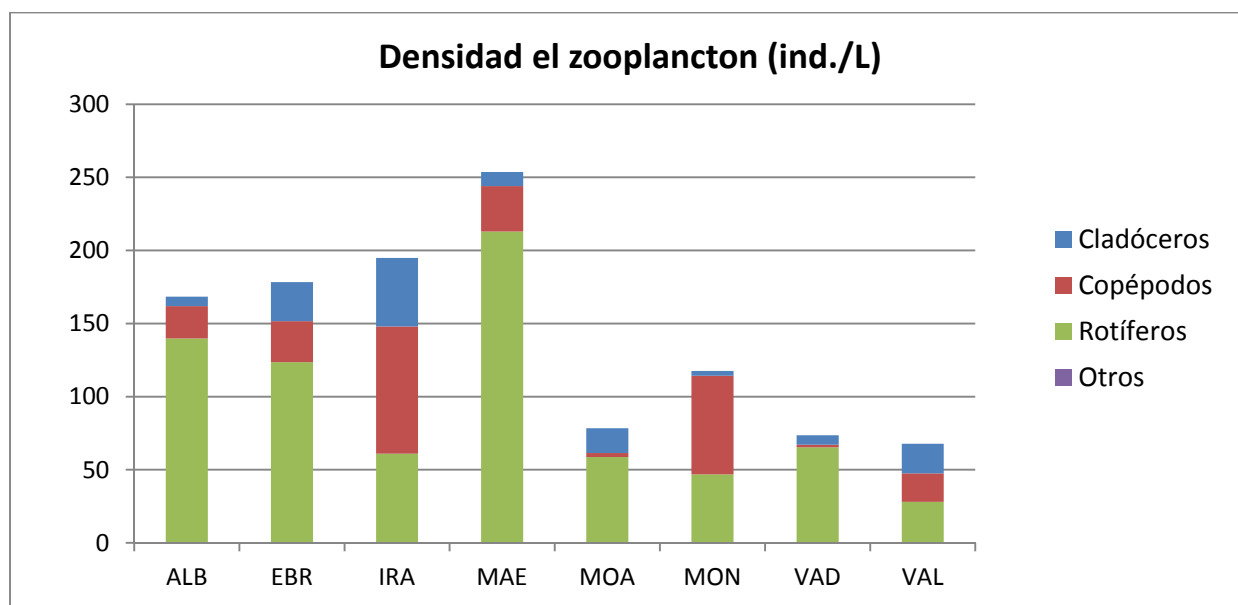


Figura 68. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 7 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

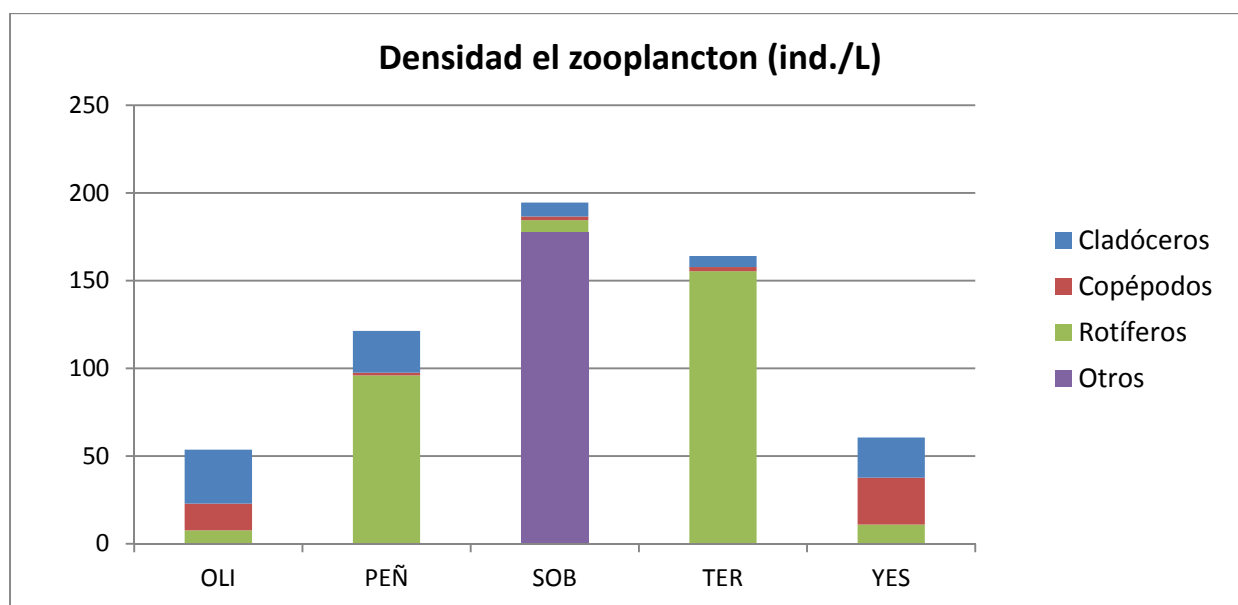


Figura 69. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 9 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

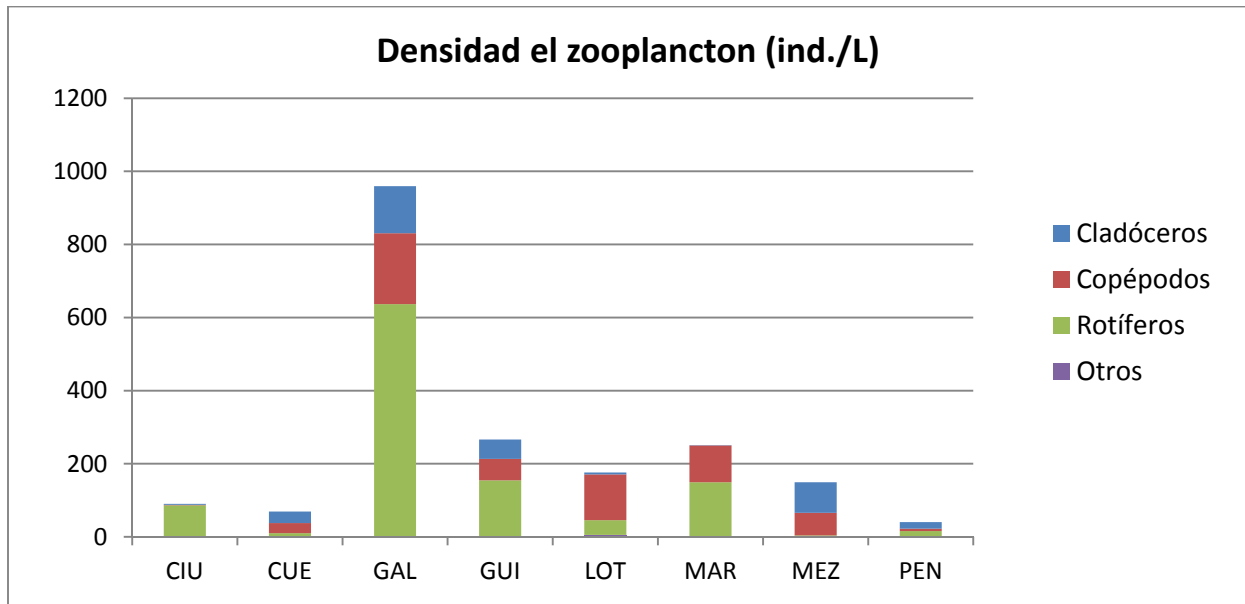


Figura 70. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 10 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

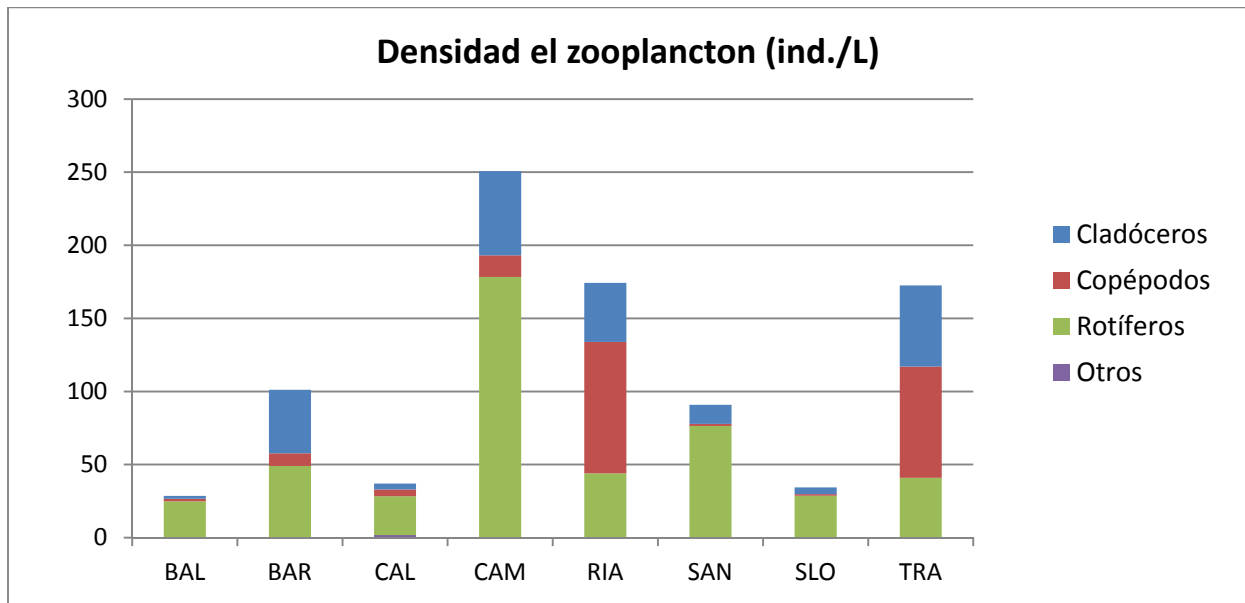


Figura 71. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 11 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

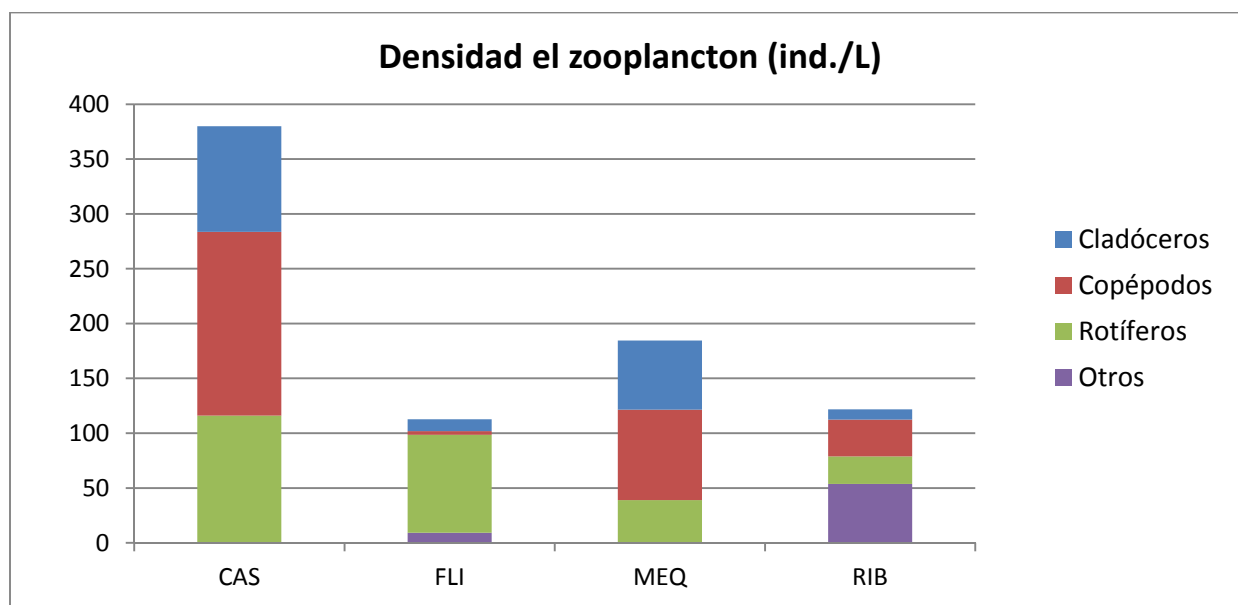


Figura 72. Densidad del zooplancton para cada grupo zooplanctónico en los distintos embalses del tipo 12 del ESTUDIO. Leyendas según el nombre de cada embalse.

Se observa, como suele ser lo habitual, una clara predominancia de los rotíferos (en cuanto a densidad), representando la mayor densidad zooplanctónica en la mayoría de los embalses. Las excepciones más llamativas a esta regla general, con predominancia de los copépodos, se dan en Irabia, Monteagudo de las Vicarías, Caspe, La Loteta, Rialb, La Tranquera, Mequinenza, Yesa y Pajares. Mientras que solo hay cuatro embalses con predominancia de los cladóceros que son: Oliana, Cueva Foradada, Mezalocha y Pena. La predominancia de otros taxones en dos embalses es debida a la abundancia de las larvas planctónicas de mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*), en los embalses de Sobrón y Ribarroja.

En 2014 se capturaron larvas de mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) en 7 embalses: Sobrón, Ribarroja, Flix, Calansa, La Loteta, Mequinenza y Caspe. La densidad de larvas en el embalse de Sobrón fue la más alta (con 177,69 ind/L y representando un 91,4 % de la comunidad zooplanctónica). Seguidamente con densidades menores en valores absolutos se presentaron Ribarroja y Calansa con 53,08 y 10,77 ind/L respectivamente, lo que representa un 44,2 % de la comunidad zooplanctónica para Ribarroja y un 6,99 % para Calansa. Respecto al año 2013, el porcentaje en Sobrón y Mequinenza ha aumentado, mientras que en La Loteta se ha reducido. En las muestras de red los valores porcentuales han sido muy parecidos o más altos a los obtenidos con las muestras cuantitativas, solo destacar que en los embalses de Caspe y Mequinenza las larvas solo aparecen en la red vertical.

En otros embalses señalizados como presente esta especie, como los embalses de Balaguer, La Tranquera, Rialb y San Lorenzo, no se ha encontrado larvas ni en las muestras cuantitativas ni en las cualitativas.

Tabla 12. Abundancia de *Dreissena polymorpha* en los embalses estudiados en 2014.

Embalse	Código	<i>D. polymorpha</i> (ind/L)	<i>D. polymorpha</i> (% densidad)	<i>D. polymorpha</i> (% red)
Sobrón	SOB	177,69	91,39	91,4
Ribarroja	RIB	53,08	44,16	44,16
Calansa	CAL	10,77	6,99	9,5
Flix	FLI	9,2	7,2	18,35
La Loteta	LOT	5,19	0,47	2,96
Mequinenza	MEQ	-	-	1,93
Caspe	CAS	-	-	1,63

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.

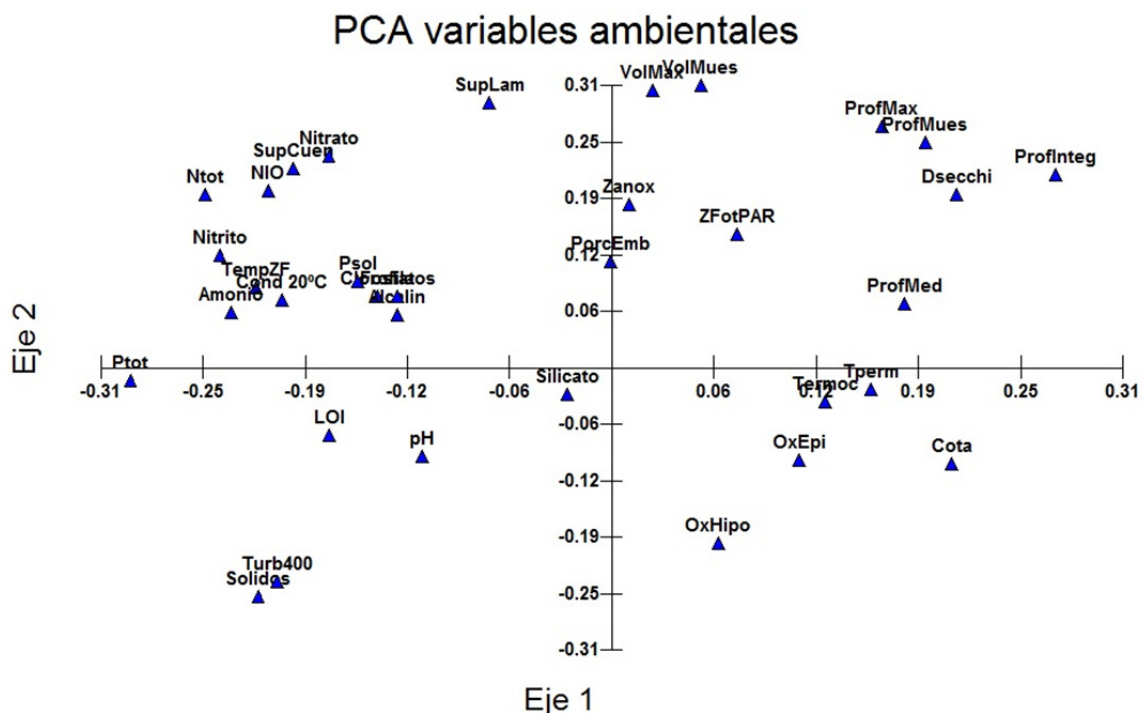


Figura 73. Representación de la posición de las variables estudiadas en los embalses en 2014 frente a los ejes principales 1 y 2 del análisis multivariante PCA.

Los resultados obtenidos muestran que los tres primeros ejes explican un 49,4 de la varianza entre los embalses. El porcentaje de la varianza explicado por el eje 1 es el 23,5 %, el segundo eje 14,8 % y el tercer eje 11 %. En la figura 73 se representa la posición de las

variables con respecto a los ejes principales 1 y 2; mientras que la figura 74 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 los embalses más profundos con aguas bien oxigenadas, frente a una mayor concentración de nutrientes y embalses más turbios, tramos de orden superior que reciben la carga de nutrientes de la cuenca aguas arriba.

En el eje 2 tienen mayor peso en la zona positiva las variables relacionadas con la anoxia y la hidromorfología, mientras que en la parte negativa tienen más peso las variables relacionadas con la oxigenación del hipolimnion y la turbidez.

El eje 3 separa en la zona positiva las variables relacionadas con la carga de fósforo soluble y biodisponible, frente a aguas más turbias y embalses más someros.

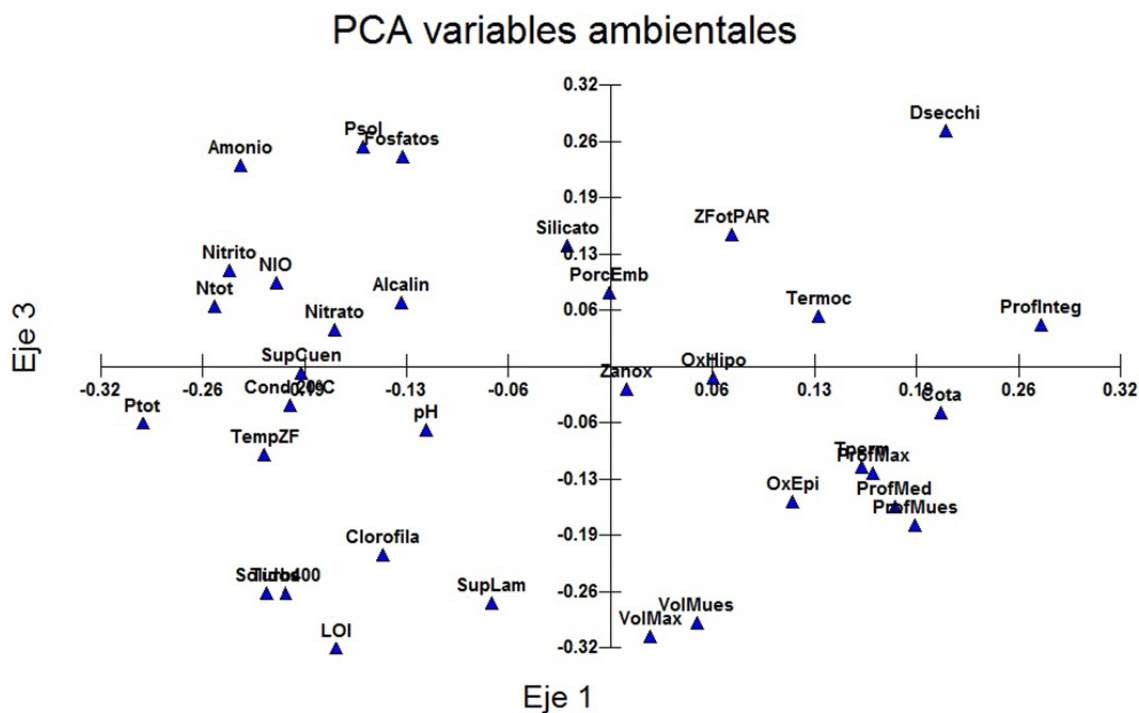


Figura 74. Representación de la posición de las variables estudiadas en los embalses en 2014 frente a los ejes principales 1 y 3 del análisis multivariante PCA.

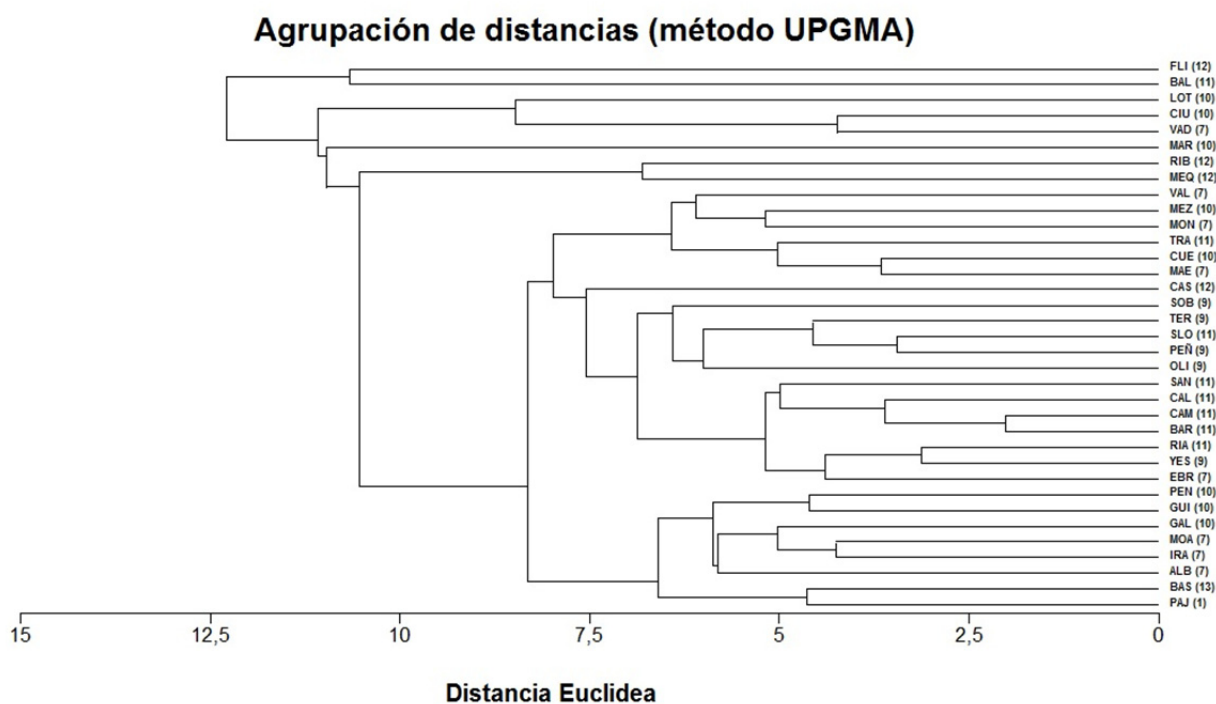
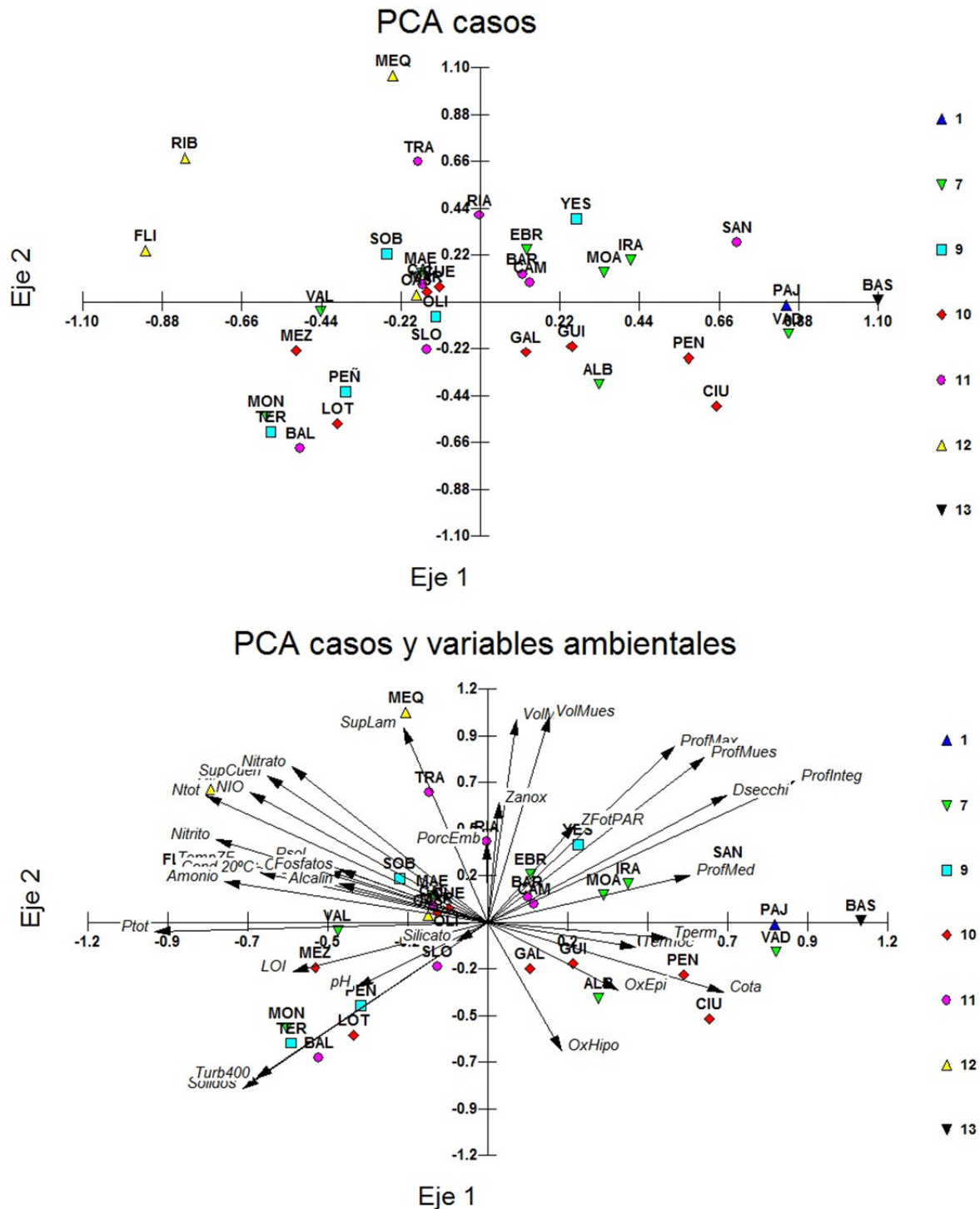


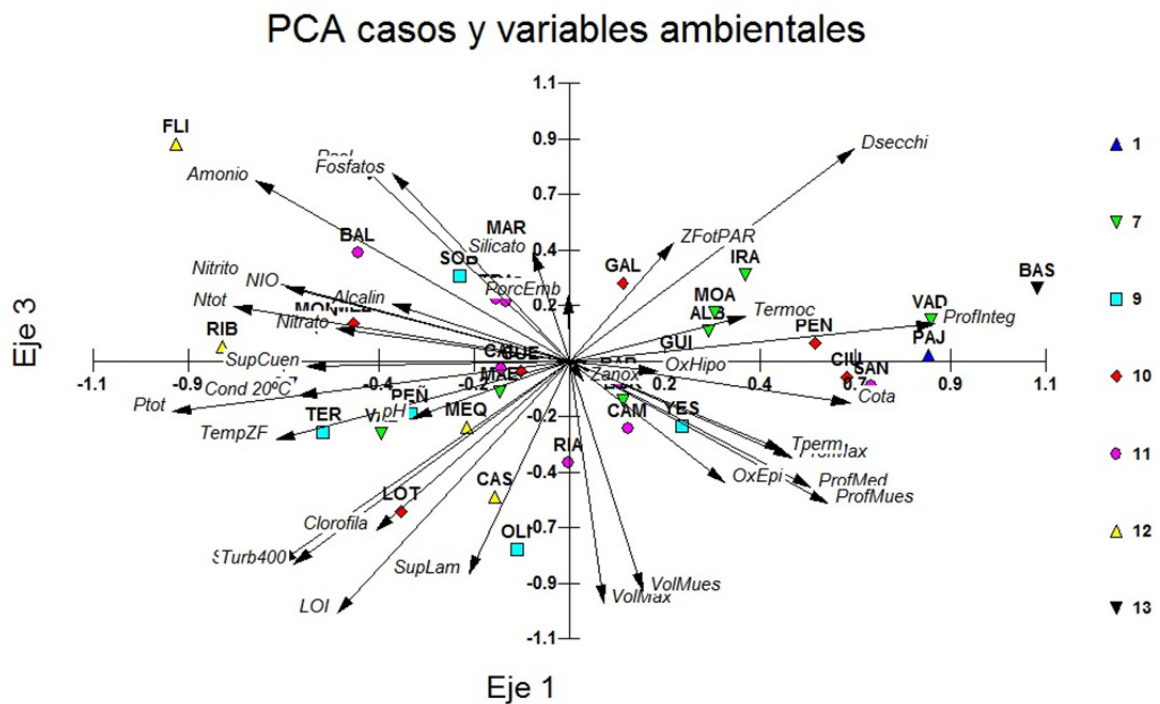
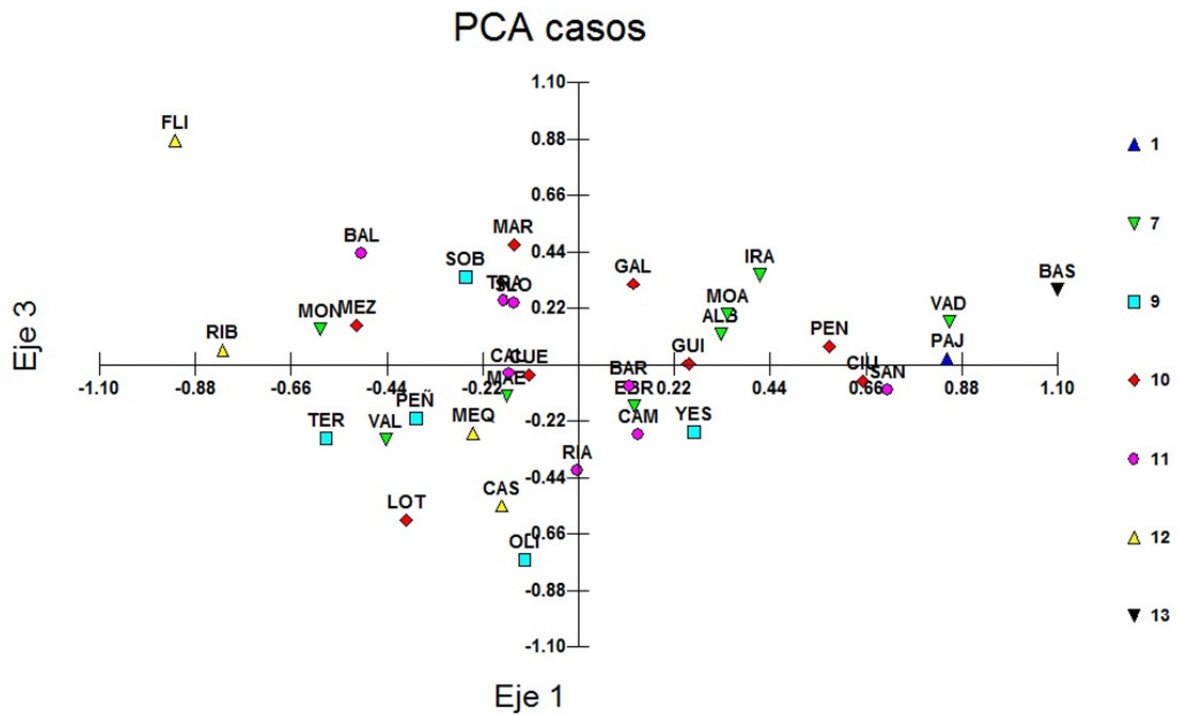
Figura 75. Agrupación de las distancias euclideas entre los embalses según las variables estudiadas en ellos en 2014 en base al análisis multivariante PCA.

La agrupación de los embalses (figura 75) en primer lugar diferencia los embalses por sus variables hidromorfológicas, especialmente por su cota. Entre los demás embalses se ha establecido un gradiente de agrupación en función de la combinación de variables de la mineralización, la transparencia y el estado trófico, quedando por un lado los embalses de mejor estado, más transparentes y menos mineralizados, y por otro lado los embalses en peor estado o más mineralizados y más turbios.



Vector scaling: 3.34

Figura 76. Representación, en la gráfica superior, de la posición de los embalses estudiados en 2014 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 posición en los ejes.



Vector scaling: 3.18

Figura 77. Representación, en la parte superior, de la posición de los embalses estudiados en 2014 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 76 y 77 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 de mayor cota, los más profundos y los más transparentes, mientras en la zona negativa están los más cargados en nutrientes, más mineralizados y turbios y de cotas bajas. El eje 2 separa los embalses en la zona positiva por la presencia de anoxia en la columna de agua y el volumen de agua, en la zona negativa los que tienen mayor concentración de oxígeno hipolimnético y la turbidez. Por otra parte el eje 3 sitúa en la parte positiva aquellos con fuerte carga de fosfatos y una buena transparencia, donde se ubica sólo el embalse de Flix, frente a los que tienen una elevada concentración de sólidos en suspensión y clorofila *a* y con gran superficie de agua, como es el caso de La Loteta.

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 a controlar por 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 µg P/L.
- **LEE, JONES & RAST**, con cinco categorías tróficas y límites de 8, 12, 28 y 40 µg P/L.
- **MARGALEF**, con dos categorías tróficas y límite de 15 µg P/L.
- **OCDE**, con cinco categorías tróficas y límites de 4, 10, 35 y 100 µg P/L.

De entre éstos 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 (µg 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 (µg/L) y densidad celular (nº células/ml).

Los índices contrastados fueron los siguientes:

- **EPA** con tres categorías tróficas y límites de 3 y 20 µg/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 con sólo una campaña de muestreo 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.

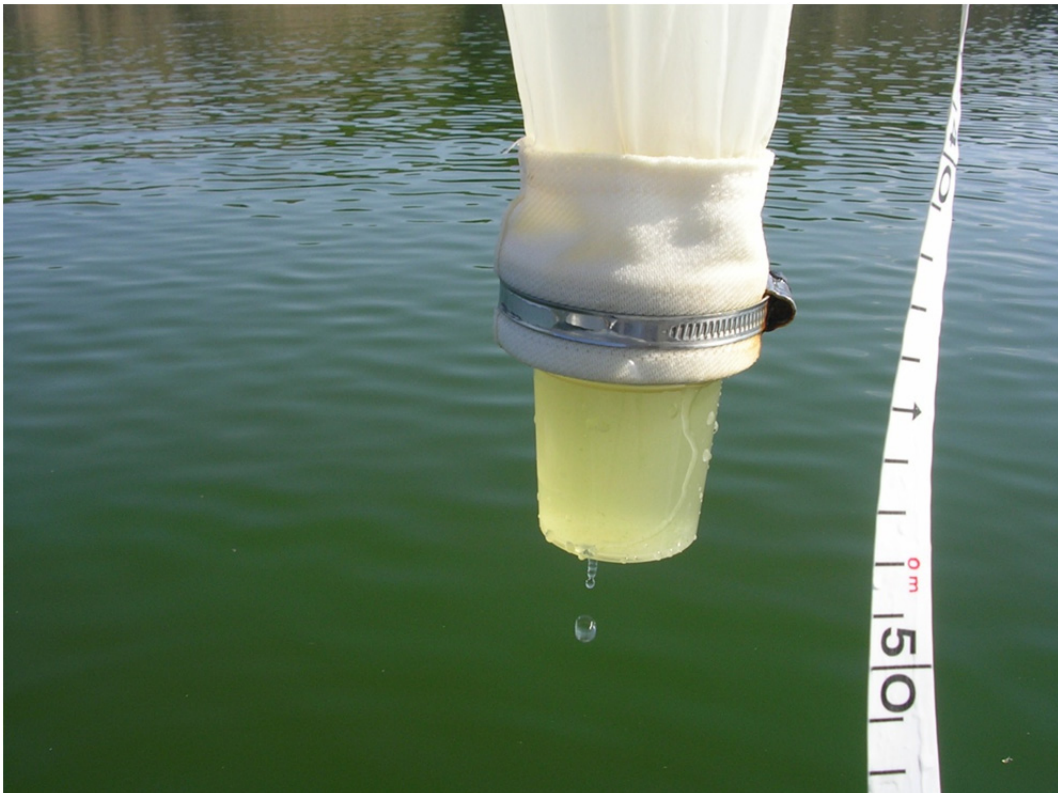
En cuanto a la densidad algal fitoplanctónica, la aplicación de los límites de clase del estudio de la CHE (2007, 2008, 2009) no resultó adecuada, obteniendo una proporción de MAS en muy buen estado-potencial o mal estado-potencial (ultra-oligotrofia o hipertrofia) demasiado elevadas y estando las clases 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 (cel/ml)	<100	100-1000	1000-10000	10000-100000	>100000



Embalse de Ciurana, con la mínima concentración de clorofila a en 2014



Embalse de El Val, con la máxima concentración de clorofila a en 2014

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

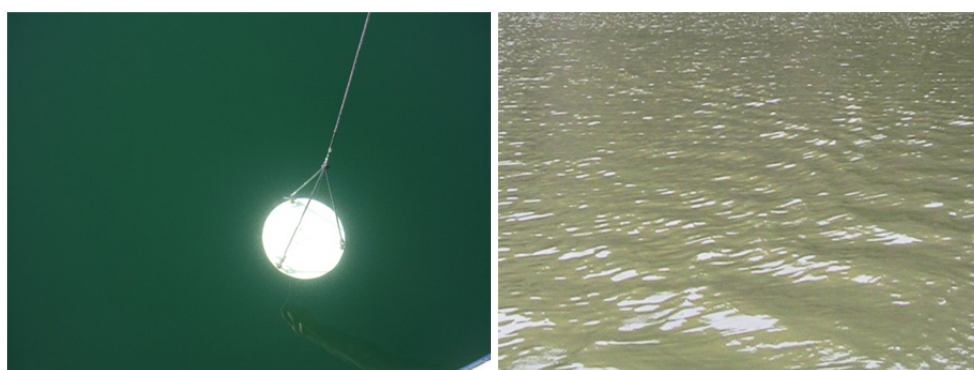
Por su parte, la transparencia, medida como profundidad de visibilidad del disco de Secchi (media y mínimo anual en m), está también íntimamente relacionada con la biomasa algal, aunque más indirectamente, ya que otros factores como la turbidez debida a sólidos en suspensión, o los fenómenos de dispersión 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



Embalses de Baserca con la máxima transparencia (7,5 m) y Terradets con la mínima (0,55 m) en 2014

5.3. Catalogación trófica final

Se han considerando 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.

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 (cel/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	5
Oligotrófico	4
Mesotrófico	3
Eutrófico	2
Hipereutrófico	1

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

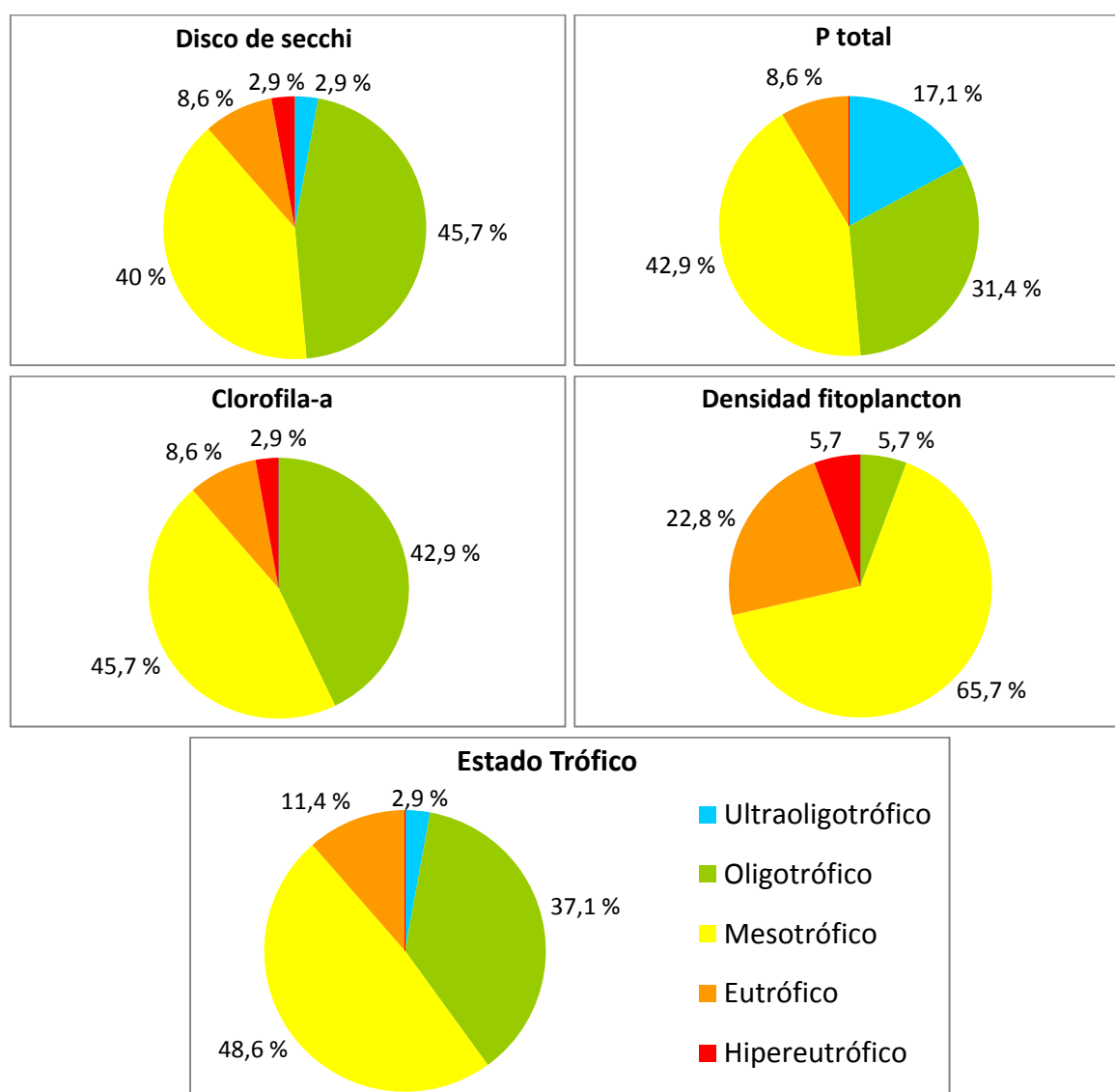
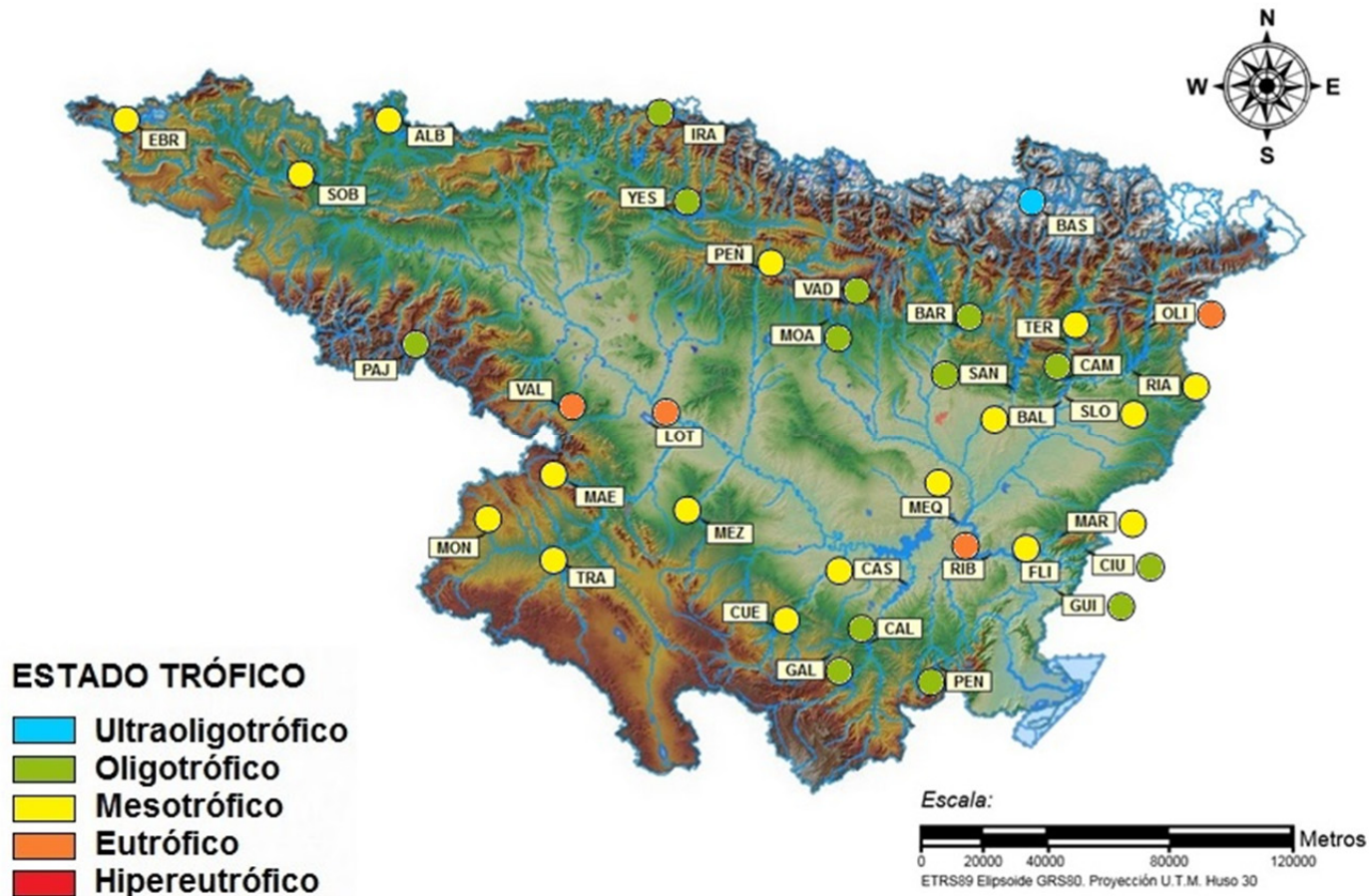


Figura 78. Clasificación trófica de los embalses mediante las diferentes variables y el estado trófico global final.

La variable más restrictiva a la hora de clasificar el estado trófico fue la densidad de fitoplancton, que clasificó un 28,5 % de embalses como eutróficos o hipereutróficos. El DS y la clorofila a clasificaron el 11,5 % de embalses como eutróficos o hipereutróficos. Y el P total solo el 8,6 % como eutróficos y además clasificó el 17,1 % de los embalses como ultraoligotróficos. La catalogación trófica final resultó un compromiso entre métricas, muy parecida a la clasificación según la concentración de P total, ya que no está representada la clase hipereutrófica. Las clases mayoritarias fueron mesotrófica y oligotrófica, con el 48 % y el 37 % de los embalses respectivamente, como ocurre en cada una de las variables.

En la figura 79 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 2014.



Baserca (ultraoligotrófico)



Pena (oligotrófico)



Oliana (eutrófico)

Figura 79. Clasificación de los embalses según su Estado Trófico en 2014.

Tabla 18. Diagnóstico del estado trófico en 2014.

Embalse	Código MAS	P total	Disco Secchi	Clorofila a	Densidad fito	ESTADO TRÓFICO
Ebro	MAS 1	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Irabia	MAS 4	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Albiña	MAS 5	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Eutrófico	Mesotrófico
Sobrón	MAS 22	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Baserca	MAS 34	Ultraoligotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Ultraoligotrófico
Yesa	MAS 37	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
La Peña	MAS 44	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Vadiello	MAS 51	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Oliana	MAS 53	Mesotrófico	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Montearagón	MAS 54	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Barasona	MAS 56	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Terradets	MAS 59	Mesotrófico	Hipereutrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Rialb	MAS 63	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico
Pajares	MAS 64	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Camarasa	MAS 65	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Santa Ana	MAS 66	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
San Lorenzo	MAS 67	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
El Val	MAS 68	Eutrófico	Mesotrófico	Hipereutrófico	Eutrófico	Eutrófico
Mequinenza	MAS 70	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Hipereutrófico	Mesotrófico
Mezalocha	MAS 71	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico
Margalef	MAS 72	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico
Ciurana	MAS 73	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Flix	MAS 74	Eutrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
La Tranquera	MAS 76	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico
Caspe	MAS 78	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Hipereutrófico	Mesotrófico
Guiamets	MAS 79	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico

Embalse	Código MAS	P total	Disco Secchi	Clorofila a	Densidad fito	ESTADO TRÓFICO
Cueva Foradada	MAS 80	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Calanda	MAS 82	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Maidevera	MAS 823	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico
Pena	MAS 912	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Gallipuéen	MAS 913	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Ribarroja	MAS 949	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico
Balaguer	MAS 1049	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
La Loteta	MAS 1680	Eutrófico	Eutrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Monteagudo de las Vicarias	MAS 1681	Mesotrófico	Eutrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico

Sin embargo, debemos discutir aquí la influencia que ha tenido el utilizar en este estudio el nuevo procedimiento de métrica de la densidad fitoplanctónica (MAGRAMA, 2014), que afecta al cálculo de las cianobacterias. Recordemos que la metodología descrita por Margalef (1983) utiliza como unidad de recuento el número de filamentos y el número de colonias, pero la nueva metodología utilizable actualmente pondera estos números por el número de células reales presentes en el filamento o la colonia, o por la longitud del filamento si no se puede cuantificar el número de células.

La tabla 19 muestra los resultados comparados aplicando las dos metodologías, para el caso del estado trófico. En todos los casos donde ha disminuido el valor de densidad fitoplanctónica respecto a la metodología actual, se ha señalado en rojo, y en negrita, los cuatro embalses que han visto empeorado su estado trófico (embalses de Albiña, Mezalocha, Flix y Ribarroja). Es por ello, que con la nueva metodología (MAGRAMA, 2014), si se continúa aplicando los límites establecidos para la metodología de Margalef (1983), los embalses presentan peor estado trófico, al igual que sucede con el potencial ecológico experimental, que también utiliza los valores de densidad fitoplanctónica para el cálculo de la métrica de calidad del potencial ecológico.

Tabla 19. Determinación del estado trófico de los embalses estudiados en 2014 de acuerdo con la métrica de la Densidad del fitoplancton (ind/ml) estimada según la metodología descrita por Margalef (1983) y la nueva metodología aplicada en este estudio (MAGRAMA, 2014).

Embalse		Densidad fitopl. (Margalef)			Densidad fitopl. (nuevo)	
MAS0001	Embalse del Ebro	EBR	5703	Mesotrófico	7478	Mesotrófico
MAS0004	Embalse de Irabia	IRA	2060	Mesotrófico	2060	Mesotrófico
MAS0005	Embalse de Albiña	ALB	3891	Mesotrófico	10232	Eutrófico
MAS0022	Embalse de Sobrón	SOB	1106	Mesotrófico	1106	Mesotrófico
MAS0034	Embalse de Baserca	BAS	3558	Mesotrófico	3558	Mesotrófico
MAS0037	Embalse de Yesa	YES	4189	Mesotrófico	4871	Mesotrófico
MAS0044	Embalse de La Peña	PEÑ	5281	Mesotrófico	5281	Mesotrófico
MAS0051	Embalse de Vadiello	VAD	1831	Mesotrófico	1983	Mesotrófico
MAS0053	Embalse de Oliana	OLI	3550	Mesotrófico	7055	Mesotrófico
MAS0054	Embalse de Montearagón	MOA	1519	Mesotrófico	1847	Mesotrófico
MAS0056	Embalse de Barasona	BAR	3030	Mesotrófico	3030	Mesotrófico
MAS0059	Embalse de Terradets	TER	386	Oligotrófico	433	Oligotrófico
MAS0063	Embalse de Rialb	RIA	10782	Eutrófico	14487	Eutrófico
MAS0064	Embalse de Pajares	PAJ	1176	Mesotrófico	9461	Mesotrófico
MAS0065	Embalse de Camarasa	CAM	3400	Mesotrófico	3639	Mesotrófico
MAS0066	Embalse de Santa Ana	SAN	1271	Mesotrófico	1339	Mesotrófico
MAS0067	Embalse de San Lorenzo	SLO	1476	Mesotrófico	1556	Mesotrófico
MAS0068	Embalse de El Val	VAL	19406	Eutrófico	20887	Eutrófico
MAS0070	Embalse de Mequinzenza	MEQ	149720	Hipereutrófico	150263	Hipereutrófico
MAS0071	Embalse de Mezalocha	MEZ	9864	Mesotrófico	10501	Eutrófico
MAS0072	Embalse de Margalef	MAR	15072	Eutrófico	16665	Eutrófico
MAS0073	Embalse de Ciurana	CIU	2401	Mesotrófico	2401	Mesotrófico
MAS0074	Embalse de Flix	FLI	451	Oligotrófico	4013	Mesotrófico
MAS0076	Embalse de La Tranquera	TRA	98520	Eutrófico	98828	Eutrófico
MAS0078	Embalse de Caspe	CAS	190570	Hipereutrófico	190570	Hipereutrófico
MAS0079	Embalse de Guiamets	GUI	4813	Mesotrófico	8600	Mesotrófico
MAS0080	Embalse de Cueva Foradada	CUE	5456	Mesotrófico	5456	Mesotrófico
MAS0082	Embalse de Calanda	CAL	2497	Mesotrófico	2887	Mesotrófico
MAS0823	Embalse de Maidevera	MAE	21807	Eutrófico	24550	Eutrófico
MAS0912	Embalse de Pena	PEN	1666	Mesotrófico	1819	Mesotrófico
MAS0913	Embalse de Gallipué	GAL	1242	Mesotrófico	2334	Mesotrófico
MAS0949	Embalse de Ribarroja	RIB	7937	Mesotrófico	20140	Eutrófico
MAS1049	Embalse de Balaguer	BAL	2084	Mesotrófico	2084	Mesotrófico
MAS1680	Embalse de La Loteta	LOT	6403	Mesotrófico	6682	Mesotrófico
MAS1681	Embalse de Monteagudo de las Vicarias	MON	890	Oligotrófico	890	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), físico-química 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 marzo de 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 (ARM/2656/2008), estableceremos el potencial ecológico de los embalses mediante el uso de las condiciones de máximo potencial definidas en esta norma. Se procede según lo determinado en el Proyecto de Real Decreto por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas y las normas de calidad ambiental, de Diciembre de 2014, 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; CHE 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 2013 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 2013, 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 (CHE 2007 y CHE 2008). Se trata de la relación entre el número de cladóceros de gran tamaño frente al total de cladóceros (*R_{cla}*) 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; CHE 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 y 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 20 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 2014.

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

Tabla 20. 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 2000 cel/ml y la segunda establece en 5000 cel/ml el umbral que separa la eutrofia moderada de la avanzada. Se ha considerado que esta última referencia -5000 cel/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 15000 cel/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 100 y llegando a las 100000 cel/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 21.

Tabla 21. Clases de potencial ecológico según la densidad algal del fitoplancton.

Clase de potencial	Máximo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Densidad algal (cel/ml)	<100	100-1.000	1.000-10.000	10.000-100.000	>100.000
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

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 22.

Tabla 22. Clases de potencial ecológico según el biovolumen algal del fitoplancton.

Clase de potencial ecológico	Máximo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Biovolumen algal (mm ³ /L)	<0,1	0,1-0,5	0,5-2	2-8	>8
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

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 (sin condiciones de MPE conocidas), 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 23).

Tabla 23. Clases de potencial ecológico según la concentración de clorofila a.

Clase de potencial ecológico	Máximo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Rango Clorofila a (µg/L)	0-1	1-2,5	2,5-8	8,0-25	>25
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

4) Índice biótico de Padisak *et al.* 2006: *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:

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

El índice toma valores de 0 a 5, siendo las clases de potencial las definidas en la tabla 24.

Tabla 24. Clases de potencial ecológico según el índice *Assemblage Index Q*.

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

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, 59 especies de fitoplancton pudieron ser asignadas a los táxones indicadores del *PTI*, para el cálculo del índice.

En cuanto al *PTI*, se han considerado los rangos de calidad establecidos en la tabla 25, resultantes de hacer 5 clases equitativas del rango 1-5.

Tabla 25. Clases de potencial ecológico según el índice *PTI*.

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

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

Del inglés *Trophic Index*, se trata de un índice biótico basado en 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, 120 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 5 clases de calidad equitativas. Los rangos de calidad, se muestran en la tabla 26.

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

Clase de potencial ecológico	Máximo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>TI</i>	<2,06	2,06-2,79	2,79-3,52	3,52-4,25	>4,25
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

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 (Mellado A. *et. al.* (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).

Se basa en la abundancia relativa de los 165 taxones algales utilizados en el análisis de correspondencias canónicas (CCA), realizado 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). Es evidente que con la nueva metodología de cálculo de la densidad fitoplanctónica (MAGRAMA, 2014), este cálculo del *PRTI* debería revisarse también.

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. 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 5 clases de calidad equitativas. Los rangos de calidad, se muestran en la tabla 27.

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

Clase de potencial ecológico	Máximo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>PRTI</i>	<3,8	3,8-6,6	6,6-9,4	9,4-12,2	>12,2
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

El funcionamiento del índice *PRTI* fue validado mediante su aplicación a los datos de embalses del Ebro de 2008, observándose coeficientes de regresión lineal significativos con métricas de estado trófico como el *TSI* de Carlson (Carlson 1977; R^2 ajustada = 0,29; $p = 0,000013$) o el *TLI* de Burns (Burns *et al.* 1999); R^2 ajustada = 0,33; $p = 0,000002$).

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 (Mellado A. *et. al.* (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.).

Se basa en la abundancia relativa de las 126 especies de la comunidad de zooplancton utilizadas en el CCA, realizado 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. 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 5 clases de calidad equitativas (tabla 28).

Tabla 28. Clases de potencial ecológico según el índice ZRTI.

Clase de potencial ecológico	Máximo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>ZRTI</i>	<3,8	3,8-6,6	6,6-9,4	9,4-12,2	>12,2
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

El funcionamiento del índice *ZRTI*, al igual que se hizo con su homólogo de fitoplancton, fue validado mediante su aplicación a los datos de embalses del Ebro de 2008, observándose coeficientes de regresión lineal significativos con métricas de estado trófico como el *TSI* de Carlson (R^2 ajustada = 0,19; $p = 0,0005$) o el *TLI* de Burns (R^2 ajustada = 0,24; $p = 0,00007$).

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 Proyecto de Real Decreto por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas 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*:

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

Cálculo para biovolumen:

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

Cálculo para el Índice de Grupos Algales (IGA):

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

Cálculo para el porcentaje de cianobacterias indicadoras:

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

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 29.

Tabla 29. Clases de potencial ecológico según el RCE del biovolumen algal del fitoplancton.

Clase de potencial ecológico	Máximo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Rango Tipos 1, 2 y 3	≥ 1	0,99 – 0,189	0,188 – 0,126	0,125 – 0,063	< 0,063
Rango Tipos 7, 8, 9, 10 y 11	≥ 1	0,99 – 0,362	0,361 – 0,24	0,23 – 0,12	< 0,12
Rango Tipo 12	≥ 1	0,99 – 0,175	0,174 – 0,117	0,116 – 0,058	< 0,058
Rango Tipo 13	≥ 1	0,99 – 0,261	0,260 – 0,174	0,173 – 0,087	< 0,087
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

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 a la concentración de clorofila a se indica en la tabla 30.

Tabla 30. Clases de potencial ecológico según el RCE de la concentración de clorofila a.

Clase de potencial ecológico	Máximo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Rango Tipos 1, 2 y 3	≥ 1	0,99 – 0,211	0,210 – 0,14	0,13 – 0,07	< 0,07
Rango Tipos 7, 8, 9, 10 y 11	≥ 1	0,99 – 0,433	0,432 – 0,287	0,286 – 0,143	< 0,143
Rango Tipo 12	≥ 1	0,99 – 0,195	0,194 – 0,13	0,12 – 0,065	< 0,065
Rango Tipo 13	≥ 1	0,99 – 0,304	0,303 – 0,203	0,202 – 0,101	< 0,101
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

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). En la actualidad forma parte de las métricas para el cálculo del potencial ecológico en embalses de la Instrucción de Planificación Hidrológica (orden ARM/2656/2008).

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 31.

Tabla 31. Clases de potencial ecológico según el RCE del Índice de Grupos Algales (IGA).

Clase de potencial ecológico	Máximo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>Tipos 1, 2 y 3</i>	≥ 1	0,99 – 0,974	0,973 – 0,649	0,648 – 0,325	< 0,325
Rango <i>Tipos 7, 8, 9, 10 y 11</i>	≥ 1	0,99 – 0,982	0,981 – 0,655	0,654 – 0,327	< 0,327
Rango <i>Tipo 12</i>	≥ 1	0,99 – 0,929	0,928 – 0,619	0,618 – 0,31	< 0,31
Rango <i>Tipo 13</i>	≥ 1	0,99 – 0,979	0,978 – 0,653	0,652 – 0,326	< 0,326
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

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, 2014). 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 <i>Microcystis</i>
BVOL _{WOR}	Biovolumen de <i>Woronichinia</i>
BVOL _{TOT}	Biovolumen total de fitoplancton

La Orden ARM/2656/2008 de Planificación Hidrológica 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	Máximo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>Tipos 1, 2 y 3</i>	≥ 1	0,99 – 0,908	0,907 – 0,607	0,606 – 0,303	< 0,303
Rango <i>Tipos 7, 8, 9, 10 y 11</i>	≥ 1	0,99 – 0,715	0,714 – 0,48	0,47 – 0,24	< 0,24
Rango <i>Tipo 12</i>	≥ 1	0,99 – 0,686	0,685 – 0,457	0,456 – 0,229	< 0,229
Rango <i>Tipo 13</i>	≥ 1	0,99 – 0,931	0,930 – 0,621	0,620 – 0,31	< 0,31
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

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 33). Al igual que en el caso de la clorofila *a* se han aplicado los criterios de la OCDE, 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 33. Clases de potencial ecológico según la profundidad de visión del Disco de Secchi.

Clase de potencial ecológico	Máximo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Disco de Secchi (DS, m)	>6	3-6	1,5-3	0,7-1,5	<0,7
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1



Embalse de Baserca, con el máximo valor de disco de Secchi en 2014 (7,5 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 empleadas por otros autores para la clasificación de las condiciones de oxigenación en lagos de agua dulce en el ámbito europeo (Premazzi y Chiaduani, 1992). Además atiende 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 34 se resumen los límites establecidos.

Tabla 34. 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	Máximo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Concentración hipolimnética (mg/L O ₂)	>8	8-6	6-4	4-2	<2
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1



Embalse de Baserca, con la máxima concentración de oxígeno en 2014 (9,54 mg O₂/L, media de la columna)

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 35 (OCDE, 1982).

Tabla 35. Clases de potencial ecológico según la concentración de fósforo total.

Clase de potencial ecológico	Máximo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Concentración de PT ($\mu\text{g P/L}$)	0-4	4-10	10-35	35-100	>100
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1



Embalse de La Loteta, donde se obtuvo la máxima concentración de P total en 2014 (40,99 $\mu\text{g P/L}$)

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, 2010, 2011, 2012, 2013), en el cual ya se justificaba la no utilización de la metodología basada en los potenciales ecológicos máximos (*IPeref* o *IPEmp*). Como ya aparece en los informes de potencial ecológico de embalses de 2006, 2007 y 2008 (CHE 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013), la utilización de los *IPEmp* (máximos *IFE* alcanzados experimentalmente dentro de cada grupo de embalses) implicaría una mejora sustancial de la calidad evaluada, debido a los bajos *IFE* 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 *IFE*), 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 2014, son los reflejados en la tabla 36 en las páginas siguientes. Los valores de los indicadores se asignarán a cinco clases de calidad (dependiendo de los límites establecidos para cada uno de ellos) de tal manera que finalmente tengamos un valor del 1 (malo) al 5 (máximo) para cada indicador.
2. El valor de cada elemento se obtiene directamente a partir de un solo parámetro, en el caso de los parámetros 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 5 rangos de calidad (fitoplancton y zooplancton, figura 80).
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*.
4. 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 3 elementos es igual o superior a 4,2, se considera que se cumplen las condiciones

fisicoquímicas *propias del MPE-MB*. Si se alcanzan o superan los 3,4 puntos, se considera que las condiciones fisicoquímicas *aseguran el funcionamiento del ecosistema*. Si no se alcanzan los 3,4 puntos, se considera que las condiciones fisicoquímicas *no aseguran el funcionamiento del ecosistema*.

Un ejemplo práctico del protocolo de cálculo se muestra en las tablas 36 y 37.

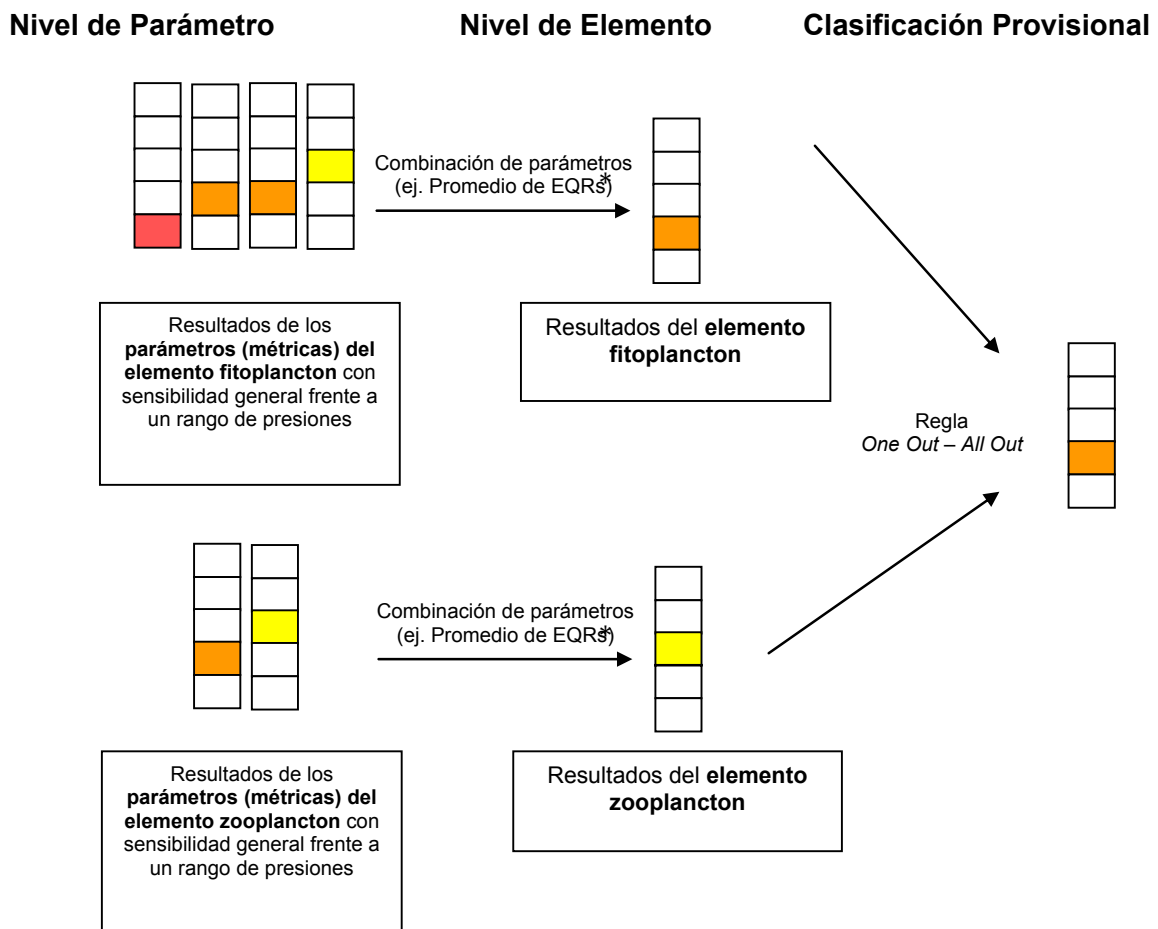


Figura 80. Aproximación experimental. Diagrama de clasificación del potencial ecológico provisional de acuerdo con la combinación de métricas y elementos biológicos. Una vez obtenida la clasificación provisional, esta se verá modificada o no atendiendo a los resultados del indicador fisicoquímico. *EQR: siglas de Índice de Calidad Ecológica.

Tabla 36. Parámetros y límites de clase para los diferentes indicadores considerados.

Indicador	Elementos	Parámetros	Máximo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Biológico	Composición, abundancia y biomasa de FITOPLANCTON	Densidad algal (cel/ml)	<100	100 – 1000	1000 – 10000	10000 – 100000	>100000
		Clorofila <i>a</i> (µg/L)	0-1	1 – 2,5	2,5 – 8	8,0 – 25	>25
		Biovolumen algal (mm ³ /L)	<0,1	0,1 – 0,5	0,5 – 2	2 – 8	>8
		<i>Phytoplankton Assemblage Index (Q)</i>	>4	4 - 3	3 - 2	2 - 1	<1
		<i>Phytoplankton Trophic Index (PTI)</i>	>4,2	3,4-4,2	2,6-3,4	1,8-2,6	<1,8
		<i>Trophic Index (TI)</i>	<2,06	2,06-2,79	2,79-3,52	3,52-4,25	>4,25
		<i>Phytoplankton Reservoir Trophic Index (PRTI)</i>	<3,8	3,8-6,6	6,6-9,4	9,4-12,2	>12,2
	Composición, abundancia y biomasa de ZOOPLANCTON	<i>Zooplankton Reservoir Trophic Index (ZRTI)</i>	<3,8	3,8-6,6	6,6-9,4	9,4-12,2	>12,2
Físico-Químico	Transparencia	Profundidad Disco de Secchi (m)	>6	3 – 6	1,5 – 3	0,7 – 1,5	<0,7
	Condiciones de oxigenación	Concentración hipolimnética O ₂ (mg/L O ₂)	>8	8 – 6	6 – 4	4 – 2	<2
	Concentración de nutrientes	Concentración de PT: media anual (µg P/L)	0-4	4 – 10	10 – 35	35 – 100	>100
Valoración del parámetro			5	4	3	2	1

Tabla 37. 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	4	3,42 (media)	3,40 (mínimo)	3 (Moderado)
		Biomasa algal, Clorofila <i>a</i> (µg/L)	9,3	2			
		Biovolumen algal (mm ³ /L)	0,66	3			
		<i>Phytoplankton Assemblage Index (Q)</i>	1,8	2			
		<i>Phytoplankton Trophic Index (PTI)</i>	3,5	4			
		<i>Trophic Index (TI)</i>	2,51	4			
	ZOOPLANCTON	<i>Zooplankton Reservoir Trophic Index (ZRTI)</i>	8,0	3	3,40 (media)		
Físico-Químico	Transparencia	Disco de Secchi	3,4	4	4	3 (media) >3	
	Condiciones de oxigenación	Concentración hipolimnética O ₂	3,7	2	2		
	Concentración de nutrientes	Concentración de P	23	3	3		

5. 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 81.

6. El índice de potencial ecológico (IPE) del embalse, será de esta forma el valor más bajo de los obtenidos para los indicadores biológicos, modificado después de aplicar los criterios de condiciones fisicoquímicas. El *IPE* será un número del 1 al 5, siendo 1 la clase peor y 5 la mejor.

En este esquema conceptual (figura 81), 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 máximo, las condiciones fisicoquímicas* entran en juego, pudiendo bajar la clasificación del potencial a los niveles inferiores bueno o moderado, a la vista del resultado obtenido para el indicador fisicoquímico.

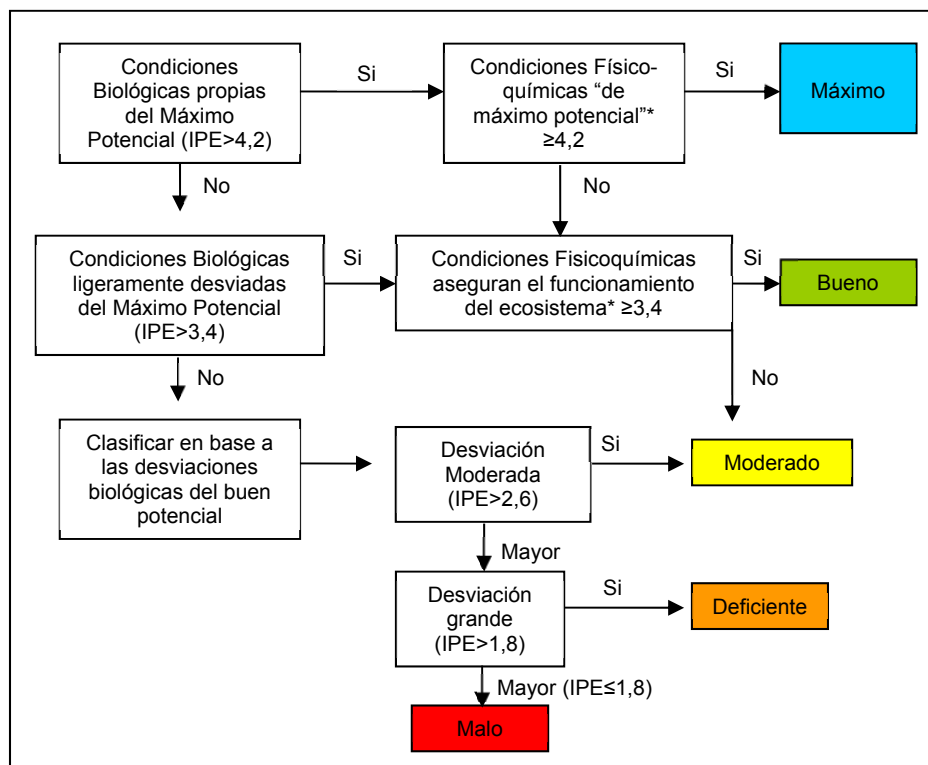


Figura 81. Diagrama de clasificación del potencial ecológico final de acuerdo con las recomendaciones de la UE CIS Working Group 2A, 2003). IPE: Índice de Potencial Ecológico.

* Condiciones Físicoquímicas propias del máximo potencial ecológico (MPE): Si la media de las valoraciones de los parámetros es igual o superior a 4,2 se considera que se cumplen las *condiciones fisicoquímicas propias del MPE*. Si se alcanzan los 3,4 puntos, se considera que las condiciones fisicoquímicas *aseguran el funcionamiento del ecosistema*.

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 38:

Tabla 38. Combinación de los indicadores para el cálculo del Potencial Ecológico.

Indicador Biológico	Indicador Físicoquímico	Potencial Ecológico
Máximo	M P E	Máximo
Máximo	As Fun	Bueno
Máximo	No As Fun	Moderado
Bueno	M P E	Bueno
Bueno	As Fun	Bueno
Bueno	No As Fun	Moderado
Moderado	Indistinto	Moderado
Deficiente	Indistinto	Deficiente
Malo	Indistinto	Malo

b) APROXIMACIÓN NORMATIVA

Como consecuencia de la aprobación de la Orden ARM/2656/2008 por la que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica, 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 B⁺/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. 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 38.

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 ≤ 0,43	$RCE_{trans} = 1,3953 \times RCE$

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

% Cianobacterias	
RCE > 0,72	$RCE_{trans} = 1,4286 \times RCE - 0,4286$
RCE ≤ 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 ≤ 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 ≤ 0,195	$RCE_{trans} = 3,075 \times RCE$

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

% Cianobacterias	
RCE > 0,686	$RCE_{trans} = 1,2726 \times RCE - 0,2726$
RCE ≤ 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 ≤ 0,929	$RCE_{trans} = 0,6459 \times RCE$

Tipo 13

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

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

% Cianobacterias	
RCE > 0,931	$RCE_{trans} = 5,7971 \times RCE - 4,7971$
RCE ≤ 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 ≤ 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 39:

Tabla 39. Ratios de calidad según el índice de potencial ecológico normativo RCEt.

Clase de potencial ecológico	MPE	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
$RCEt$	>0,8	0,6-0,8	0,4-0,6	0,2-0,4	<0,2
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

Tabla 40. 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 (*ORDEN ARM/2656/2008*). 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 <i>a</i> 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 <i>a</i> 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 <i>a</i> 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 <i>a</i> 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 <i>a</i> 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 <i>a</i> 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 <i>a</i> 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 los estudios previos a éste, eliminando así las métricas no correlacionadas significativamente con un índice de estado trófico, el *TSI* de Carlson. La correlación del *TLI* de Burns *et al.* (1999) con el *TSI* de Carlson resultó altamente significativa, por lo que escogimos 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 82.

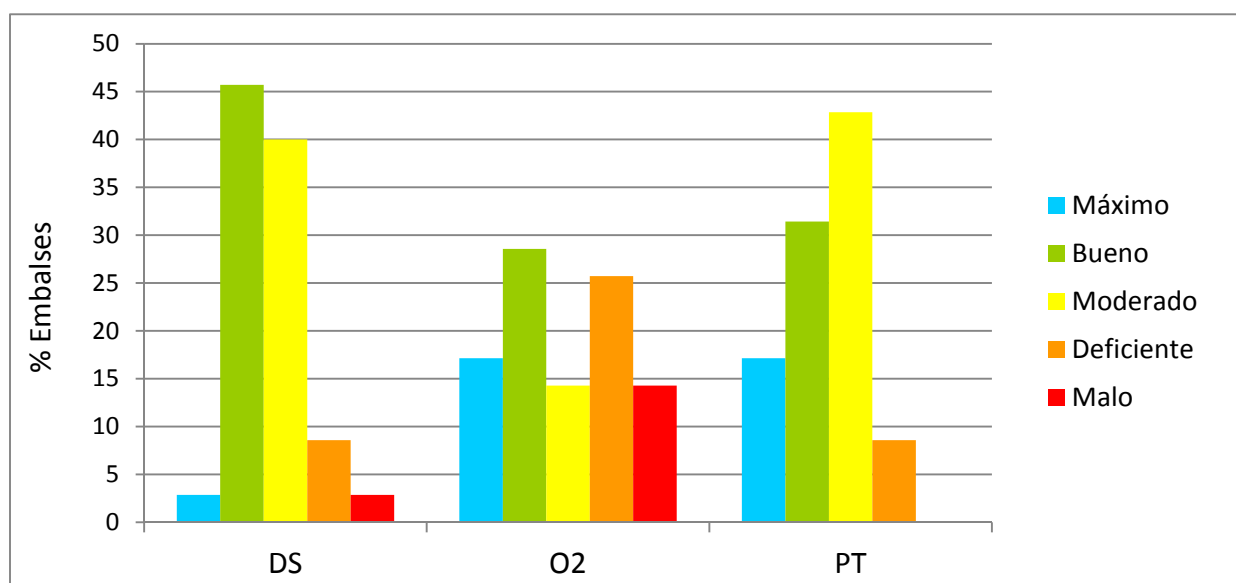


Figura 82. Evaluación de la calidad en embalses mediante los parámetros fisico-químicos.

Solo en un parámetro, concentración de fósforo total, no encontramos las 5 clases de calidad representadas, ya que no clasifica ningún embalse con mala calidad, con 15 embalses

clasificados como moderados, 11 como buenos, 6 con calidad máxima y 3 deficientes. Por el contrario, la concentración de oxígeno clasifica los embalses de manera más equitativa entre las cinco clases de calidad, todas representadas con al menos 5 embalses, destacando la calidad buena con 10 embalses y la deficiente con 9 embalses. Y por otro lado, la transparencia medida mediante el DS hace una clasificación con pocos embalses clasificados en los extremos de máxima y mala calidad, con un 45,7 % de los embalses en estado bueno, 16 embalses, y un 40 % en estado moderado, 14 embalses.

Finalmente, como resultado de la combinación de parámetros, se estimó el valor global del elemento fisicoquímico según la metodología planteada (figura 83).

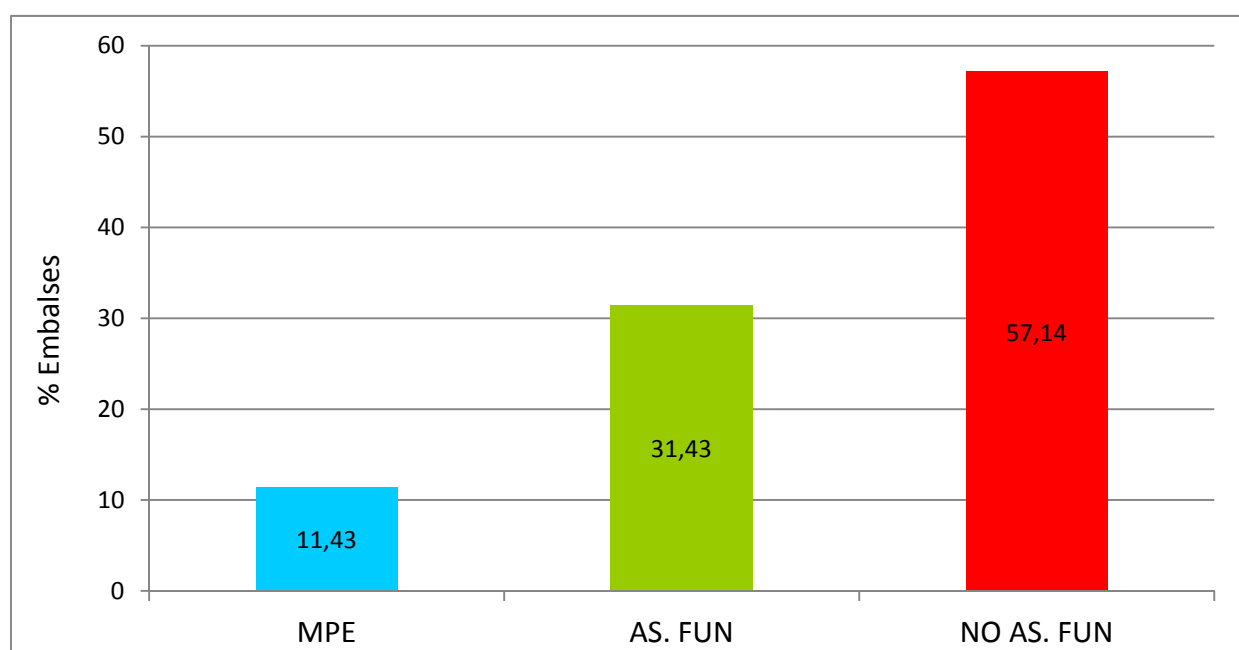


Figura 83. Evaluación de la calidad mediante el indicador fisicoquímico. MPE: máximo potencial ecológico; AS.FUN: asegura el funcionamiento del ecosistema; NO AS.FUN: no asegura el funcionamiento del ecosistema. (Se incluye el número de embalses clasificados en cada categoría en 2014).

En la tabla 41 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 41. 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	MAS 1	Bueno	Bueno	Moderado	AS.FUN
Irabia	MAS 4	Bueno	Deficiente	Bueno	NO AS.FUN
Albiña	MAS 5	Moderado	Malo	Bueno	NO AS.FUN
Sobrón	MAS 22	Bueno	Malo	Moderado	NO AS.FUN
Baserca	MAS 34	MPE	MPE	MPE	MPE
Yesa	MAS 37	Moderado	Deficiente	Bueno	NO AS.FUN
La Peña	MAS 44	Moderado	Bueno	Moderado	NO AS.FUN
Vadiello	MAS 51	Bueno	Moderado	MPE	AS.FUN
Oliana	MAS 53	Deficiente	Moderado	Moderado	NO AS.FUN
Montearagón	MAS 54	Bueno	Deficiente	MPE	AS.FUN
Barasona	MAS 56	Bueno	MPE	Bueno	MPE
Terradets	MAS 59	Malo	Bueno	Moderado	NO AS.FUN
Rialb	MAS 63	Moderado	Deficiente	Moderado	NO AS.FUN
Pajares	MAS 64	Bueno	Bueno	MPE	MPE
Camarasa	MAS 65	Bueno	Bueno	Bueno	AS.FUN
Santa Ana	MAS 66	Bueno	MPE	MPE	MPE
San Lorenzo	MAS 67	Moderado	MPE	Moderado	AS.FUN
El Val	MAS 68	Moderado	Deficiente	Deficiente	NO AS.FUN
Mequinenza	MAS 70	Bueno	Deficiente	Moderado	NO AS.FUN
Mezalocha	MAS 71	Moderado	MPE	Moderado	AS.FUN
Margalef	MAS 72	Moderado	Malo	Moderado	NO AS.FUN
Ciurana	MAS 73	Bueno	Bueno	Bueno	AS.FUN
Flix	MAS 74	Bueno	Moderado	Deficiente	NO AS.FUN
La Tranquera	MAS 76	Bueno	Deficiente	Bueno	NO AS.FUN
Caspe	MAS 78	Moderado	Deficiente	Bueno	NO AS.FUN
Guiamets	MAS 79	Bueno	Deficiente	Bueno	NO AS.FUN
Cueva Foradada	MAS 80	Moderado	Malo	Bueno	NO AS.FUN
Calanda	MAS 82	Moderado	Bueno	Bueno	AS.FUN
Maidevera	MAS 823	Moderado	Malo	Moderado	NO AS.FUN
Pena	MAS 912	Bueno	Moderado	MPE	AS.FUN
Gallipué	MAS 913	Bueno	Bueno	Moderado	AS.FUN
Ribarroja	MAS 949	Moderado	Moderado	Moderado	NO AS.FUN
Balaguer	MAS 1049	Moderado	MPE	Moderado	AS.FUN
La Loteta	MAS 1680	Deficiente	Bueno	Deficiente	NO AS.FUN
Monteagudo de las Vicarias	MAS 1681	Deficiente	Bueno	Moderado	NO AS.FUN

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 84.

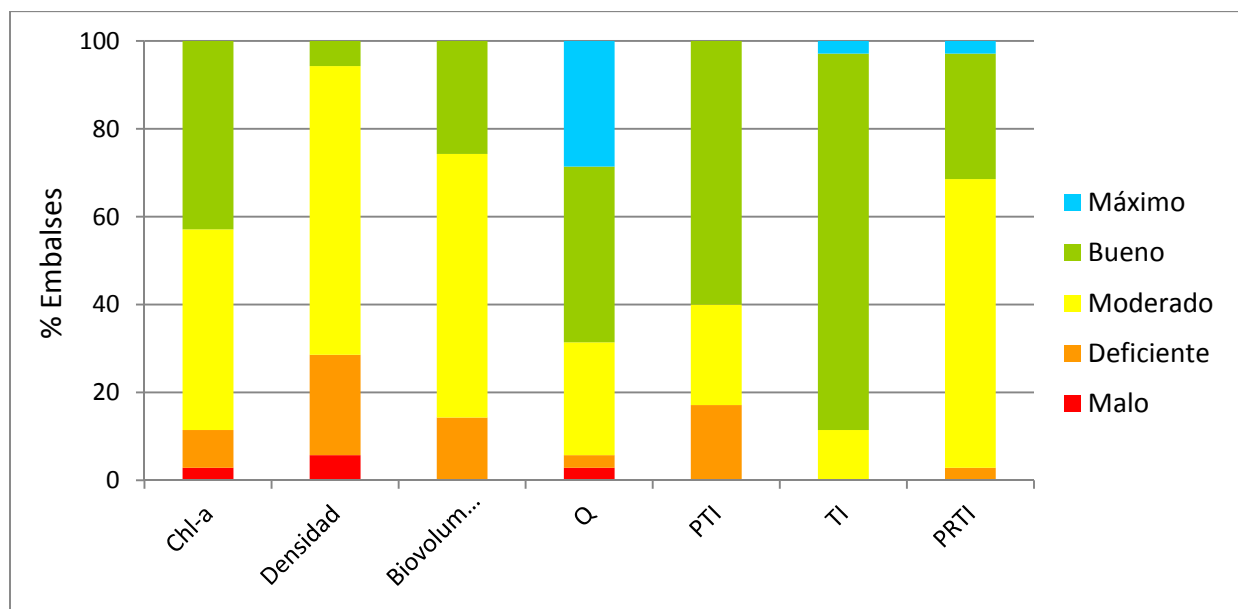


Figura 84. Evaluación de la calidad mediante los parámetros del fitoplancton.

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. Esta generalización no se cumple en dos métricas, la densidad del fitoplancton, donde predominan las clases moderado y deficiente, y el índice Q, que clasifica a la mayoría de embalses como buenos y de calidad máxima. Tanto en el índice Q como el índice trófico y el índice trófico de fitoplancton, conceden predominancia a la clase bueno. En cambio, en el resto de parámetros predomina la clase moderado.

El *Phytoplankton* Assemblage Index (Q), es el único que tiene todas las clases representadas, y es el que mas embalses clasifica en máxima calidad, un total de 10 embalses.

El Trophic Index (TI) clasifica a los embalses de una manera muy homogénea, ya que predomina la clasificación de embalses en estado bueno y solo están representadas las clases moderado con 4 embalses, y máximo con uno.

Finalmente, la densidad del fitoplancton se presenta como la variable más restrictiva, debido a que es la que más embalses clasifica como deficientes, 8, y malos, 2.

En cuanto a la variable del zooplancton, el índice de zooplancton ZRTI, aplicado en los estudios de 2009 a 2013, los resultados obtenidos para cada potencial ecológico en porcentajes se pueden observar en la figura 85.

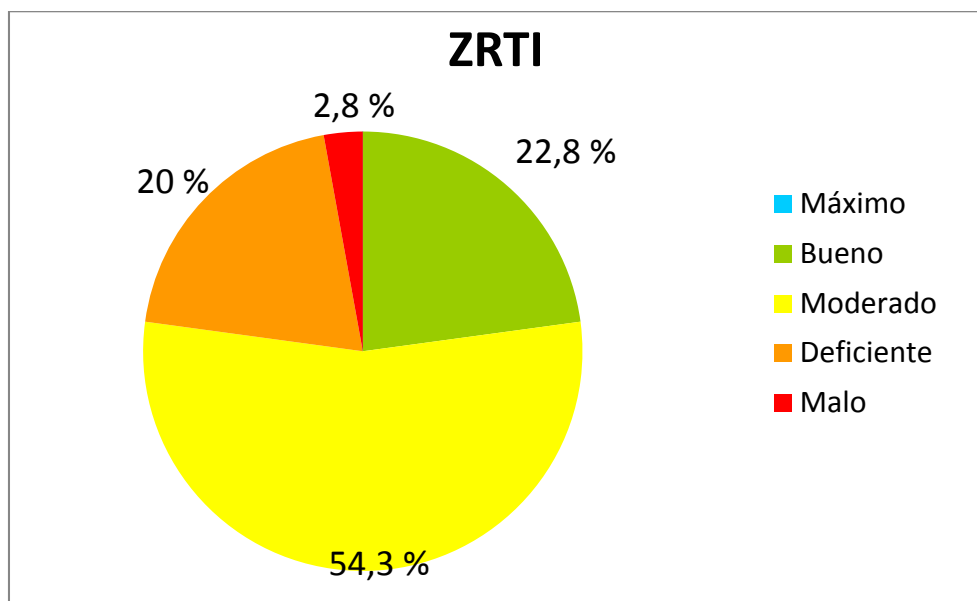


Figura 85. Evaluación de calidad mediante el parámetro de zooplancton ZRTI.

El índice de zooplancton ZRTI, casi tan restrictivo como la métrica densidad del fitoplancton, clasifica al 77,1 % de los embalses con una calidad moderada o inferior. La mayoría de los embalses, un 54,3 %, en estado moderado, un 20 % en estado deficiente y un 2,8 % en mal estado ecológico. El resto de embalses, un 22,8 % se clasifican como buenos. Resultado muy parecido al potencial ecológico resultante de la combinación de todos los parámetros.

Una vez obtenidos los dos tipos de indicadores, y siguiendo la metodología expuesta en la figura 80, se procedió a la estima del índice de potencial ecológico o *IPE*.

La figura 86 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 2014, evaluada en el presente ESTUDIO.

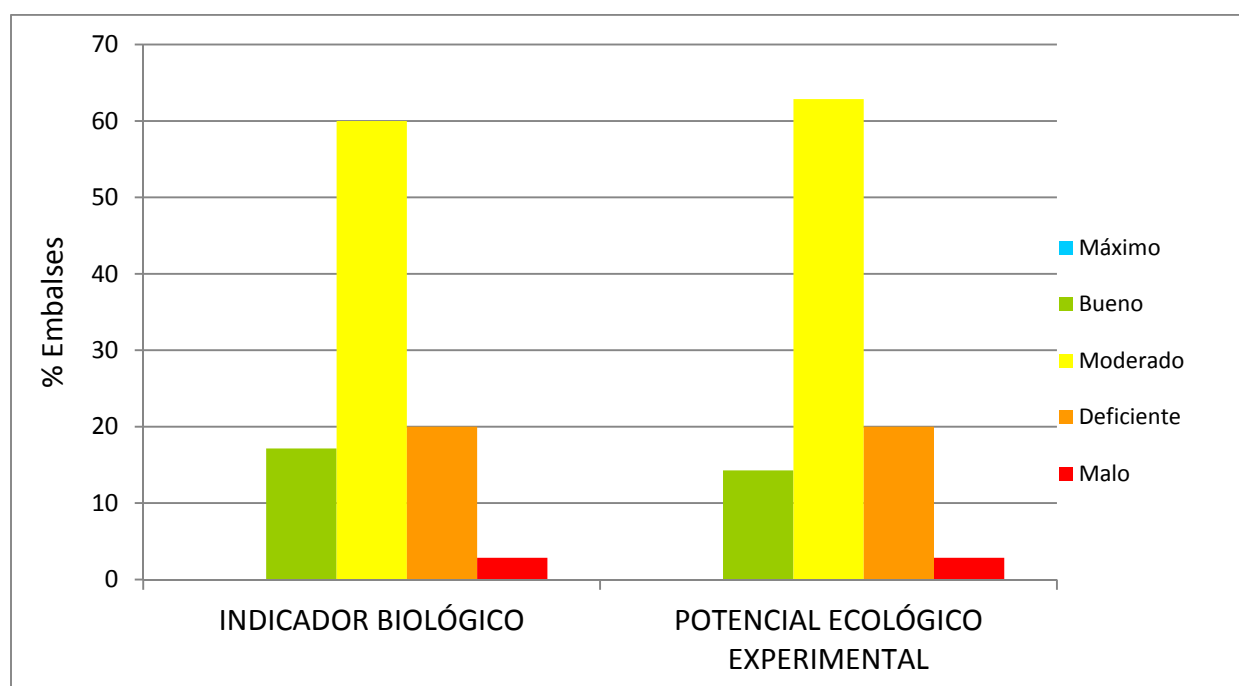


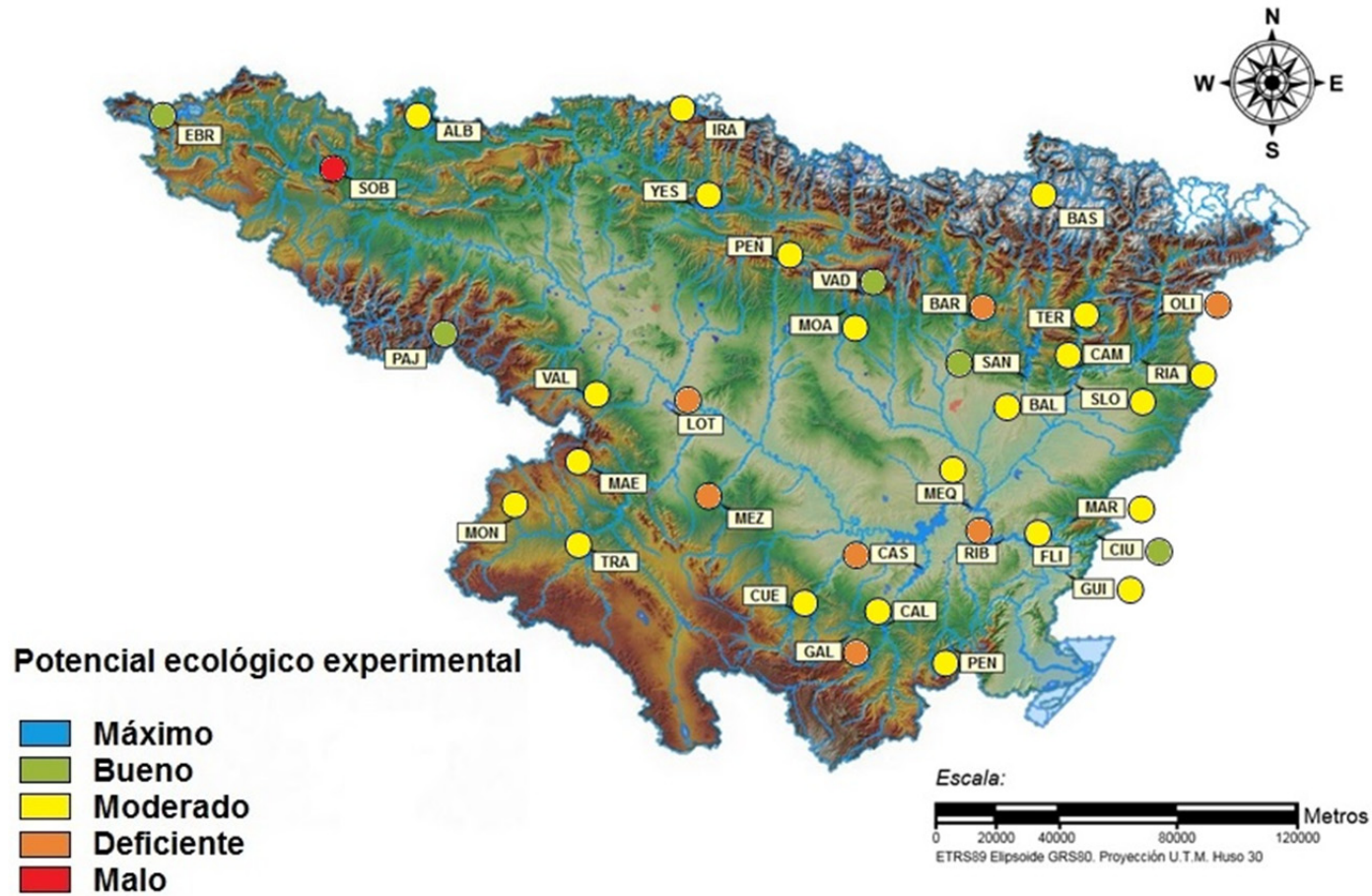
Figura 86. Proporción de clases de potencial ecológico evaluadas mediante el indicador biológico y mediante el *IPE*, tras aplicar los umbrales del indicador fisicoquímico, según el esquema de la figura 81.

En solo uno de los 6 embalses calificados como de potencial biológico bueno, el indicador fisicoquímico (inferior al umbral que suponemos asegura el funcionamiento del ecosistema) hizo cambiar el potencial ecológico a moderado.

La tabla 42 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 87 se muestra el mapa de potencial ecológico de los embalses estudiados.

Tabla 42. Establecimiento del potencial ecológico (aproximación experimental) (MPE: máximo potencial ecológico; AS.FUN: asegura el funcionamiento del ecosistema; NO AS.FUN: no asegura el funcionamiento del ecosistema).

EMBALSE	CODIGO	TIPO	IPE_BIO	PE-BIO	IND_FQ	PEexp
Ebro	MAS 1	7	3,6	Bueno	AS.FUN	Bueno
Irabia	MAS 4	7	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Albiña	MAS 5	7	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Sobrón	MAS 22	9	1,0	Malo	NO AS.FUN	Malo
Baserca	MAS 34	13	3,0	Moderado	MPE	Moderado
Yesa	MAS 37	9	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
La Peña	MAS 44	9	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Vadiello	MAS 51	7	3,7	Bueno	AS.FUN	Bueno
Oliana	MAS 53	9	2,0	Deficiente	NO AS.FUN	Deficiente
Montearagón	MAS 54	7	3,0	Moderado	AS.FUN	Moderado
Barasona	MAS 56	11	2,0	Deficiente	MPE	Deficiente
Terradets	MAS 59	9	3,9	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Rialb	MAS 63	11	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Pajares	MAS 64	1	4,0	Bueno	MPE	Bueno
Camarasa	MAS 65	11	3,0	Moderado	AS.FUN	Moderado
Santa Ana	MAS 66	11	3,9	Bueno	MPE	Bueno
San Lorenzo	MAS 67	11	3,0	Moderado	AS.FUN	Moderado
El Val	MAS 68	7	2,7	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Mequinenza	MAS 70	12	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Mezalocha	MAS 71	10	2,0	Deficiente	AS.FUN	Deficiente
Margalef	MAS 72	10	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Ciurana	MAS 73	10	3,6	Bueno	AS.FUN	Bueno
Flix	MAS 74	12	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
La Tranquera	MAS 76	11	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Caspe	MAS 78	12	2,0	Deficiente	NO AS.FUN	Deficiente
Guiamets	MAS 79	10	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Cueva Foradada	MAS 80	10	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Calanda	MAS 82	11	3,0	Moderado	AS.FUN	Moderado
Maidevera	MAS 823	7	3,1	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Pena	MAS 912	10	3,0	Moderado	AS.FUN	Moderado
Gallipué	MAS 913	10	2,0	Deficiente	AS.FUN	Deficiente
Ribarroja	MAS 949	12	2,0	Deficiente	NO AS.FUN	Deficiente
Balaguer	MAS 1049	11	3,0	Moderado	AS.FUN	Moderado
La Loteta	MAS 1680	10	2,0	Deficiente	NO AS.FUN	Deficiente
Monteagudo de las Vicarias	MAS 1681	7	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado



Ebro (bueno)



Gallipué (deficiente)



Sobrón (malo)

Figura 87. Mapa de clasificación del Potencial Ecológico (*PEexp*) de los embalses en 2014.

Para concluir se analizan las tendencias de potencial ecológico por tipos de embalse. Se obtuvieron los siguientes resultados, representados gráficamente en la figura 88.

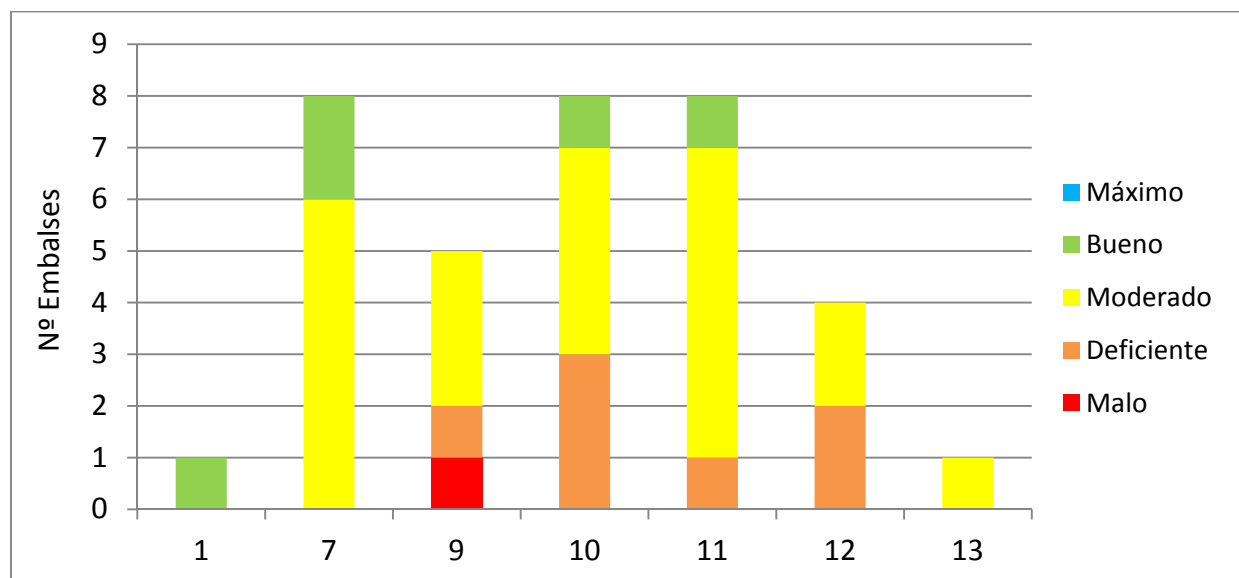


Figura 88. Clasificación del potencial ecológico de los embalses según el PExp por tipos de embalse.

Ningún embalse de ningún tipo alcanza el máximo potencial ecológico.

Los embalses de Tipo 7, calcáreos, en zonas húmedas y frías de cabecera, presentaron mayoritariamente un potencial moderado, seguido de bueno con dos embalses y sin ningún embalse deficiente o malo.

En los cinco embalses del Tipo 9, calcáreo de zonas húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal, ninguno alcanza el buen potencial ecológico, tres se clasifican como moderados, uno como deficiente y otro como malo, el único en esta categoría del ESTUDIO.

El Tipo 10, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos, clasifica los embalses entre las clases deficiente, moderado y buen potencial ecológico.

En el Tipo 11, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal, se clasifica a la mayoría de embalses en estado moderado, uno en estado deficiente y otro en buen estado ecológico.

En el Tipo 12, los embalses se clasifican de manera equitativa entre la clase moderado y deficiente.

En cuanto a los tres embalses de los Tipos 1 y 13, el embalse del tipo 1 alcanzó el buen potencial ecológico, però el embalse del tipo 13 se ha clasificado con un potencial ecológico moderado, pese a ser un embalse de alta montaña.

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 la orden ARM/2656/2008, y sucesivas modificaciones, dio como resultado la clasificación de los embalses estudiados que se expone en la tabla 43. El potencial ecológico final tiene en cuenta el indicador fisicoquímico del embalse, modificándose éste según la misma metodología descrita para la aproximación experimental.

Tabla 43. 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	COD	PE-Chla	PE-Biovol	PE-IGA	PE-%Ciano	PE_BIO	IND_FQ	PE _{norm}
Ebro	MAS 1	Bueno	Bueno	Deficiente	Moderado	Moderado	AS.FUN	Moderado
Irabia	MAS 4	MPE	MPE	Deficiente	MPE	MPE	NO AS.FUN	Moderado
Albiña	MAS 5	MPE	MPE	Deficiente	Malo	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Sobrón	MAS 22	Bueno	MPE	Deficiente	MPE	MPE	NO AS.FUN	Moderado
Baserca	MAS 34	MPE	Bueno	Bueno	Bueno	MPE	MPE	Máximo
Yesa	MAS 37	MPE	Bueno	MPE	MPE	MPE	NO AS.FUN	Moderado
La Peña	MAS 44	Bueno	Bueno	MPE	MPE	MPE	NO AS.FUN	Moderado
Vadiello	MAS 51	MPE	Bueno	Bueno	Bueno	MPE	AS.FUN	Bueno
Oliana	MAS 53	Moderado	MPE	Moderado	Moderado	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Montearagón	MAS 54	Bueno	MPE	MPE	MPE	MPE	AS.FUN	Bueno
Barasona	MAS 56	Bueno	MPE	MPE	Bueno	MPE	MPE	Máximo
Terradets	MAS 59	MPE	MPE	Moderado	Bueno	MPE	NO AS.FUN	Moderado
Rialb	MAS 63	Bueno	Bueno	Deficiente	Bueno	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Pajares	MAS 64	Bueno	MPE	Bueno	MPE	MPE	MPE	Máximo
Camarasa	MAS 65	MPE	MPE	Moderado	Bueno	MPE	AS.FUN	Bueno
Santa Ana	MAS 66	MPE	MPE	MPE	MPE	MPE	MPE	Máximo
San Lorenzo	MAS 67	MPE	MPE	Moderado	Bueno	MPE	AS.FUN	Bueno
El Val	MAS 68	Malo	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Mequinenza	MAS 70	Bueno	Bueno	Bueno	MPE	MPE	NO AS.FUN	Moderado
Mezalocha	MAS 71	Bueno	MPE	MPE	MPE	MPE	AS.FUN	Bueno
Margalef	MAS 72	Bueno	Bueno	MPE	MPE	MPE	NO AS.FUN	Moderado
Ciurana	MAS 73	MPE	MPE	MPE	Bueno	MPE	AS.FUN	Bueno
Flix	MAS 74	MPE	Bueno	Deficiente	Deficiente	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
La Tranquera	MAS 76	Bueno	Bueno	Deficiente	Bueno	MPE	NO AS.FUN	Moderado
Caspe	MAS 78	Bueno	Bueno	Bueno	Deficiente	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Guiamets	MAS 79	MPE	MPE	Moderado	Deficiente	MPE	NO AS.FUN	Moderado
Cueva Foradada	MAS 80	Bueno	MPE	Bueno	Bueno	MPE	NO AS.FUN	Moderado
Calanda	MAS 82	MPE	MPE	MPE	MPE	MPE	AS.FUN	Bueno
Maidevera	MAS 823	Bueno	Bueno	MPE	MPE	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Pena	MAS 912	MPE	Bueno	MPE	Bueno	MPE	AS.FUN	Bueno
Gallipué	MAS 913	MPE	MPE	MPE	MPE	MPE	AS.FUN	Bueno
Ribarroja	MAS 949	Bueno	Bueno	Moderado	Moderado	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Balaguer	MAS 1049	Bueno	MPE	Moderado	Bueno	MPE	AS.FUN	Bueno
La Loteta	MAS 1680	Moderado	Bueno	MPE	Bueno	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Monteagudo de las Vicarias	MAS 1681	MPE	MPE	MPE	MPE	MPE	NO AS.FUN	Moderado

En el siguiente gráfico (figura 89) se resumen los resultados ofrecidos por cada una de las métricas utilizadas en el cálculo del potencial ecológico según esta aproximación normativa.

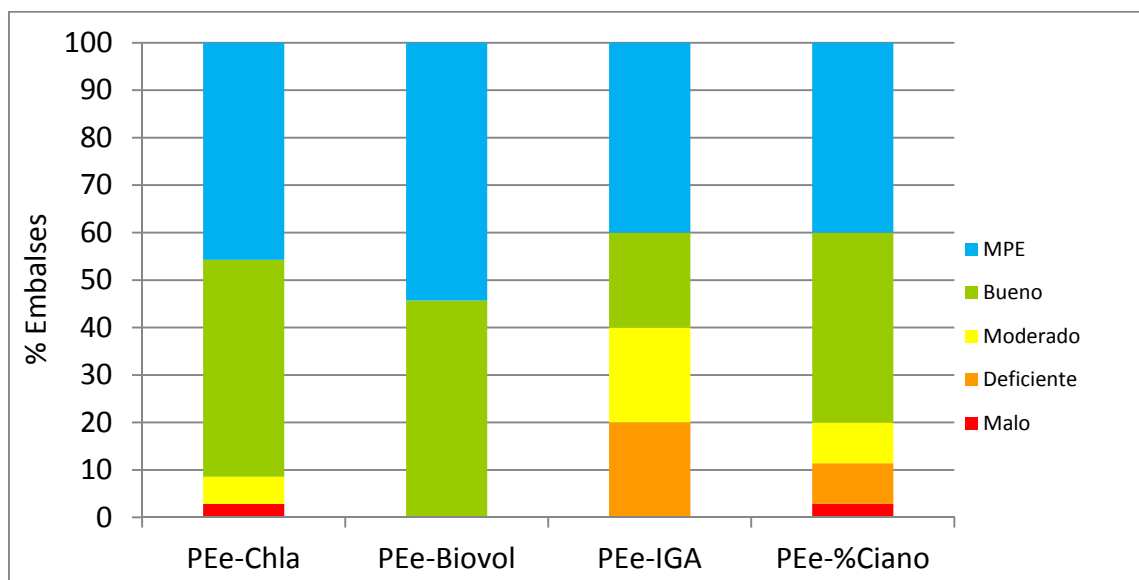


Figura 89. Clasificación del potencial ecológico según los parámetros de la aproximación normativa.

La variable biovolumen es la menos restrictiva, con todos los embalses clasificados como buenos o de máximo potencial. La concentración de clorofila *a* y el porcentaje de cianobacterias dan unos resultados muy similares, clasificando el 80 % de los embalses en el máximo potencial ecológico o en buen estado. El IGA es más restrictivo y clasifica un 40 % de los embalses con un potencial inferior a bueno. Solo la concentración de clorofila *a* y el porcentaje de cianobacterias clasifican un embalse como malo.

Estos resultados se deben a la modificación del procedimiento para la transformación del RCE a una escala numérica equivalente para los cuatro indicadores. Estos planteamientos condicionan al alza la clasificación *normativa* del potencial ecológico y en nuestra opinión, el potencial ecológico calculado según la “aproximación normativa” podría estar sobreestimado en muchos casos (CHE 2009).

Asimismo, en la siguiente figura (figura 90) 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 más embalses clasificados en buen y máximo potencial. Aunque la proporción de embalses clasificados como moderados es muy similar para las dos metodologías.

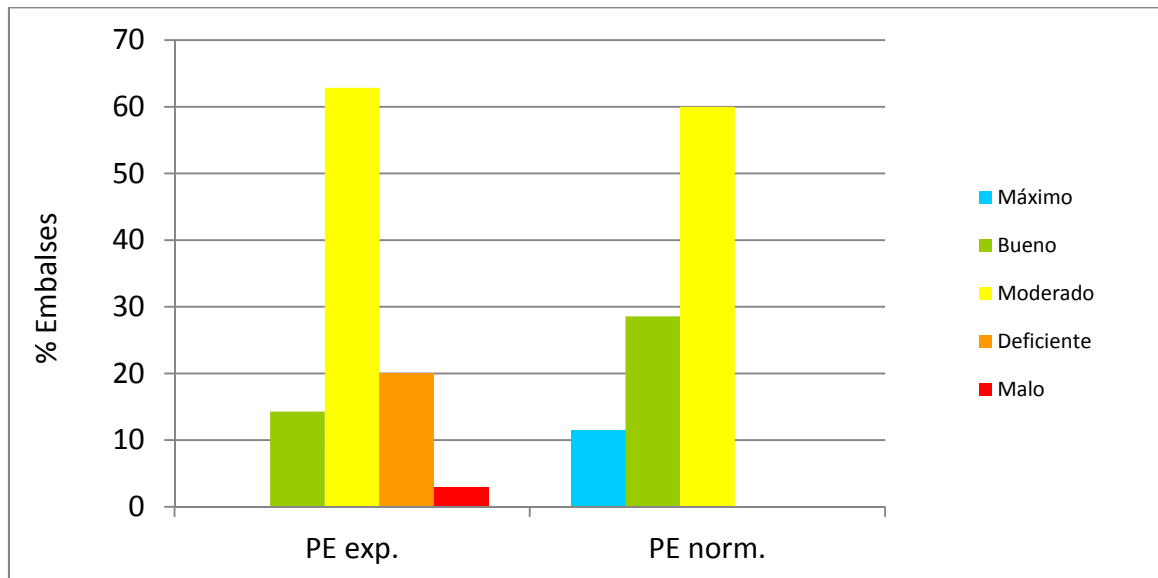
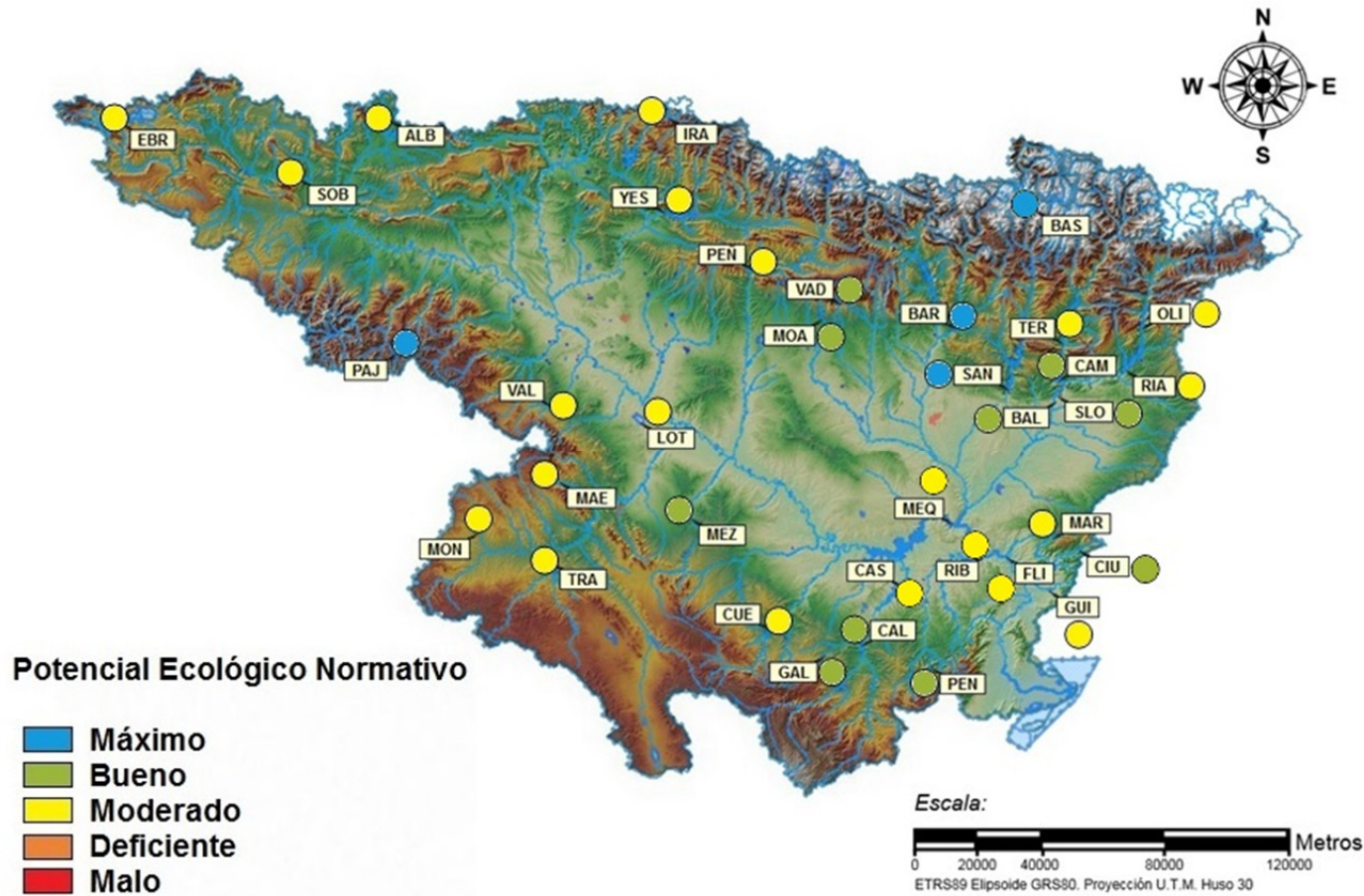


Figura 90. Clasificación del potencial ecológico final según la aproximación normativa PE_{norm} y la aproximación experimental, PE_{exp} . (Para ver las metodologías de cálculo, ir a la sección 6.3 a y b).

La figura 91 muestra el mapa de potencial ecológico de los embalses muestreados en 2014 clasificados conforme a la Instrucción de Planificación Hidrológica (Orden ARM/2656/2008), esto es, según la aproximación normativa o PE_{norm} . y la figura 92 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 ninguna diferencia entre el PE_{norm} . y el Estado Trófico que supere un salto de clase. Mientras que con el PE_{exp} . la diferencia de dos clases por debajo respecto al Estado Trófico se observa en cuatro embalses: Baserca, Barasona, Gallipuéñ y Sobrón. Esta diferencia también se da con el PE_{norm} ., y en el caso del embalse de Barasona la diferencia aún es mayor, de tres clases de calidad.



Pajares (máximo)



Camarasa (bueno)



Maidevera (moderado)

Figura 91. Mapa de clasificación del Potencial Ecológico (PE_{norm}) de los embalses en 2014.

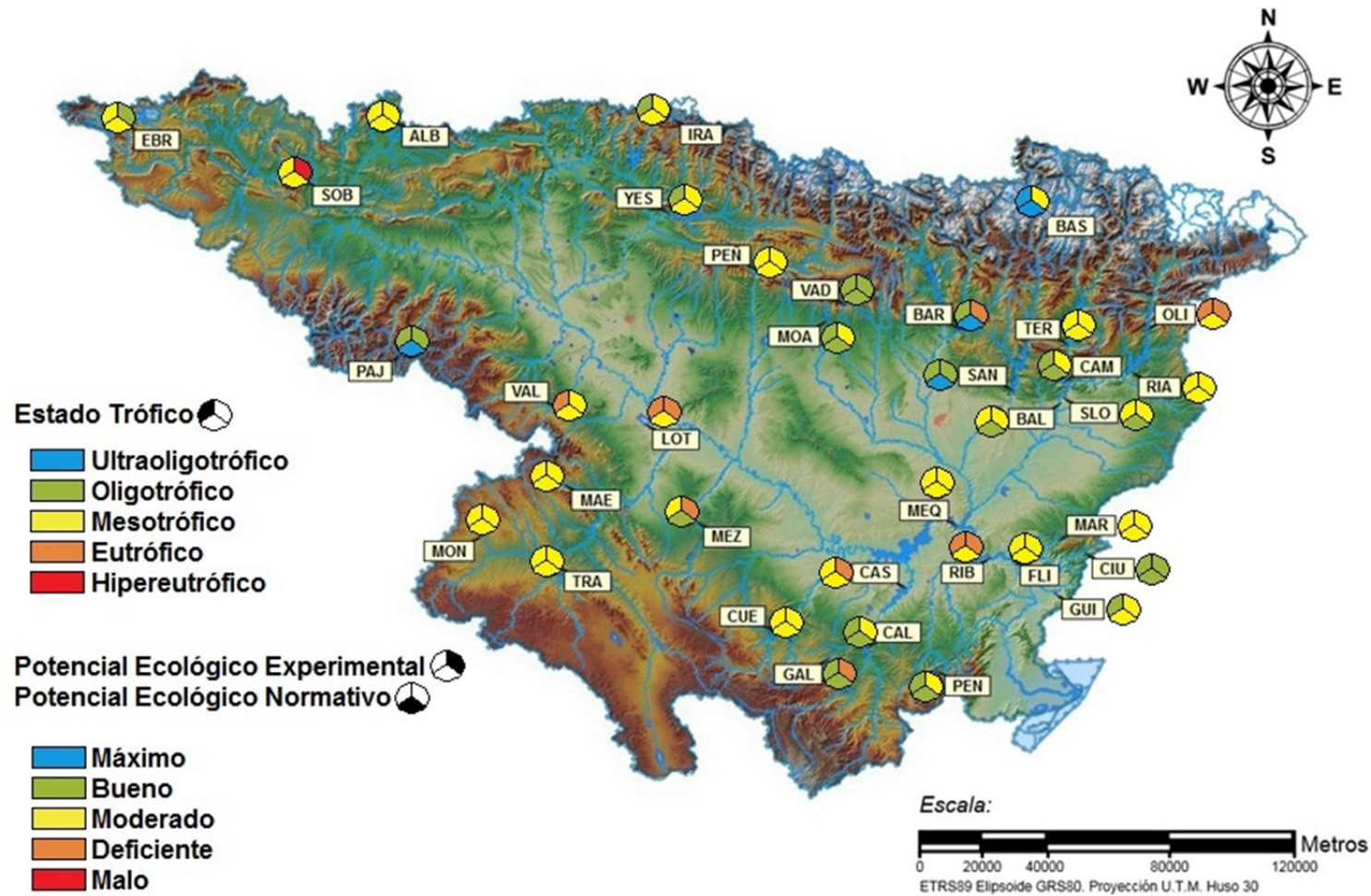


Figura 92. Mapa de clasificación del Estado Trófico y del Potencial Ecológico (*PEexp* y *PEnorm*) de los embalses en 2014.

7. RESUMEN – CONCLUSIONES

Clasificación

➤ Los 35 embalses se han clasificado en 7 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 10	Tipo 11	Tipo 9	Tipo 1	Tipo 12	Tipo 13
1	8	5	8	8	4	1
2,9 %	22,8 %	14,3 %	22,8 %	22,8 %	11,4 %	2,9 %

Las categorías que agrupan a un mayor número de embalses son la 7, la 10 y la 11.

Características hidromorfológicas

➤ Las masas de agua son de capacidad variable, con volúmenes inferiores a 10 Hm³ en un 22,9 % de los casos (figura 4). Un 34,3 % de embalses presentan volúmenes bajos, entre 10 y 30 Hm³, un 8,6 % presentan volúmenes intermedios, entre 30 y 70 Hm³; un 17,1 % presentan capacidades algo mayores entre 70 y 150 Hm³, un 5,7 % tiene un aforo entre 150 y 300 Hm³ y finalmente, un 11,4 % tienen capacidad de embalsar entre 300 y 1600 Hm³, siendo el mayor de toda la cuenca el embalse de Mequinenza, con 1534 hm³ de capacidad máxima.

➤ Las masas de agua son de superficie muy variable, con un rango que oscila entre las 42 ha del embalse de Balaguer, hasta las 6478 ha del embalse de Mequinenza. 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 no superan las 500 ha (68,6% de los embalses).

➤ Las masas de agua son de profundidad muy variable, con un rango de 9,5 a 91 m, valores registrados para los embalses de Terradets y Camarasa respectivamente. La distribución de esta variable en el conjunto de embalses estudiados se representa en la figura 6. Se pueden observar dos grupos, separados por la profundidad de 40 m.

➤ Los embalses estudiados durante 2014 reciben aportaciones desde cuencas vertientes con extensiones muy variables. El rango de áreas de cuenca va desde los 10 km² del embalse de Albiña, 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 solo dos embalses con más de 10.000 km². Alrededor de un 49

% tienen cuencas de más de 1.000 km², siendo ésta, por tanto, la clase predominante. Un 23 % de los embalses estudiados tienen un tamaño de cuenca entre los 100 y los 1.000 km², mismo porcentaje que hay 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 de cursos fluviales importantes, siendo los mínimos, inferiores a un mes, en Flix, Balaguer, San Lorenzo, Terradets y La Peña. La circulación del agua es observable a simple vista y se comportan prácticamente como un río. Otros embalses de mayor tamaño pero con un caudal importante en su aportación son Oliana, Ribarroja y Sobrón. Los valores más elevados, por el contrario, se dan en embalses de cursos reducidos y escasa capacidad, como es el caso de Guiamets (122,65 meses) y Pena (máximo absoluto con 39,53 meses).

➤ El **hidroperiodo** es muy variable para 6 embalses, con un hidroperiodo superior a 0,6. Destacar el embalse de Baserca con un hidroperiodo superior a 0,9. Solo tres embalses son cero porque no hay datos de la renovación de sus aguas: Albiña; Balaguer, donde entra la misma agua que sale, y Margalef. Destacar la estabilidad de Ribarroja, San Lorenzo, Sobrón y Terradets a pesar de su bajo tiempo de renovación.

Características fisicoquímicas

En lo que respecta al **disco de Secchi**, los embalses de tipo 13 presentan los valores más elevados, seguidos del tipo 1, frente al tipo 9 que presenta los valores más bajos. El máximo absoluto correspondió a Baserca (tipo 13), con 7,40 m. El mínimo absoluto de transparencia (0,55 m) correspondió al embalse de Terradets, del tipo 9.

➤ 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 uno al tipo 12, y la mínima es el tipo 13, embalses de alta montaña. La diferencia entre la temperatura mínima del tipo 13 (12,71 °C) y la máxima del tipo 12 (24,25 °C), es de más de 11 grados. Destacar la temperatura mínima absoluta del tipo 11 en el embalse de Santa Ana, 12,95 °C. Existe una relación directa y negativa de la temperatura media en la ZF con la altitud del embalse.

➤ Respecto al **pH** en la ZF, resaltan los valores de pH más bajos en el tipo 13 y tipo 1 (figura 24). El resto de los tipos tienen medias son muy similares, los promedios más elevados son los del tipo 9 y 11. El valor puntual más alto se ha observado en el embalse de El Val (tipo 7) a 1,4 m de profundidad, con un valor de 9,06 coincidiendo con una saturación elevada de

oxígeno disuelto de 241 %.

➤ Respecto a **la conductividad** media en la ZF, los valores más elevados se dan en el tipo 12 con 1034 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de media. Pero destaca el dato extremo en el tipo 10, de 1260 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el embalse de La Loteta. Mientras que el valor más bajo se da en el tipo 13, en ríos de alta montaña, con 32 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

➤ Las tendencias observadas en relación a la **alcalinidad** en la ZF, tipo 13 muestra el valor más bajo de alcalinidad, con 0,36 meq/L. Los embalses de tipo 10 (calcáreo / no húmedo / en cabecera) y 12 (calcáreo / no húmedo / zonas bajas) muestran las alcalinidades más elevadas con valores cercanos a los 3 meq/L. Puntualmente, los valores más elevados se han registrado en las muestra integradas de Ciurana y Margalef con 3,32 meq/L y en el fondo de embalse de Terradets con 4,73 meq/L.

➤ La **turbidez** fue baja en casi todos los tipos de embalses (figura 29), aunque si se aprecia un valor bastante más bajo en los tipo 1, con una media de 0,9 UAF. El valor más alto es el del tipo 9 con 9,3 UAF. El valor promedio para todos los embalses se encuentra en 4,31 UAF. El valor más bajo en la muestra integrada corresponde a Baserca con 0,9 UAF, tipo 13. Mientras que el valor máximo de todos los embalses es para el embalse de Terradets con 23,48 UAF, tipo 9, seguido de La Loteta, tipo 10, con 14,64 UAF. Los embalses de Terradets y La Loteta, son cuerpos de agua someros y sujetos a fuertes vientos predominantes y a una fuerte corriente de agua, que hacen resuspender los sedimentos. La turbidez presenta una correlación significativa negativa con el disco de Secchi, tal que los embalses con mayor turbidez han presentado menores valores de disco de Secchi.

➤ En general, los embalses estudiados presentan una **oxigenación** del epilimnion deficiente, siendo los valores más bajos para los tipos 7 y 12 (figura 32). Se destaca la baja oxigenación (valor inferior a 5 mg O_2/L) en el promedio de la columna de agua en los embalses de Irabia con 3,53 mg/L (Tipo 7), Rialb y La Tranquera (Tipo 11) y Mequinenza, Caspe y Ribarroja del tipo 12. Los máximos de oxígeno se alcanzan normalmente a profundidades comprendidas entre los 2 y los 8 metros. El máximo de oxígeno puntual se encuentra en Guiamets (tipo 10) se sitúa a unos 10,5 m de profundidad, con un valor de 28 mg/L. En los tipos 7, 9, 10, 11 y 12 se presenta algún embalse con zona anóxica, siendo un total de 17 embalses con zona anóxica. Las más importantes por su espesor son las de Mequinenza con 38 m, Maidevera con 19 m, Caspe con 16,5 m y La Tranquera con 14 m. En otros 18 embalses no existe zona anóxica.

➤ La calidad de las masas de agua según la oxigenación es óptima en solo un 17 % 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 37 %) 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. Sin embargo estos valores del grupo son sobrepasados por el valor extremo del embalse del tipo 10, Mezalocha. Los valores mínimos de N Total se dan en los tipos de montaña (tipo 1 y 13) y también en los embalses de Vadiello (tipo 7) y Ciurana y Pena (tipo 10). 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. En cuanto al amonio, los valores han sido inferiores a 0,07 mg N-NH₄/L en todos los casos, excepto en 1, el embalse de Monteagudo de las Vicarías en el tipo 7. Los promedios más altos son los de los tipos 12 y 7, este último debido a los valores elevados de los embalses de Monteagudo e Irabia. El más bajo ha correspondido los tipos 1 y 13.

➤ En cuanto a la fracción porcentual del **N orgánico**, este domina claramente en 7 embalses, Pajares (tipo 1), Vadiello (tipo 7), Ciurana, Guiamets, La Loteta y Pena (tipo 10) y Caspe (tipo 12).

➤ En relación al **P total** en la ZF, el tipo 12 muestra los valores más elevados, debido a los valores de Flix y Ribarroja, con 37 y 28 µg P/L respectivamente. Otros tres embalses más muestran concentraciones superiores a los 25 µg P/L, La Loteta (máximo del ESTUDIO), El Val y Terradets; máximos atípicos de sus respectivos tipos. El valor mínimo se da, como en el caso del N total, en el tipo 13, de alta montaña. Los dos embalses con menor concentración han sido Pena (tipo 10) y Santa Ana (tipo 11), ambos por debajo de los 2 µg P/L.

La fracción de **P soluble** presenta una tendencia muy parecida a la del P total. Es menor de 1 µg P/L en los tipos de embalse 10, 11 y 13, que presentan los valores más bajos y la menor variabilidad. Cabe destacar los máximos del embalse de Sobrón (tipo 9) y del embalse de Flix y Ribarroja (tipo 12), como tres valores muy superiores al resto, que superan los 6 µg P/L.

➤ Las concentraciones de **sílice** se sitúan generalmente en el rango 2-4 mg SiO₂/L (figura 48). Por embalses hay que destacar los valores mínimos del Ebro y Maidevera (tipo 7), y

Gallipué y Guiamets (tipo 10), que no llegan a 1 mg SiO₂/L. En los valores máximos son los embalses de Margalef (tipo 10), Montearagón (tipo 7), Santa Ana y La Tranquera (tipo 11) los que presentan concentraciones por encima de 5 mg SiO₂/L.

Características biológicas

➤ La **comunidad fitoplanctónica** estudiada (un total de 198 taxones en 35 embalses) está representada por diez grandes grupos algales, entre los que destacan, por su riqueza, los clorófitos (Chlorophyceae) y las diatomeas (Bacillariophyceae). Las Cianobacterias son el taxón más abundante en casi todos los embalses, seguido de las Clorofíceas. En algunos embalses son las Diatomeas o las Chryptofíceas las más abundantes.

➤ La **riqueza** media de especies de fitoplancton en los diferentes tipos (figura 49) ha sido mayor al año 2013. Las medias de los diferentes tipos muestran unos valores bastante similares. El máximo absoluto se registró en el embalse de Rialb, del tipo 11, con 39 especies. Le siguieron: Camarasa y Montearagón con 36 especies. Los valores mínimos se han dado en los embalses de Monreagudo de las Vicarías con 19 especies, seguido por los embalses de Flix con 18 especies, Pena con 17 especies e Irbia, con 14 especies.

La **densidad celular** presenta una tendencia parecida a la riqueza de especies, con valores muy similares entre las diferentes tipologías si exceptuamos al tipo 12, donde destacan los valores de Mequinenza y Caspe con más de 100.000 cel/mL. Los promedios más bajos se presentan en el tipo 13 y 9, siendo este último el tipo con unos valores más similares. Por embalses, los valores más bajos se han dado en el embalse de Terradets (tipo 9), con una densidad de 433 cel/mL, seguido del embalse de Monteagudo de las Vicarías (tipo 7) con 890 cel/mL.

➤ El comportamiento del **biovolumen** fue similar al de la variable densidad, siendo la media del tipo 12 la más elevada. Aunque esta vez la media del tipo 7 también es superior al resto de medias, esto se debe a los 3 embalses con un valor por encima de los 2 mm³/L, siendo El Val el embalse con un mayor biovolumen con 3,14 mm³/L. En el lado contrario, los valores menores se han presentado en los embalses de Terradets (tipo 9) y Ciurana (tipo 10), con valores inferiores a 0,2 mm³/L.

➤ Los valores de **diversidad** se pueden considerar los habituales en este tipo de estudios, entre 2,5 y 3,5 bits, solo en los tipos 1, 12 y 13 encontramos una diversidad inferior a 2,5 bits. El tipo 11 es el de mayor diversidad en promedio, con 2,8 bits. El valor medio más bajo de diversidad se ha dado en el tipo 1.

➤ Las concentraciones de **clorofila a** presentaron valores medios muy similares entre los diversos tipos, exceptuando al tipo 13 con valores muy bajos. El valor más elevado está en el tipo 7 con 7,1 µg/L, debido al valor extremo del embalse de El Val con 31,8 µg/L el más elevado. En el lado contrario, el embalse de Ciurana, con 1,17 µg/L, es el de menor concentración.

➤ En gran parte de los embalses, un 63 %, no hay **Cianobacterias** o su densidad es suficiente baja para no presentar problemas, menores del 20 % del total. Pero debemos señalar aquellos que poseen un porcentaje superior al 50 %, que ordenadas de mayor a menor porcentaje son: Mequinenza y Caspe (tipo 12), La Tranquera (tipo 11), Albiña (tipo 7), Flix (tipo 12), Pajares (tipo 1), Ribarroja (tipo 12), Oliana (tipo 9), Ebro (tipo 7), Cueva Foradada y Gallipué (tipo 10). Sin embargo estos valores no deben ser preocupantes por cuanto su biomasa es baja respecto a los otros grupos algales de mayor tamaño y la población total de algas. El dominio de la biomasa en biovolumen pertenece a las Bacilarófitas, seguido de las Criptofíceas y las Cianobacterias.

➤ Se identificaron 81 especies de **zooplancton** en las muestras cuantitativas en un total de 35 embalses, agrupadas en tres grupos taxonómicos principales, el orden Cladocera (17 especies), la subclase Copepoda (14 taxones) y el phylum Rotifera (49 especies). También se contabilizaron las fases larvianas planctónicas de *Dreissena polymorpha* (Mollusca, Bivalvia).

➤ La **riqueza** de especies se movió en torno a las 12 especies por embalse (valores de la media), con el tipo 12 presentando el mayor valor (14 especies) y el tipo 1 presentando el valor más bajo entre todos los tipos (6 especies). Valores destacados de riqueza zooplanctónica se dieron en los siguientes embalses: Ebro con 19, le siguen Rialb con 18 especies y Flix con 17 especies.

➤ La **densidad** de individuos media ha sido de 228,2 ind/L, con valores que han ido desde los 10,58 ind/L en el embalse de Pajares hasta los 1.647 ind/L en Maidevera. Por tipos, los promedios más altos han sido para el tipo 13 y 7 y, mientras que el más bajo ha sido para el tipo 1, seguido del tipo 9. Los rotíferos son los más abundantes en densidad, en general en casi todos los embalses, aunque en ocho de ellos (Irabia, Monteagudo de las Vicarías, Caspe, La Loteta, Rialb, La Tranquera, Mequinenza, Yesa y Pajares) predominan los copépodos. Mientras que solo hay cuatro embalses con predominancia de los cladóceros: Oliana, Cueva Foradada, Mezalocha y Pena. La predominancia de otros taxones en cinco embalses es debida a la abundancia en dos embalses es debida a la abundancia de las larvas planctónicas de mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*), en los embalses de Sobrón y Ribarroja.

➤ La **biomasa** media fue mayor en el tipo 12, con el máximo absoluto del embalse de Caspe, 622,11 µg/L. En la parte opuesta, los valores menores han sido para el tipo 1. Por embalses los valores mas bajos se han registrado en Balaguer con 4,33 µg/L, seguido de San Lorenzo con 8,59 µg/L, ambos del tipo 11.

➤ La **diversidad** presenta, en la mayoría de embalses, los valores habituales para los ecosistemas acuáticos entre 2 y 3. El tipo 9 presenta la diversidad mínima con 1,3 bits, mientras que la máxima está en el tipo 12 con 2,8 bits.

➤ En 2014 se capturaron larvas de mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) en 7 embalses. La densidad de larvas en el embalse de Sobrón fue la más alta (con 177,69 ind/L y representando un 91,4 % de la comunidad zooplanctónica). El valor más bajo se presentó en La Loteta con 5,19 ind/L y representando un 0,47 % de la comunidad. En el embalse de Mequinenza y Caspe las larvas solo aparecen en la red vertical.

El análisis multivariante **PCA** aplicado a las variables fisicoquímicas ha explicado un 49,4 % de la variabilidad, asignando al primer eje un 23,5 % de la varianza explicada, al segundo un 14,8 % y al tercero un 11 %. El eje 1 da mayor peso en la zona positiva a las variables relacionadas con la transparencia y a los embalses más profundos con aguas bien oxigenadas, frente a una mayor concentración de nutrientes y embalses más turbios, tramos de orden superior que reciben la carga de nutrientes de la cuenca aguas arriba. En el eje 2 tienen mayor peso en la zona positiva las variables relacionadas con la anoxia y la hidromorfología, mientras que en la parte negativa tienen más peso las variables relacionadas con la oxigenación del hipolimnion y la turbidez. El eje 3 separa en la zona positiva las variables relacionadas con la carga de fósforo soluble y biodisponible, frente a aguas más turbias y embalses más someros.

➤ La agrupación de distancias euclídeas entre embalses según los resultados del PCA en primer lugar diferencia los embalses por sus variables hidromorfológicas, especialmente por su cota. Entre los demás embalses se ha establecido un gradiente de agrupación en función de la combinación de variables de la mineralización, la transparencia y el estado trófico, quedando por un lado los embalses de mejor estado, más transparentes y menos mineralizados, y por otro lado los embalses en peor estado o más mineralizados y más turbios.

Estado trófico

➤ De los 35 embalses analizados, la mayor parte de ellos son oligotróficos. En 2014 la densidad de fitoplancton es el elemento más restrictivo, que clasificó un 28,5 % de embalses como eutróficos o hipereutrófico. El DS y al clorofila *a* clasificaron el 11,5 % de embalses como eutróficos o hipereutrófico. Y el P total solo el 8,6 % como eutróficos y además clasificó el 17,1 % de los embalses como ultraoligotróficos. La combinación final de variables da como resultado para el estado trófico de los embalses lo siguiente: uno como ultraoligotrófico (Baserca), cuatro como eutróficos (Oliana, El Val, Ribarroja y La Loteta), trece como oligotróficos y los 17 restantes (48 % del total) son mesotróficos.

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 índice que peor valora el estado de los embalses junto a la densidad celular, mientras que el *TI* es el que mejor los valora, clasificando en estado bueno todos los embalses excepto uno en máximo potencial y cuatro como moderados. Las clases dominantes son las de bueno y moderado en el resto de índices.

➤ **MÉTRICAS DEL ZOOPLANCTON:** En cuanto a las variables del zooplancton, el índice de zooplancton *ZRTI*, diseñado para el presente ESTUDIO, es el que se ha utilizado para el establecimiento del potencial ecológico. Solo un embalse se clasifica en mal estado ecológico, los restantes, 34 embalses, se clasifican de la siguiente manera: 8 embalses, 22,8 %, en estado bueno; 19 embalses, un 54,3 %, en estado moderado y 7 embalses, un 20 % en estado deficiente. Ninguno se clasifica con máximo potencial ecológico.

➤ **MÉTRICAS FÍSICOQUÍMICAS:** Solo en un parámetro, concentración de fósforo total, no encontramos las 5 clases de calidad representadas, ya que no clasifica ningún embalse con mala calidad, con 15 embalses clasificados como moderados, 11 como buenos, 6 con calidad máxima y 3 deficientes. Por el contrario, la concentración de oxígeno clasifica los embalses de modo más equitativo entre las cinco clases de calidad, todas representadas con al menos 5 embalses, destacando la calidad buena con 10 embalses y la deficiente con 9 embalses. Y por otro lado, la transparencia medida mediante el DS hace una clasificación con pocos embalses clasificados en los extremos de máxima y mala calidad, con un 45,7 % de los embalses en estado bueno, 16 embalses, y un 40 % en estado moderado, 14 embalses.

➤ De acuerdo con la combinación de parámetros fisicoquímicos, el valor global ha sido de 4 embalses con máximo potencial, 11 embalses que aseguran el funcionamiento del sistema y 20 embalses donde no se asegura el funcionamiento del sistema.

➤ *Potencial ecológico final: aproximación experimental.* En solo uno de los 6 embalses calificados como de potencial biológico bueno, 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 35 embalses estudiados en 2014, obtenidos mediante la ***aproximación experimental***.

Máximo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
	Ciurana, Ebro, Pajares, Santa Ana, Vadiello	Albiña, Balaguer, Baserca, Calanda, Camarasa, Cueva Foradada, El Val, Flix, Guiamets, Irabia, La Peña, La Tranquera, Maidevera, Margalef, Mequinenza, Monteagudo de las Vicarías, Montearagón, Pena, Rialb, San Lorenzo, Terradets, Yesa	Barasona, Caspe, Gallipué, La Loteta, Mezalocha, Oliana, Ribarroja	Sobrón

➤ *Potencial ecológico final: aproximación normativa.* En 21 de los 24 embalses clasificados como de máximo potencial biológico, el indicador fisicoquímico hizo descender el potencial final, en 10 a bueno y en 11 a moderado. En los 9 embalses calificados como de potencial biológico bueno, el indicador fisicoquímico hizo descender el potencial a moderado. Solo un embalse, Ebro, fue clasificado directamente como moderado.

La siguiente tabla resume los resultados de potencial ecológico para los embalses estudiados en 2014, obtenidos mediante la ***aproximación normativa***.

Máximo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Barasona, Pajares, Santa Ana, Baserca	Balaguer, Camarasa, Calanda, Ciurana, Gallipué, Mezalocha, Montearagón, Pena, San Lorenzo, Vadiello	Albiña, Caspe, Cueva Foradada, Ebro, El Val, Flix, Guiamets, Irabia, La Loteta, La Peña, La Tranquera, Maidevera, Margalef, Mequinenza, Monteagudo de las Vicarías, Oliana, Rialb, Ribarroja, Sobrón, Terradets, Yesa		

8. PROPUESTA DE MEDIDAS CORRECTORAS

De acuerdo con lo establecido en el Pliego, 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. Además, incluiremos los embalses de Balaguer, Mezalocha y San Lorenzo, que han sido calificados como Bueno, aunque el indicador del estado trófico los califica como Mesotrófico.

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 para tratar de mejorar el estado y el potencial ecológico.

a) Embalses mal clasificados.

Los embalses de Balaguer, San Lorenzo y Terradets presentan 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 lenfíticas, 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 califica de hipereutrófico, cuando por su concentración de clorofila es oligotrófico. Igual sucede con el indicador químico, donde todos ellos tienen un contenido en Fósforo total alto, presente por la materia en suspensión que arrastran las aguas. El potencial ecológico se ve penalizado por el indicador fisicoquímico de nuevo, siendo el biológico Máximo, queda en Bueno o Moderado por esta causa.

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 Monteagudo de las Vicarías, La Loteta y La Peña 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, son así estos embalses, y además el caso de La Loteta se une estar en una zona expuesta a muy fuertes vientos, por lo que el proceso se produce casi diariamente.

c) Embalses de curso bajo fluvial.

Los embalses de Mequinenza, 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 recientemente en Mequinenza. A pesar de la enorme capacidad de Mequinenza, el tiempo de renovación es inferior a los dos meses, valor bajo para un embalse, y si consideramos Ribarroja (unos seis días) y Flix (unas horas), 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, con lo cual su funcionamiento ecológico es mucho más complejo. En el embalse de Mequinenza se observa en un estudio longitudinal cómo sus características van cambiando desde Caspe hasta Mequinenza, mejorando su calidad. Sin embargo, la gran aportación de aguas en los tres embalses hace que no sea posible proponer otras mejoras, salvo la mejora en general de la calidad del agua tanto de los ríos Ebro después de Zaragoza como del tramo final del Segre. 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, probablemente por influencia de los trabajos que se realizan en el mismo embalse desde hace años. En el caso de Mequinenza la recomendación sería tratar de aliviar las aguas hipolimnéticas durante los periodos de lluvias y caudales elevados en el río Ebro, contribuyendo a la renovación del fondo del embalse.

d) Embalses de cabecera.

Es el caso de embalses que son el primero del curso fluvial, como Albiña, Caspe, Cueva Foradada, Ebro, Irabia y Yesa. 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. Son los casos de Albiña, Cueva Foradada, Caspe y Yesa. 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 eutrofización y después el crecimiento algal. En el caso de los embalses del Ebro, Irabia y Albiña, es el crecimiento algal el factor que hace empeorar el índice de calidad.

e) Embalses con poca renovación.

Es el caso de los embalses de Guiamets y Margalef. La poca circulación de las aguas hace que las escasas aportaciones de la cuenca fertilicen el sistema y lo mantengan en un estado moderado. Margalef tiene el hipolimnion prácticamente anóxico, mientras en Guiamets son las poblaciones algales las que lo hacen empeorar de calidad. Se debería aprovechar las épocas de lluvia para favorecer el desembalse profundo de las aguas hipolimnéticas.

f) Embalses de Oliana y Rialb.

Son dos embalses uno tras otro, con bastante renovación y donde el indicador de mala calidad es el crecimiento algal, que se manifiesta en densidades elevadas de fitoplancton y de cianobacterias. Es 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.

g) Embalses de El Val, Maidevera y La Tranquera.

Estos embalses tienen una renovación similar, próxima al año, y una problemática similar. Presentan estado eutrófico y se encuentran en zonas despobladas, donde parece que esto no debería suceder. Sin embargo, el crecimiento algal es importante y en alguno de ellos también la concentración de los nutrientes. En Maidevera no se conoce la procedencia de ellos, mientras que en El Val pueden proceder del trasvase de aguas del río Queiles y la piscifactoría allí existente y en La Tranquera parece que existe contaminación difusa desde las poblaciones próximas al embalse como Nuévalos. 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. Se debería investigar esta presencia de aportaciones con nutrientes por si fueran la causa del estado moderado, y tratar de controlarlas en su caso.

h) Embalse de Sobrón.

Este embalse presenta una tasa de renovación muy alta, con una circulación de agua importante, pero el hipolimnion se encuentra en estado de anoxia. En este embalse se ha observado en los años anteriores la problemática de estratificación térmica severa debida a la presencia de aportaciones de agua de refrigeración con temperatura elevada; sin embargo en la actualidad esta circunstancia no siempre se presenta y el pasado año 2013 no existía, aunque sí en 2014. El hecho más destacable se debe a la presencia de una capa profunda mucho más mineralizada que la superficial, que puede generar un gradiente de densidad que hace que las aguas del fondo y la superficie no se mezclen con facilidad. Se debería conocer cuál es el origen de esta mayor salinidad hipolimnética, si es de tipo natural o procedente de los tratamientos antihielo de la carretera que discurre por su margen izquierda. En cualquier caso, la presencia del gradiente de densidad, ya sea salino o térmico, hace que los procesos de descomposición del hipolimnion agoten el oxígeno, siendo el factor que hace empeorar la calidad, 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. 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 salinas y anóxicas.

9. REFERENCIAS

ACA (2003a). *Desenvolupament d'un index 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.

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.

Barbe (2003). *Protocole actualise de la diagnose rapide des plans d'eau*. Cemagref. 25pp.

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.

Čeirans, A. (2007). Zooplankton indicators of trophy in Latvian lakes. *Acta Universitatis Latviensis* 723: 61–69

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. Area 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.

Dray, S. y Dufour, A.B. (2007): The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software* 22(4): 1-20.

Duggan IC, Green, J y Shiel, RJ (2001) Distribution of rotifers in North Island, New Zealand, and their potential use as bioindicators of lake trophic state. *Hydrobiologia* 446/447: 155–164.

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.

Grigorszky, I., Borics G. y Soroczki-Pinter (2006). Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: The assemblage index. *Hydrobiologia* 553: 1–14.

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 y 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 (2014). 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>

Marchetto, A. Padedda, B.M., Mariani, M.A., Lugliè A. & Sechi, N. (2009). A numerical index for evaluating phytoplankton response to changes in nutrient levels in deep mediterranean reservoirs. *Journal of Limnology* 68: 106-121

Margalef, R. (1983). *Limnología*. Ed. Omega, Barcelona.

Moss 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.

OMS (1999). *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. Ingrid Chorus y Jamie Bartram, editores.

Padisak J. (2004) Phytoplankton. En *The Lake Handbook vol. 1 Limnology and Limnetic Ecology* (O'Sullivan y Reynolds eds.). Blackwell. Oxford.

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. y Chiaduani, G. (1992). *Ecological quality of Surface Water*. Commission of the European Communities, JRC Report EUR 14563, 124 p

Quevauviller P., U. Borchers, C. Thompson y T. Simonart (Eds) (2008) *The Water Framework Directive: Ecological and Chemical Status Monitoring*. John Wiley & Sons. Sussex, UK.

R Development Core Team (2009). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL: <http://www.R-project.org>.

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. & 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.

Solimini A. et al (2008) The Monitoring of Ecological Status of European Freshwaters. En: Quevauviller P., U. Borchers, C.Thompson and T. Simonart (Eds) *The Water Framework Directive: Ecological and Chemical Status Monitoring*. John Wiley & Sons. Sussex, UK.

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.

Water Research Centre (1996). *The harmonised monitoring and classification of ecological quality of surface water in the European Union*. Final Report for European Commission DGXI, WRC Ref: CO 41520, may 1996

Wetzel, R.G. 1975. *Limnology*. Saunders, Philadelphia. 743 pp.

Whitman, R.L., Nevers, M.B., Goodrich, M.L., Murphy, P.C. y Davis, B.M. (2004). Characterization of Lake Michigan coastal lakes using zooplankton assemblages. *Ecological Indicators* 4:277–286

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.

10. 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
	CHE		(m)	(Hm ³)		(año)	(°C)	(P/A)	(µS/cm)		(m)	(DS) (m)	(PAR) (m)	(m)
EBR	EB00004001	22-jul-14	19,6	529	98	1,21	19,8	A	207	8,37	4,10	10,3	9,0	1,6
IRA	EB00004004	26-ago-14	26,0	12	86	0,59	18,1	A	149	7,89	5,40	13,5	12,0	8,0
ALB	EB00004005	5-ago-14	17,8	3	60	-	21,0	P	95	7,65	2,70	6,8	7,0	7,0
SOB	EB00004022	5-ago-14	27,5	17	85	0,02	21,5	P	284	8,01	4,40	11,0	9,0	12,2
BAS	EB00004034	23-jul-14	37,0	18	82	0,11	12,7	A	32	7,82	7,40	18,5	23,0	0,0
YES	EB00004037	27-ago-14	41,0	414	93	0,22	21,6	P	253	8,31	2,50	6,3	11,0	0,0
PEÑ	EB00004044	28-ago-14	7,8	14	93	0,01	21,1	A	266	8,29	1,60	4,0	5,0	0,0
BAL	EB00004049	12-ago-14	4,5	1	100	0,00	20,1	A	203	8,20	1,75	4,4	4,5	0,0
VAD	EB00004051	29-jul-14	51,8	15	94	0,44	18,7	P	295	8,19	6,00	15,0	16,0	5,0
OLI	EB00004053	2-sep-14	51,0	80	95	0,07	21,6	A	191	8,71	0,90	2,3	4	10,7
MOA	EB00004054	28-jul-14	38,7	16	32	0,51	22,0	P	342	8,14	4,60	11,5	14,0	11,0
BAR	EB00004056	29-jul-14	25,0	76	89	0,09	21,1	A	227	8,19	4,30	10,8	11,0	0,0
TER	EB00004059	11-ago-14	15,1	22	96	0,03	19,1	A	165	8,10	0,55	1,4	2,5	0,0
RIA	EB00004063	25-sep-14	55,6	395	98	0,34	22,2	A	199	8,53	2,15	5,4	8,0	2,0
PAJ	EB00004064	4-ago-14	42,5	139	59	0,61	18,2	P	79	7,85	5,80	14,5	11,0	0,0
CAM	EB00004065	1-sep-14	58,8	79	70	0,11	21,8	A	180	8,64	3,50	8,8	7,0	0,0
SAN	EB00004066	30-jul-14	45,0	139	59	0,27	13,0	A	282	8,20	3,10	7,8	17,0	0,0

Abrev.	Código	Fecha	Prof.	Volumen	% Emb	T. Perm.	Temp	Termoclina	Cond 20°	pH	Disco Secchi	Zona Fótica	Zona Fótica	Zona Anoxia
	CHE		(m)	(Hm ³)		(año)	(°C)	(P/A)	(μS/cm)		(m)	(DS) (m)	(PAR) (m)	(m)
SLO	EB00004067	12-ago-14	8,9	8,9	99	0,01	20,0	A	180	8,28	2,30	5,8	7,0	0,0
VAL	EB00004068	16-jul-14	48,0	19	79	1,09	20,6	P	380	8,8	1,90	4,8	6,0	0,0
MEQ	EB00004070	24-sep-14	54,5	1465	96	0,16	24,7	A	1015	8,22	3,50	8,8	12,0	38,0
MEZ	EB00004071	15-jul-14	11,8	2,94	74	0,16	19,5	A	504	8,35	1,55	3,9	6,0	0,0
MAR	EB00004072	26-jun-14	25,3	2	67	-	21,4	P	394	8,11	2,73	6,8	9,0	7,0
CIU	EB00004073	24-jun-14	41,5	12	100	1,96	20,2	P	550	8,07	3,50	8,8	12,0	0,0
FLI	EB00004074	23-jul-14	8,2	3,77	90	0,00	22,5	A	938	7,78	5,30	8,2	8,2	0,0
TRA	EB00004076	15-sep-14	25,5	64	78	0,76	23,2	A	651	8,06	4,30	10,8	14	14,0
CAS	EB00004078	17-sep-14	26,3	42	51	1,38	25,0	A	1265	8,44	2,10	5,3	8,0	16,5
GUI	EB00004079	14-jul-14	32,0	8	80	10,08	22,7	P	396	8,36	3,72	9,3	9,0	7,0
CUE	EB00004080	2-jul-14	21,1	17	77	0,73	20,3	P	862	8,02	2,30	5,8	9,0	9,0
CAL	EB00004082	17-sep-14	21,0	31	57	0,32	23,4	A	581	8,44	2,75	6,9	10,0	0,0
LOT	EB00004680	6-ago-14	7,7	17	16	0,40	22,4	A	1261	8,17	1,20	3,0	3,7	0,0
MON	EB00004681	8-jul-14	6,3	4	40	2,30	21,2	A	805	8,22	1,06	2,7	5,0	0,0
MAE	EB00004823	16-jul-14	36,9	16	80	1,06	21,6	P	410	8,52	2,10	5,3	8,0	19,0
PEN	EB00004912	15-jul-14	24,5	12	67	3,25	18,5	P	311	8,29	5,00	12,5	13,0	1,0
GAL	EB00004913	1-jul-14	13,7	2,46	62	1,00	20,5	A	560	8,14	4,35	10,9	10,5	2,7
RIB	EB00004949	16-sep-14	28,5	205	98	0,02	24,8	A	921	8,22	2,90	7,3	8,0	0,0

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	EB00004001	9	22-jul-14	207	8,37	2,41	0,90	2,83	7,82	1,39	139	9,43	0,58	0,422	0,0032	0,0240
IRA	EB00004004	12	26-ago-14	149	7,89	1,00	0,72	1,37	2,49	1,72	172	12,20	0,76	0,167	0,0075	0,1438
ALB	EB00004005	7	5-ago-14	95	7,65	2,10	1,16	3,95	1,96	0,60	60	10,11	0,63	0,162	0,0194	0,1380
SOB	EB00004022	9	5-ago-14	284	8,01	1,83	0,78	2,64	3,59	2,04	204	22,00	1,36	0,304	0,0077	0,1732
BAS	EB00004034	20	23-jul-14	32	7,82	0,60	0,50	0,91	1,90	0,36	36	10,63	0,66	0,030	0,0484	1,5547
YES	EB00004037	12	27-ago-14	253	8,31	2,60	0,49	2,90	1,94	2,36	236	19,00	1,18	0,309	0,0075	0,1283
PEÑ	EB00004044	6	28-ago-14	266	8,29	9,58	1,66	9,05	6,93	2,08	208	8,49	0,53	0,197	0,0455	0,6858
BAL	EB00004049	3	12-ago-14	203	8,20	5,66	0,84	3,71	3,02	1,48	148	0,15	0,23	23,000	0,0011	0,0007
VAD	EB00004051	16	29-jul-14	295	8,19	1,98	0,60	1,94	1,34	3,19	319	0,03	0,00	0,024	0,1566	1,4057
OLI	EB00004053	6	2-sep-14	191	8,71	10,06	7,12	8,44	11,35	1,33	133	5,59	0,35	0,096	0,0044	0,0797
MOA	EB00004054	14	28-jul-14	342	8,14	1,77	0,73	1,67	2,71	2,92	292	9,00	0,56	0,162	0,0091	0,1216
BAR	EB00004056	10	29-jul-14	227	8,19	2,76	0,84	2,67	2,63	1,64	164	21,78	1,35	0,233	0,0140	0,3123
TER	EB00004059	6	11-ago-14	165	8,10	25,61	3,01	23,48	1,47	1,48	148	13,73	0,85	0,166	0,0076	0,1945
RIA	EB00004063	9	25-sep-14	199	8,53	2,56	1,62	3,28	6,41	1,41	141	12,13	0,75	0,000	0,0142	0,2703
PAJ	EB00004064	12	4-ago-14	79	7,85	1,26	0,80	2,37	3,13	0,40	40	1,65	0,10	0,069	0,0007	0,0004
CAM	EB00004065	7	1-sep-14	180	8,64	3,32	0,98	4,53	2,15	1,21	121	12,58	0,78	0,210	0,0259	0,4559
SAN	EB00004066	17	30-jul-14	282	8,20	1,48	0,56	1,61	1,26	2,20	220	21,78	1,35	0,083	0,0142	0,0597
SLO	EB00004067	7	12-ago-14	180	8,28	4,17	0,72	3,71	2,58	1,48	148	18,00	1,12	0,136	0,0008	0,0292
VAL	EB00004068	6	16-jul-14	380	8,8	9,88	6,22	4,25	31,80	1,98	198	97,00	6,01	3,404	0,0008	0,0096

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)
MEQ	EB00004070	12	24-sep-14	1015	8,22	1,48	1,17	2,25	3,38	2,75	275	99,00	6,14	0,561	0,0170	0,1056
MEZ	EB00004071	6	15-jul-14	504	8,35	6,49	1,23	5,68	3,36	3,01	301	229,00	14,20	1,833	0,0843	3,2317
MAR	EB00004072	9	26-jun-14	394	8,11	2,62	1,30	2,73	7,00	3,32	332	7,17	0,44	0,369	0,0011	0,0202
CIU	EB00004073	12	24-jun-14	550	8,07	3,17	0,80	2,16	1,17	3,32	332	0,02	0,00	0,014	0,0680	0,3242
FLI	EB00004074	6	23-jul-14	938	7,78	2,14	0,66	2,25	1,74	3,19	319	125,25	7,77	1,563	0,0107	0,3082
TRA	EB00004076	14	15-sep-14	651	8,06	1,73	1,02	1,22	2,93	2,67	267	100,00	6,20	4,371	0,0402	0,7542
CAS	EB00004078	8	17-sep-14	1265	8,44	6,19	2,62	3,40	5,79	1,96	196	1,48	0,09	0,497	0,0097	0,1791
GUI	EB00004079	9	14-jul-14	396	8,36	3,21	1,64	3,58	1,68	2,77	277	2,07	0,13	0,018	0,0000	0,1698
CUE	EB00004080	9	2-jul-14	862	8,02	4,99	1,47	4,62	3,03	2,97	297	32,00	1,98	0,562	0,0038	0,3061
CAL	EB00004082	10	17-sep-14	581	8,44	4,06	0,71	3,04	1,49	2,44	244	53,00	3,286	0,873	0,0063	0,2539
LOT	EB00004680	6	6-ago-14	1261	8,17	21,31	2,95	14,64	8,88	1,68	168	0,67	0,04	0,018	0,2010	1,4612
MON	EB00004681	5	8-jul-14	805	8,22	9,27	1,26	9,14	1,43	2,69	269	48,00	2,98	0,989	0,0229	0,0276
MAE	EB00004823	8	16-jul-14	410	8,52	5,16	2,48	3,22	7,21	2,22	222	110,00	6,82	1,051	0,0719	1,7754
PEN	EB00004912	13	15-jul-14	311	8,29	2,39	0,65	2,10	2,15	3,29	329	1,42	0,09	0,024	0,0258	1,3938
GAL	EB00004913	10,5	1-jul-14	560	8,14	2,69	0,90	2,16	1,68	3,17	317	3,95	0,25	0,308	0,1416	2,1571
RIB	EB00004949	8	16-sep-14	921	8,22	2,49	1,65	3,40	10,61	2,91	291	151,00	9,36	3,079	0,0014	0,1493

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	EB00004001	9	1,15	0,021	0,016	22,89	0,32	0,0575	0,0018	0,0055	0,0135	0,0161	7,02	0,42
IRA	EB00004004	12	2,78	0,050	0,039	17,88	0,25	0,0158	0,0005	0,0015	0,0066	0,0059	37,62	2,26
ALB	EB00004005	7	0,60	0,011	0,008	22,08	0,31	0,0158	0,0005	0,0015	0,0063	0,0135	64,16	3,85
SOB	EB00004022	9	4,44	0,080	0,062	39,07	0,55	0,2002	0,0062	0,0190	0,0188	0,0046	37,33	2,24
BAS	EB00004034	20	0,36	0,007	0,005	11,99	0,17	0,0209	0,0006	0,0020	0,0024	0,0085	43,22	2,59
YES	EB00004037	12	0,63	0,011	0,009	24,68	0,35	0,0105	0,0003	0,0010	0,0087	0,0019	21,69	1,30
PEÑ	EB00004044	6	1,24	0,022	0,017	19,30	0,27	0,0158	0,0005	0,0015	0,0168	0,0026	36,61	2,20
BAL	EB00004049	3	0,95	0,017	0,013	27,19	0,38	0,0209	0,0006	0,0020	0,0110	0,0310	72,09	4,33
VAD	EB00004051	16	0,44	0,008	0,006	10,04	0,14	0,0314	0,0010	0,0030	0,0034	0,0100	58,58	3,51
OLI	EB00004053	6	0,30	0,005	0,004	16,74	0,23	0,0262	0,0008	0,0025	0,0191	0,0072	47,09	2,83
MOA	EB00004054	14	0,89	0,016	0,013	20,12	0,28	0,0262	0,0008	0,0025	0,0029	0,0142	87,39	5,24
BAR	EB00004056	10	1,11	0,020	0,016	26,40	0,37	0,0210	0,0006	0,0020	0,0062	0,0090	63,93	3,84
TER	EB00004059	6	1,18	0,021	0,017	19,25	0,27	0,0627	0,0019	0,0060	0,0307	0,0213	70,92	4,26
RIA	EB00004063	9	1,28	0,023	0,018	25,36	0,35	0,0260	0,0008	0,0025	0,0131	0,0183	26,29	1,58
PAJ	EB00004064	12	0,37	0,007	0,005	10,58	0,15	0,0369	0,0011	0,0035	0,0037	0,0134	53,50	3,21
CAM	EB00004065	7	0,47	0,009	0,007	19,29	0,27	0,0314	0,0010	0,0030	0,0076	0,0087	64,03	3,84
SAN	EB00004066	17	0,20	0,004	0,003	28,29	0,40	0,0105	0,0003	0,0010	0,0017	0,0200	87,04	5,22
SLO	EB00004067	7	0,85	0,015	0,012	23,94	0,34	0,0366	0,0011	0,0035	0,0101	0,0100	67,67	4,06
VAL	EB00004068	6	0,88	0,016	0,012	117,88	1,65	0,0209	0,0006	0,0020	0,0391	0,0007	39,58	2,37

Abrev	Código	Prof. Integ.	Amonio	Amonio	Amonio	Ntot	Ntot	Psol	Psol	Fosfatos	Ptot	Ptot	Silicato	Silicato
	CHE	(m)	(µM)	(mg/L)	(mg N/L)	(µM)	(mg N/L)	(µM)	(mg P/L)	(mg/L)	(µM)	(mg P/L)	(µM)	(mg SiO ₂ /L)
MEQ	EB00004070	12	0,93	0,017	0,013	117,27	1,64	0,0312	0,0010	0,0030	0,0126	0,0070	38,34	2,30
MEZ	EB00004071	6	1,77	0,032	0,025	255,15	3,57	0,0214	0,0007	0,0020	0,0172	0,0134	27,45	1,65
MAR	EB00004072	9	2,47	0,044	0,035	22,14	0,31	0,0526	0,0016	0,0050	0,0187	0,0288	100,34	6,02
CIU	EB00004073	12	0,28	0,005	0,004	8,57	0,12	0,0157	0,0005	0,0015	0,0069	0,0100	42,27	2,54
FLI	EB00004074	6	3,60	0,065	0,050	141,25	1,98	0,7429	0,0230	0,0706	0,0370	0,0265	62,24	3,73
TRA	EB00004076	14	2,89	0,052	0,040	119,94	1,68	0,0367	0,0011	0,0035	0,0094	0,0082	85,74	5,14
CAS	EB00004078	8	0,88	0,016	0,012	31,54	0,44	0,0052	0,0002	0,0005	0,0078	0,0095	28,77	1,73
GUI	EB00004079	9	0,95	0,017	0,013	17,26	0,24	0,0320	0,0010	0,0030	0,0081	0,0047	15,71	0,94
CUE	EB00004080	9	1,02	0,018	0,014	42,78	0,60	0,0419	0,0013	0,0040	0,0096	0,0065	27,62	1,66
CAL	EB00004082	10	1,14	0,021	0,016	60,18	0,84	0,0315	0,0010	0,0030	0,0073	0,0141	36,07	2,16
LOT	EB00004680	6	0,00	0,000	0,000	23,36	0,33	0,0263	0,0008	0,0025	0,0410	0,0191	42,63	2,56
MON	EB00004681	5	5,05	0,091	0,071	61,90	0,87	0,0420	0,0013	0,0040	0,0113	0,0112	67,27	4,04
MAE	EB00004823	8	1,09	0,020	0,015	128,89	1,80	0,0575	0,0018	0,0055	0,0149	0,0074	14,26	0,86
PEN	EB00004912	13	0,81	0,015	0,011	13,19	0,18	0,0160	0,0005	0,0015	0,0012	0,0117	33,89	2,03
GAL	EB00004913	10,5	1,47	0,026	0,021	21,41	0,30	0,0157	0,0005	0,0015	0,0152	0,0122	16,32	0,98
RIB	EB00004949	8	2,15	0,039	0,030	179,22	2,51	0,2150	0,0067	0,0204	0,0281	0,0218	72,86	4,37

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

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Temp (°C)	Oxig (mg/L)	Sat Oxi (%)	Cond 20° (µS/cm)	pH	Solidos (mg/L)	LOI (mg/L)	Turb 400 (UAF)	Alcalin (mM)	Clorofila (ug/L)
EB00004001	EBR	Intg. 9 m	22-jul-14	19,8	8,50	99	207	8,37	2,41	0,90	2,83	1,39	7,82
EB00004001	EBR	2 m	22-jul-14	20,0	8,65	101	206	8,48	-	-	2,58	1,39	7,82
EB00004001	EBR	8 m	22-jul-14	19,4	8,15	94	207	8,20	-	-	2,79	1,42	8,87
EB00004001	EBR	18 m	22-jul-14	16,9	3,13	38	213	7,43	-	-	7,84	1,42	4,10
EB00004004	IRA	Intg. 12 m	26-ago-14	18,1	5,97	78	149	7,89	1,00	0,72	1,37	1,72	2,49
EB00004004	IRA	4 m	26-ago-14	19,0	8,01	100	147	8,25	-	-	1,46	1,69	2,29
EB00004004	IRA	7 m	26-ago-14	17,3	4,79	64	152	7,76	-	-	1,91	2,28	5,10
EB00004004	IRA	25 m	26-ago-14	10,2	0,20	6	229	6,99	-	-	46,45	1,69	0,64
EB00004005	ALB	Intg. 7 m	5-ago-14	21,0	7,73	93	95	7,65	2,10	1,16	3,95	0,60	1,96
EB00004005	ALB	7 m	5-ago-14	16,1	4,73	55	90	7,45	-	-	4,40	0,52	1,97
EB00004005	ALB	16 m	5-ago-14	10,7	0,01	0	93	6,92	-	-	28,13	0,60	0,86
EB00004022	SOB	Intg. 9 m	5-ago-14	21,5	7,50	89	284	8,01	1,83	0,78	2,64	2,04	3,59
EB00004022	SOB	5 m	5-ago-14	21,4	7,61	90	284	8,03	-	-	2,58	2,00	4,67
EB00004022	SOB	10 m	5-ago-14	20,1	6,36	75	287	7,75	-	-	3,13	2,04	1,66
EB00004022	SOB	26 m	5-ago-14	13,2	0,70	2	470	7,57	-	-	17,74	3,99	0,32
EB00004034	BAS	Intg. 20 m	23-jul-14	12,7	9,47	95	32	7,82	0,60	0,50	0,91	0,36	1,90
EB00004034	BAS	5 m	23-jul-14	14,0	9,09	93	34	7,92	-	-	0,61	0,40	3,27
EB00004034	BAS	10 m	23-jul-14	12,3	9,68	96	31	7,87	-	-	0,94	0,36	0,86
EB00004034	BAS	32 m	23-jul-14	10,9	9,58	92	32	7,37	-	-	0,70	0,40	0,69
EB00004037	YES	Intg. 12 m	27-ago-14	21,6	8,37	97	253	8,31	2,41	0,90	2,83	1,39	1,94
EB00004037	YES	6 m	27-ago-14	21,7	8,48	99	254	8,32	-	-	2,58	1,39	2,33
EB00004037	YES	26 m	27-ago-14	16,1	4,11	45	275	7,73	-	-	2,79	1,42	0,45
EB00004037	YES	40 m	27-ago-14	10,2	2,24	10	329	7,90	-	-	7,84	1,42	0,65

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Temp (°C)	Oxig (mg/L)	Sat Oxi (%)	Cond 20° (µS/cm)	pH	Solidos (mg/L)	LOI (mg/L)	Turb 400 (UAF)	Alcalin (mM)	Clorofila (ug/L)
EB00004044	PEÑ	Intg. 6 m	28-ago-14	21,1	8,14	86	266	8,29	9,58	1,66	9,05	2,08	6,93
EB00004044	PEÑ	2 m	28-ago-14	22,1	9,30	113	256	8,49	-	-	4,44	1,96	10,95
EB00004044	PEÑ	7 m	28-ago-14	18,2	4,16	39	279	7,69	-	-	18,65	2,20	0,88
EB00004049	BAL	Intg. 3 m	12-ago-14	20,1	8,34	95	203	8,20	5,66	0,84	3,71	1,479	3,02
EB00004049	BAL	4 m	12-ago-14	20,1	8,38	95	203	8,20	-	-	3,58	1,519	3,23
EB00004051	VAD	Intg. 16 m	29-jul-14	18,7	8,91	102	295	8,19	1,98	0,60	1,94	3,19	1,34
EB00004051	VAD	10 m	29-jul-14	18,4	9,20	105	298	8,18	-	-	1,73	3,11	2,10
EB00004051	VAD	20 m	29-jul-14	11,8	8,32	84	340	8,20	-	-	1,52	3,67	3,66
EB00004051	VAD	50 m	29-jul-14	7,2	1,46	20	359	7,83	-	-	3,16	3,91	0,42
EB00004053	OLI	Intg. 6 m	2-sep-14	21,6	9,83	111	191	8,71	10,06	7,12	8,44	1,33	11,35
EB00004053	OLI	2 m	2-sep-14	21,6	10,11	114	189	8,74	-	-	8,78	1,29	12,06
EB00004053	OLI	34 m	2-sep-14	17,9	6,22	65	232	7,55	-	-	8,05	1,65	1,55
EB00004053	OLI	50 m	2-sep-14	12,7	0,68	7	212	7,57	-	-	17,22	1,69	2,09
EB00004054	MOA	Intg. 14 m	28-jul-14	22,0	7,79	94	342	8,14	1,77	0,73	1,67	2,92	2,71
EB00004054	MOA	9 m	28-jul-14	21,1	7,61	90	350	8,12	-	-	1,76	2,88	3,45
EB00004054	MOA	13 m	28-jul-14	17,8	5,31	61	359	7,91	-	-	1,85	3,15	3,03
EB00004054	MOA	38 m	28-jul-14	8,6	1,02	14	398	7,88	-	-	4,53	3,59	0,73
EB00004056	BAR	Intg. 10 m	29-jul-14	21,1	8,76	107	227	8,19	2,76	0,84	2,67	1,64	2,63
EB00004056	BAR	2 m	29-jul-14	25,0	8,42	106	250	8,21	-	-	1,73	1,72	1,72
EB00004056	BAR	9 m	29-jul-14	21,0	8,98	105	239	8,13	-	-	5,22	1,68	3,57
EB00004056	BAR	24 m	29-jul-14	18,5	7,96	90	213	7,86	-	-	21,08	1,72	0,45
EB00004059	TER	Intg. 6 m	11-ago-14	19,1	7,74	87	165	8,10	25,61	3,01	23,48	1,48	1,47
EB00004059	TER	7 m	11-ago-14	16,9	7,37	80	167	8,10	-	-	29,95	1,56	0,98
EB00004059	TER	14 m	11-ago-14	15,0	6,91	71	291	7,40	-	-	181,17	4,73	0,43

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Temp (°C)	Oxig (mg/L)	Sat Oxi (%)	Cond 20° (µS/cm)	pH	Solidos (mg/L)	LOI (mg/L)	Turb 400 (UAF)	Alcalin (mM)	Clorofila (ug/L)
EB00004063	RIA	Intg. 9 m	25-sep-14	22,2	7,96	86	199	8,53	2,56	1,62	3,28	1,41	6,41
EB00004063	RIA	2 m	25-sep-14	22,3	8,71	94	193	8,66	-	-	3,10	1,37	6,71
EB00004063	RIA	7 m	25-sep-14	22,3	8,70	94	193	8,60	-	-	2,70	1,37	6,71
EB00004063	RIA	50 m	25-sep-14	16,1	3,62	32	199	7,74	-	-	2,31	1,49	0,46
EB00004064	PAJ	Intg. 12 m	4-ago-14	18,2	8,05	100	79	7,85	1,26	0,80	2,37	0,40	3,13
EB00004064	PAJ	5 m	4-ago-14	19,7	8,43	107	78	8,1	-	-	1,88	0,44	3,92
EB00004064	PAJ	11 m	4-ago-14	13,5	7,12	84	78	7,4	-	-	2,10	0,40	3,12
EB00004064	PAJ	41 m	4-ago-14	5,7	7,28	74	83	7,06	-	-	4,01	0,60	0,59
EB00004065	CAM	Intg. 7 m	1-sep-14	21,8	8,84	105	180	8,64	3,32	0,98	4,53	1,21	2,15
EB00004065	CAM	2 m	1-sep-14	24,1	9,25	114	168	8,85	-	-	1,40	1,21	1,73
EB00004065	CAM	30 m	1-sep-14	14,8	6,89	73	165	8,23	-	-	2,86	1,25	0,53
EB00004065	CAM	50 m	1-sep-14	7,2	6,06	56	251	8,37	-	-	7,20	1,65	0,46
EB00004066	SAN	Intg. 17 m	30-jul-14	13,0	10,33	103	282	8,20	1,48	0,56	1,61	2,20	1,26
EB00004066	SAN	2 m	30-jul-14	18,3	10,18	109	291	8,32	-	-	2,25	2,08	1,50
EB00004066	SAN	14 m	30-jul-14	11,3	10,07	98	280	8,08	-	-	1,22	2,08	1,72
EB00004066	SAN	44 m	30-jul-14	8,6	3,11	32	312	7,51	-	-	1,22	2,24	0,39
EB00004067	SLO	Intg. 7 m	12-ago-14	20,0	8,32	95	180	8,28	4,17	0,72	3,71	1,48	2,58
EB00004067	SLO	8 m	12-ago-14	18,8	8,04	88	181	8,10	-	-	3,55	1,48	2,13
EB00004068	VAL	Intg. 6 m	16-jul-14	20,6	13,63	128	380	8,80	9,88	6,22	4,25	1,98	31,80
EB00004068	VAL	2 m	16-jul-14	22,4	19,53	241	359	9,02	-	-	4,19	1,50	39,11
EB00004068	VAL	3 m	16-jul-14	20,2	14,50	168	383	8,88	-	-	4,59	1,58	42,61
EB00004068	VAL	47 m	16-jul-14	9,0	2,82	20	496	8,02	-	-	2,07	2,77	0,92
EB00004070	MEQ	Intg. 12 m	24-sep-14	24,7	7,50	92	1015	8,22	1,48	1,17	2,25	2,75	3,38
EB00004070	MEQ	3 m	24-sep-14	24,7	7,62	93	1014	8,23	-	-	1,85	2,71	3,53
EB00004070	MEQ	16 m	24-sep-14	24,4	1,87	24	1065	7,91	-	-	1,85	2,75	0,30
EB00004070	MEQ	50 m	24-sep-14	20,1	0,55	8	1514	7,73	-	-	2,98	3,70	0,24

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Temp (°C)	Oxig (mg/L)	Sat Oxi (%)	Cond 20° (µS/cm)	pH	Solidos (mg/L)	LOI (mg/L)	Turb 400 (UAF)	Alcalin (mM)	Clorofila (ug/L)
EB00004071	MEZ	Intg. 6 m	15-jul-14	19,5	8,77	90	504	8,35	6,49	1,23	5,68	3,01	3,36
EB00004071	MEZ	11 m	15-jul-14	18,2	7,80	78	508	8,19	-	-	6,93	2,97	2,41
EB00004072	MAR	Intg. 9 m	26-jun-14	21,4	10,53	97	394	8,11	2,62	1,30	2,73	3,32	7,00
EB00004072	MAR	5 m	26-jun-14	21,9	12,00	118	400	8,07	-	-	2,67	3,40	8,62
EB00004072	MAR	16 m	26-jun-14	11,3	0,01	0	340	7,57	-	-	5,98	3,40	2,63
EB00004072	MAR	25 m	26-jun-14	10,0	0,00	0	357	7,55	-	-	5,19	3,32	1,17
EB00004073	CIU	Intg. 12 m	24-jun-14	20,2	9,76	112	550	8,07	3,17	0,80	2,16	3,32	1,17
EB00004073	CIU	4 m	24-jun-14	23,2	8,63	107	550	8,00	-	-	1,79	3,25	0,77
EB00004073	CIU	13 m	24-jun-14	11,9	11,11	108	541	8,39	-	-	2,07	3,48	1,76
EB00004073	CIU	40 m	24-jun-14	8,3	3,90	39	560	7,60	-	-	10,33	3,60	0,78
EB00004074	FLI	Intg. 6 m	23-jul-14	22,5	5,86	69	938	7,78	2,14	0,66	2,25	3,19	1,74
EB00004074	FLI	8 m	23-jul-14	22,4	5,53	65	942	7,78	-	-	3,10	3,19	1,97
EB00004076	TRA	Intg. 14 m	15-sep-14	23,2	5,56	65	651	8,06	1,73	1,02	1,22	2,67	2,93
EB00004076	TRA	7 m	15-sep-14	23,3	8,05	94	642	8,33	-	-	1,28	2,67	4,09
EB00004076	TRA	10 m	15-sep-14	23,0	2,49	29	660	7,78	-	-	1,06	2,79	2,77
EB00004076	TRA	25 m	15-sep-14	19,7	0,16	2	684	7,47	-	-	5,07	3,58	0,89
EB00004078	CAS	Intg. 8 m	17-sep-14	25,0	8,36	97	1265	8,44	6,19	2,62	3,40	1,96	5,79
EB00004078	CAS	2 m	17-sep-14	25,0	8,53	99	1265	8,46	-	-	2,73	1,84	5,70
EB00004078	CAS	6 m	17-sep-14	25,0	8,56	99	1265	8,44	-	-	2,98	1,92	5,80
EB00004078	CAS	25 m	17-sep-14	15,4	0,57	2	1270	7,74	-	-	8,57	3,31	0,97
EB00004079	GUI	Intg. 9 m	14-jul-14	22,7	10,93	116	396	8,36	3,21	1,64	3,58	2,77	1,68
EB00004079	GUI	10 m	14-jul-14	14,1	3,61	34	443	7,89	-	-	6,62	3,17	6,98
EB00004079	GUI	20 m	14-jul-14	9,5	4,24	33	448	8,06	-	-	2,61	3,68	1,57
EB00004079	GUI	32 m	14-jul-14	9,0	0,72	2	458	7,73	-	-	6,90	3,80	0,62

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Temp (°C)	Oxig (mg/L)	Sat Oxi (%)	Cond 20° (µS/cm)	pH	Solidos (mg/L)	LOI (mg/L)	Turb 400 (UAF)	Alcalin (mM)	Clorofila (ug/L)
EB00004080	CUE	Intg. 9 m	2-jul-14	20,3	7,90	97	862	8,02	4,99	1,47	4,62	2,97	3,03
EB00004080	CUE	2 m	2-jul-14	22,3	9,45	116	853	8,14	-	-	3,22	2,81	3,07
EB00004080	CUE	6 m	2-jul-14	20,5	8,09	97	866	8,07	-	-	2,98	2,85	3,50
EB00004080	CUE	20 m	2-jul-14	9,8	0,00	0	906	7,84	-	-	4,62	3,84	1,74
EB00004082	CAL	Intg. 10 m	17-sep-14	23,4	8,02	88	581	8,44	4,06	0,71	3,04	2,44	1,49
EB00004082	CAL	2 m	17-sep-14	23,5	8,25	91	580	8,49	-	-	2,22	2,36	1,34
EB00004082	CAL	15 m	17-sep-14	22,0	6,20	65	582	8,07	-	-	9,87	2,79	0,57
EB00004082	CAL	21 m	17-sep-14	21,4	3,49	34	596	7,86	-	-	19,93	2,99	0,86
EB00004680	LOT	Intg. 6 m	6-ago-14	22,4	7,74	92	1261	8,17	21,31	2,95	14,64	1,68	8,88
EB00004680	LOT	1 m	6-ago-14	22,8	8,22	99	1259	8,19	-	-	7,93	1,80	7,48
EB00004680	LOT	7 m	6-ago-14	21,5	5,83	67	1271	8,01	-	-	23,63	1,96	9,09
EB00004681	MON	Intg. 5 m	8-jul-14	21,2	7,94	98	805	8,22	9,27	1,26	9,14	2,69	1,43
EB00004681	MON	6 m	8-jul-14	19,9	7,60	91	806	8,18	-	-	13,64	2,61	1,88
EB00004823	MAE	Intg. 8 m	16-jul-14	21,6	10,25	121	410	8,52	5,16	2,48	3,22	2,22	7,21
EB00004823	MAE	7 m	16-jul-14	19,9	9,59	110	421	8,09	-	-	3,80	2,26	11,32
EB00004823	MAE	15 m	16-jul-14	12,2	0,71	2	466	7,78	-	-	1,64	2,73	1,99
EB00004823	MAE	32 m	16-jul-14	8,4	0,70	2	470	7,79	-	-	5,16	2,97	1,89
EB00004912	PEN	Intg. 13 m	15-jul-14	18,5	9,39	94	311	8,29	2,39	0,65	2,10	3,29	2,15
EB00004912	PEN	11 m	15-jul-14	12,7	11,23	101	321	8,43	-	-	4,16	3,32	3,08
EB00004912	PEN	23 m	15-jul-14	9,2	2,37	16	340	7,96	-	-	9,75	3,56	0,84
EB00004913	GAL	Intg. 10,5 m	1-jul-14	20,5	8,53	104	560	8,14	2,69	0,90	2,16	3,17	1,68
EB00004913	GAL	10 m	1-jul-14	15,0	3,50	37	591	7,70	-	-	2,32	3,48	3,02
EB00004913	GAL	12 m	1-jul-14	13,3	0,03	0	600	7,63	-	-	5,10	3,72	5,82
EB00004913	GAL	13,5 m	1-jul-14	12,5	0,01	0	603	7,60	-	-	7,69	3,88	4,47

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Temp (°C)	Oxig (mg/L)	Sat Oxi (%)	Cond 20° (µS/cm)	pH	Solidos (mg/L)	LOI (mg/L)	Turb 400 (UAF)	Alcalin (mM)	Clorofila (ug/L)
EB00004949	RIB	Intg. 8 m	16-sep-14	24,8	7,52	91	921	8,22	2,49	1,65	3,40	2,91	10,61
EB00004949	RIB	3 m	16-sep-14	24,9	8,38	102	920	8,34	-	-	3,01	2,83	18,46
EB00004949	RIB	17 m	16-sep-14	22,9	2,80	33	1039	7,66	-	-	5,19	3,11	1,65
EB00004949	RIB	28 m	16-sep-14	22,8	2,33	27	1052	7,66	-	-	3,58	3,23	1,08

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

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Nitrato (µM)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (µM)	Nitrito (mg/L)	NIO (mg N/L)	Amonio (µM)	Amonio (mg/L)	Amonio (mg N/L)	Ntot (µM)	Ntot (mg N/L)
EB00004001	EBR	Intg. 9 m	22-jul-14	9,43	0,58	0,422	0,0194	0,14	1,15	0,021	0,016	22,89	0,01
EB00004001	EBR	2 m	22-jul-14	9,31	0,58	0,406	0,0187	0,14	0,79	0,014	0,011	22,94	0,01
EB00004001	EBR	8 m	22-jul-14	9,58	0,59	0,430	0,0198	0,14	0,68	0,012	0,009	23,24	0,01
EB00004001	EBR	18 m	22-jul-14	17,17	1,06	0,945	0,0435	0,25	1,52	0,027	0,021	30,00	0,01
EB00004004	IRA	Intg. 12 m	26-ago-14	12,20	0,76	0,167	0,0077	0,17	2,78	0,050	0,039	17,88	0,01
EB00004004	IRA	4 m	26-ago-14	10,68	0,66	0,143	0,0066	0,15	1,59	0,029	0,022	19,83	0,01
EB00004004	IRA	7 m	26-ago-14	12,60	0,78	0,165	0,0076	0,18	2,11	0,038	0,030	18,59	0,01
EB00004004	IRA	25 m	26-ago-14	0,00	0,00	0,544	0,0250	0,01	61,63	1,109	0,863	74,52	0,00
EB00004005	ALB	Intg. 7 m	5-ago-14	10,11	0,63	0,162	0,0075	0,14	0,60	0,011	0,008	22,08	0,01
EB00004005	ALB	7 m	5-ago-14	11,88	0,74	0,162	0,0075	0,17	2,41	0,043	0,034	24,30	0,01
EB00004005	ALB	16 m	5-ago-14	4,34	0,27	0,225	0,0103	0,06	19,50	0,351	0,273	34,49	0,00
EB00004022	SOB	Intg. 9 m	5-ago-14	22,00	1,36	0,304	0,0140	0,31	4,44	0,080	0,062	39,07	0,02
EB00004022	SOB	5 m	5-ago-14	22,00	1,36	0,344	0,0158	0,31	3,77	0,068	0,053	37,70	0,02
EB00004022	SOB	10 m	5-ago-14	25,00	1,55	0,314	0,0144	0,35	5,68	0,102	0,079	41,70	0,02
EB00004022	SOB	26 m	5-ago-14	32,00	1,98	3,930	0,1808	0,50	38,62	0,695	0,541	80,50	0,03
EB00004034	BAS	Intg. 20 m	23-jul-14	10,63	0,66	0,030	0,0014	0,15	0,36	0,007	0,005	11,99	0,01
EB00004034	BAS	5 m	23-jul-14	10,77	0,67	0,040	0,0019	0,15	0,02	0,000	0,000	11,39	0,01
EB00004034	BAS	10 m	23-jul-14	11,53	0,71	0,046	0,0021	0,16	0,16	0,003	0,002	11,99	0,01
EB00004034	BAS	32 m	23-jul-14	11,06	0,69	0,089	0,0041	0,16	0,24	0,004	0,003	12,09	0,01
EB00004037	YES	Intg. 12 m	27-ago-14	19,00	1,18	0,309	0,0142	0,27	0,63	0,011	0,009	24,68	0,02
EB00004037	YES	6 m	27-ago-14	19,00	1,18	0,303	0,0139	0,27	0,52	0,009	0,007	26,26	0,02
EB00004037	YES	26 m	27-ago-14	26,00	1,61	0,054	0,0025	0,36	0,80	0,014	0,011	29,05	0,02
EB00004037	YES	40 m	27-ago-14	31,00	1,92	0,084	0,0039	0,44	0,69	0,012	0,010	34,87	0,03

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Nitrato (µM)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (µM)	Nitrito (mg/L)	NIO (mg N/L)	Amonio (µM)	Amonio (mg/L)	Amonio (mg N/L)	Ntot (µM)	Ntot (mg N/L)
EB00004044	PEÑ	Intg. 6 m	28-ago-14	8,49	0,53	0,197	0,0091	0,12	1,24	0,022	0,017	19,30	0,01
EB00004044	PEÑ	2 m	28-ago-14	8,28	0,51	0,157	0,0072	0,12	0,94	0,017	0,013	18,36	0,01
EB00004044	PEÑ	7 m	28-ago-14	10,02	0,62	0,253	0,0116	0,14	6,59	0,119	0,092	26,76	0,01
EB00004049	BAL	Intg. 3 m	12-ago-14	0,15	0,23	23,00	0,0680	0,32	0,95	0,017	0,013	27,19	0,00
EB00004049	BAL	4 m	12-ago-14	0,14	0,22	23,00	0,0699	0,32	0,64	0,012	0,009	26,69	0,00
EB00004051	VAD	Intg. 16 m	29-jul-14	0,03	0,00	0,024	0,0011	0,00	0,44	0,008	0,006	10,04	0,00
EB00004051	VAD	10 m	29-jul-14	0,01	0,00	0,018	0,0008	0,00	0,69	0,012	0,010	9,85	0,00
EB00004051	VAD	20 m	29-jul-14	0,00	0,00	0,016	0,0007	0,00	0,55	0,010	0,008	12,43	0,00
EB00004051	VAD	50 m	29-jul-14	9,30	0,58	0,822	0,0378	0,14	8,00	0,144	0,112	27,73	0,01
EB00004053	OLI	Intg. 6 m	2-sep-14	5,59	0,35	0,096	0,0044	0,08	0,30	0,005	0,004	16,74	0,00
EB00004053	OLI	2 m	2-sep-14	4,03	0,25	0,050	0,0023	0,06	0,16	0,003	0,002	14,90	0,00
EB00004053	OLI	34 m	2-sep-14	51,00	3,16	0,098	0,0045	0,72	0,16	0,003	0,002	64,10	0,04
EB00004053	OLI	50 m	2-sep-14	21,00	1,30	1,884	0,0867	0,32	29,09	0,524	0,407	61,34	0,02
EB00004054	MOA	Intg. 14 m	28-jul-14	9,00	0,56	0,162	0,0075	0,13	0,89	0,016	0,013	20,12	0,01
EB00004054	MOA	9 m	28-jul-14	8,74	0,54	0,182	0,0084	0,12	0,68	0,012	0,010	21,84	0,01
EB00004054	MOA	13 m	28-jul-14	14,85	0,92	0,103	0,0048	0,21	0,85	0,015	0,012	21,96	0,01
EB00004054	MOA	38 m	28-jul-14	23,76	1,47	0,221	0,0102	0,34	2,59	0,047	0,036	35,44	0,02
EB00004056	BAR	Intg. 10 m	29-jul-14	21,78	1,35	0,233	0,0107	0,31	1,11	0,020	0,016	26,40	0,02
EB00004056	BAR	2 m	29-jul-14	21,78	1,35	0,251	0,0116	0,31	1,36	0,024	0,019	26,07	0,02
EB00004056	BAR	9 m	29-jul-14	20,79	1,29	0,213	0,0098	0,29	0,76	0,014	0,011	25,25	0,02
EB00004056	BAR	24 m	29-jul-14	20,79	1,29	0,213	0,0098	0,29	1,58	0,028	0,022	25,68	0,02
EB00004059	TER	Intg. 6 m	11-ago-14	13,73	0,85	0,166	0,0076	0,19	1,18	0,021	0,017	19,25	0,01
EB00004059	TER	7 m	11-ago-14	14,62	0,91	0,168	0,0077	0,21	1,55	0,028	0,022	20,37	0,01
EB00004059	TER	14 m	11-ago-14	20,00	1,24	0,052	0,0024	0,28	0,90	0,016	0,013	21,33	0,02

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Nitrato (µM)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (µM)	Nitrito (mg/L)	NIO (mg N/L)	Amonio (µM)	Amonio (mg/L)	Amonio (mg N/L)	Ntot (µM)	Ntot (mg N/L)
EB00004063	RIA	Intg. 9 m	25-sep-14	12,13	0,75	0,000	0,0000	0,17	1,28	0,023	0,018	25,36	0,01
EB00004063	RIA	2 m	25-sep-14	7,75	0,48	0,360	0,0165	0,11	1,08	0,019	0,015	22,12	0,01
EB00004063	RIA	7 m	25-sep-14	9,73	0,60	0,350	0,0161	0,14	0,93	0,017	0,013	21,85	0,01
EB00004063	RIA	50 m	25-sep-14	39,00	2,42	0,020	0,0009	0,55	0,16	0,003	0,002	45,16	0,03
EB00004064	PAJ	Intg. 12 m	4-ago-14	1,65	0,10	0,069	0,0032	0,02	0,37	0,007	0,005	10,58	0,00
EB00004064	PAJ	5 m	4-ago-14	0,54	0,03	0,067	0,0031	0,01	0,06	0,001	0,001	9,11	0,00
EB00004064	PAJ	11 m	4-ago-14	3,56	0,22	0,075	0,0034	0,05	0,76	0,014	0,011	13,71	0,00
EB00004064	PAJ	41 m	4-ago-14	12,94	0,80	0,055	0,0025	0,18	0,53	0,010	0,007	19,54	0,01
EB00004065	CAM	Intg. 7 m	1-sep-14	12,58	0,78	0,210	0,0097	0,18	0,47	0,009	0,007	19,29	0,01
EB00004065	CAM	2 m	1-sep-14	9,03	0,56	0,162	0,0075	0,13	0,25	0,005	0,004	16,16	0,01
EB00004065	CAM	30 m	1-sep-14	19,00	1,18	0,038	0,0018	0,27	0,38	0,007	0,005	22,66	0,02
EB00004065	CAM	50 m	1-sep-14	24,00	1,49	0,008	0,0004	0,34	0,19	0,003	0,003	35,53	0,02
EB00004066	SAN	Intg. 17 m	30-jul-14	21,78	1,35	0,083	0,0038	0,31	0,20	0,004	0,003	28,29	0,02
EB00004066	SAN	2 m	30-jul-14	21,78	1,35	0,138	0,0063	0,31	0,34	0,006	0,005	26,11	0,02
EB00004066	SAN	14 m	30-jul-14	24,75	1,53	0,065	0,0030	0,35	0,19	0,003	0,003	28,42	0,02
EB00004066	SAN	44 m	30-jul-14	30,69	1,90	0,205	0,0094	0,43	0,61	0,011	0,009	33,29	0,03
EB00004067	SLO	Intg. 7 m	12-ago-14	18,00	1,12	0,136	0,0063	0,25	0,85	0,015	0,012	23,94	0,02
EB00004067	SLO	8 m	12-ago-14	19,00	1,18	0,128	0,0059	0,27	0,67	0,012	0,009	22,93	0,02
EB00004068	VAL	Intg. 6 m	16-jul-14	97,00	6,01	3,404	0,1566	1,41	0,88	0,016	0,012	117,88	0,08
EB00004068	VAL	2 m	16-jul-14	80,00	4,96	3,031	0,1394	1,16	2,16	0,039	0,030	99,26	0,07
EB00004068	VAL	3 m	16-jul-14	80,00	4,96	3,087	0,1420	1,16	2,16	0,039	0,030	103,23	0,07
EB00004068	VAL	47 m	16-jul-14	121,00	7,50	2,331	0,1072	1,73	0,31	0,006	0,004	140,40	0,11
EB00004070	MEQ	Intg. 12 m	24-sep-14	99,00	6,14	0,561	0,0258	1,39	0,93	0,017	0,013	117,27	0,09
EB00004070	MEQ	3 m	24-sep-14	99,00	6,14	0,581	0,0267	1,39	1,16	0,021	0,016	114,26	0,09
EB00004070	MEQ	16 m	24-sep-14	103,00	6,39	0,527	0,0242	1,45	1,39	0,025	0,020	118,99	0,09
EB00004070	MEQ	50 m	24-sep-14	129,00	8,00	0,271	0,0125	1,81	23,46	0,422	0,329	172,85	0,11

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Nitrato (µM)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (µM)	Nitrito (mg/L)	NIO (mg N/L)	Amonio (µM)	Amonio (mg/L)	Amonio (mg N/L)	Ntot (µM)	Ntot (mg N/L)
EB00004071	MEZ	Intg. 6 m	15-jul-14	229,00	14,20	1,833	0,0843	3,23	1,77	0,032	0,025	255,15	0,20
EB00004071	MEZ	11 m	15-jul-14	227,00	14,07	1,944	0,0894	3,21	2,90	0,052	0,041	253,84	0,20
EB00004072	MAR	Intg. 9 m	26-jun-14	7,17	0,44	0,369	0,0170	0,11	2,47	0,044	0,035	22,14	0,01
EB00004072	MAR	5 m	26-jun-14	4,73	0,29	0,341	0,0157	0,07	1,42	0,025	0,020	20,07	0,00
EB00004072	MAR	16 m	26-jun-14	25,00	1,55	5,200	0,2392	0,42	5,89	0,106	0,082	44,10	0,02
EB00004072	MAR	25 m	26-jun-14	48,00	2,98	0,549	0,0253	0,68	2,74	0,049	0,038	60,33	0,04
EB00004073	CIU	Intg. 12 m	24-jun-14	0,02	0,00	0,014	0,0007	0,00	0,28	0,005	0,004	8,57	0,00
EB00004073	CIU	4 m	24-jun-14	0,00	0,00	0,010	0,0005	0,00	0,39	0,007	0,005	7,72	0,00
EB00004073	CIU	13 m	24-jun-14	1,56	0,10	0,065	0,0030	0,02	0,37	0,007	0,005	10,27	0,00
EB00004073	CIU	40 m	24-jun-14	20,00	1,24	0,410	0,0188	0,29	1,15	0,021	0,016	25,22	0,02
EB00004074	FLI	Intg. 6 m	23-jul-14	125,25	7,77	1,563	0,0719	1,78	3,60	0,065	0,050	141,25	0,11
EB00004074	FLI	8 m	23-jul-14	125,25	7,77	1,619	0,0745	1,78	3,46	0,062	0,048	140,36	0,11
EB00004076	TRA	Intg. 14 m	15-sep-14	100,00	6,20	4,371	0,2010	1,46	2,89	0,052	0,040	119,94	0,09
EB00004076	TRA	7 m	15-sep-14	99,00	6,14	2,193	0,1009	1,42	2,98	0,054	0,042	116,84	0,09
EB00004076	TRA	10 m	15-sep-14	101,00	6,26	5,699	0,2621	1,49	3,51	0,063	0,049	124,84	0,09
EB00004076	TRA	25 m	15-sep-14	8,95	0,56	6,988	0,3215	0,22	44,49	0,801	0,623	77,32	0,01
EB00004078	CAS	Intg. 8 m	17-sep-14	1,48	0,09	0,497	0,0229	0,03	0,88	0,016	0,012	31,54	0,00
EB00004078	CAS	2 m	17-sep-14	0,96	0,06	0,381	0,0175	0,02	0,93	0,017	0,013	29,65	0,00
EB00004078	CAS	6 m	17-sep-14	1,01	0,06	0,387	0,0178	0,02	0,77	0,014	0,011	30,48	0,00
EB00004078	CAS	25 m	17-sep-14	1,00	0,06	0,008	0,0004	0,01	59,21	1,066	0,829	80,57	0,00
EB00004079	GUI	Intg. 9 m	14-jul-14	2,07	0,13	0,018	0,0008	0,03	0,95	0,017	0,013	17,26	0,00
EB00004079	GUI	10 m	14-jul-14	0,08	0,00	0,024	0,0011	0,00	1,06	0,019	0,015	17,37	0,00
EB00004079	GUI	20 m	14-jul-14	21,00	0,03	0,067	0,0031	0,29	0,71	0,013	0,010	31,87	0,00
EB00004079	GUI	32 m	14-jul-14	0,52	1,98	0,038	0,0018	0,01	30,73	0,553	0,430	38,34	0,03

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Nitrato (µM)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (µM)	Nitrito (mg/L)	NIO (mg N/L)	Amonio (µM)	Amonio (mg/L)	Amonio (mg N/L)	Ntot (µM)	Ntot (mg N/L)
EB00004080	CUE	Intg. 9 m	2-jul-14	32,00	1,98	0,562	0,0259	0,46	1,02	0,018	0,014	42,78	0,03
EB00004080	CUE	2 m	2-jul-14	28,00	1,74	0,508	0,0234	0,40	0,64	0,011	0,009	45,41	0,02
EB00004080	CUE	6 m	2-jul-14	29,00	1,80	0,514	0,0237	0,41	0,04	0,001	0,001	38,58	0,03
EB00004080	CUE	20 m	2-jul-14	25,00	1,55	1,545	0,0711	0,37	21,33	0,384	0,299	53,06	0,02
EB00004082	CAL	Intg. 10 m	17-sep-14	53,00	3,29	0,873	0,0402	0,75	1,14	0,021	0,016	60,18	0,05
EB00004082	CAL	2 m	17-sep-14	50,00	3,10	0,681	0,0313	0,71	1,04	0,019	0,015	60,12	0,04
EB00004082	CAL	15 m	17-sep-14	61,00	3,78	1,961	0,0902	0,88	1,49	0,027	0,021	69,48	0,05
EB00004082	CAL	21 m	17-sep-14	64,00	3,97	0,675	0,0311	0,91	0,38	0,007	0,005	69,95	0,06
EB00004680	LOT	Intg. 6 m	6-ago-14	0,67	0,04	0,018	0,0008	0,01	0,00	0,000	0,000	23,36	0,00
EB00004680	LOT	1 m	6-ago-14	0,00	0,00	0,040	0,0019	0,00	0,42	0,008	0,006	19,63	0,00
EB00004680	LOT	7 m	6-ago-14	0,06	0,00	0,032	0,0015	0,00	0,15	0,003	0,002	19,39	0,00
EB00004681	MON	Intg. 5 m	8-jul-14	48,00	2,98	0,989	0,0455	0,69	5,05	0,091	0,071	61,90	0,04
EB00004681	MON	6 m	8-jul-14	50,00	3,10	1,029	0,0473	0,71	5,08	0,091	0,071	61,24	0,04
EB00004823	MAE	Intg. 8 m	16-jul-14	110,00	6,82	1,051	0,0484	1,55	1,09	0,020	0,015	128,89	0,10
EB00004823	MAE	7 m	16-jul-14	110,00	6,82	0,989	0,0455	1,55	0,99	0,018	0,014	125,76	0,10
EB00004823	MAE	15 m	16-jul-14	126,00	7,81	4,777	0,2197	1,83	0,75	0,013	0,010	140,81	0,11
EB00004823	MAE	32 m	16-jul-14	91,00	5,64	4,131	0,1900	1,33	7,41	0,133	0,104	108,99	0,08
EB00004912	PEN	Intg. 13 m	15-jul-14	1,42	0,09	0,0242	0,0011	0,02	0,81	0,015	0,011	13,19	0,00
EB00004912	PEN	11 m	15-jul-14	0,02	0,00	0,0181	0,0008	0,00	0,72	0,013	0,010	11,30	0,00
EB00004912	PEN	23 m	15-jul-14	6,88	0,43	1,0445	0,0480	0,11	4,49	0,081	0,063	21,96	0,01
EB00004913	GAL	Intg. 10,5 m	1-jul-14	3,95	0,25	0,308	0,0142	0,06	1,47	0,026	0,021	21,41	0,00
EB00004913	GAL	10 m	1-jul-14	10,90	0,68	0,560	0,0258	0,16	4,90	0,088	0,069	28,87	0,01
EB00004913	GAL	12 m	1-jul-14	9,85	0,61	1,431	0,0658	0,16	18,57	0,334	0,260	41,63	0,01
EB00004913	GAL	13,5 m	1-jul-14	0,87	0,05	1,643	0,0756	0,04	24,52	0,441	0,343	36,35	0,00

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Nitrato (µM)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (µM)	Nitrito (mg/L)	NIO (mg N/L)	Amonio (µM)	Amonio (mg/L)	Amonio (mg N/L)	Ntot (µM)	Ntot (mg N/L)
EB00004949	RIB	Intg. 8 m	16-sep-14	151,00	9,36	3,079	0,1416	2,16	2,15	0,039	0,030	179,22	0,13
EB00004949	RIB	3 m	16-sep-14	147,00	9,11	2,636	0,1213	2,09	0,24	0,004	0,003	174,14	0,13
EB00004949	RIB	17 m	16-sep-14	179,00	11,10	4,152	0,1910	2,56	6,65	0,120	0,093	218,46	0,16
EB00004949	RIB	28 m	16-sep-14	169,00	10,48	4,092	0,1882	2,42	6,51	0,117	0,091	206,75	0,15

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

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Psol (µM)	Psol (mg P/L)	Fosfatos (mg/L)	Ptot (µM)	Ptot (mg P/L)	Silic (µM)	Silicato (mg SiO ₂ /L)
EB00004001	EBR	Intg. 9 m	22-jul-14	0,0575	0,0018	0,0055	0,4350	0,0135	7,020	0,42
EB00004001	EBR	2 m	22-jul-14	0,0732	0,0023	0,0070	0,3304	0,0102	7,072	0,42
EB00004001	EBR	8 m	22-jul-14	0,0523	0,0016	0,0050	0,7544	0,0234	8,410	0,50
EB00004001	EBR	18 m	22-jul-14	0,0942	0,0029	0,0089	0,6388	0,0198	29,910	1,79
EB00004004	IRA	Intg. 12 m	26-ago-14	0,0158	0,0005	0,0015	0,2128	0,0066	37,617	2,26
EB00004004	IRA	4 m	26-ago-14	0,0210	0,0007	0,0020	0,1266	0,0039	34,144	2,05
EB00004004	IRA	7 m	26-ago-14	0,0053	0,0002	0,0005	0,3682	0,0114	36,178	2,17
EB00004004	IRA	25 m	26-ago-14	0,0368	0,0011	0,0035	0,6730	0,0209	68,636	4,12
EB00004005	ALB	Intg. 7 m	5-ago-14	0,0158	0,0005	0,0015	0,2025	0,0063	64,164	3,85
EB00004005	ALB	7 m	5-ago-14	0,0263	0,0008	0,0025	0,1913	0,0059	66,834	4,01
EB00004005	ALB	16 m	5-ago-14	0,0053	0,0002	0,0005	0,3488	0,0108	88,493	5,31
EB00004022	SOB	Intg. 9 m	5-ago-14	0,2002	0,0062	0,0190	0,6076	0,0188	37,328	2,24
EB00004022	SOB	5 m	5-ago-14	0,1739	0,0054	0,0165	0,5683	0,0176	35,745	2,14
EB00004022	SOB	10 m	5-ago-14	0,3056	0,0095	0,0290	0,6808	0,0211	44,550	2,67
EB00004022	SOB	26 m	5-ago-14	1,0643	0,0330	0,1011	2,8750	0,0891	100,756	6,05
EB00004034	BAS	Intg. 20 m	23-jul-14	0,0209	0,0006	0,0020	0,0771	0,0024	43,224	2,59
EB00004034	BAS	5 m	23-jul-14	0,0262	0,0008	0,0025	0,0661	0,0020	44,286	2,66
EB00004034	BAS	10 m	23-jul-14	0,0314	0,0010	0,0030	0,0661	0,0020	41,376	2,48
EB00004034	BAS	32 m	23-jul-14	0,0628	0,0019	0,0060	0,0771	0,0024	42,982	2,58
EB00004037	YES	Intg. 12 m	27-ago-14	0,0105	0,0003	0,0010	0,2819	0,0087	21,690	1,30
EB00004037	YES	6 m	27-ago-14	0,0158	0,0005	0,0015	0,1553	0,0048	20,566	1,23
EB00004037	YES	26 m	27-ago-14	0,0158	0,0005	0,0015	0,3682	0,0114	42,018	2,52
EB00004037	YES	40 m	27-ago-14	0,0368	0,0011	0,0035	1,4957	0,0464	75,957	4,56

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Psol (µM)	Psol (mg P/L)	Fosfatos (mg/L)	Ptot (µM)	Ptot (mg P/L)	Silic (µM)	Silicato (mg SiO ₂ /L)
EB00004044	PEÑ	Intg. 6 m	28-ago-14	0,0158	0,0005	0,0015	0,5407	0,0168	36,612	2,20
EB00004044	PEÑ	2 m	28-ago-14	0,0210	0,0007	0,0020	0,4544	0,0141	34,067	2,04
EB00004044	PEÑ	7 m	28-ago-14	0,0263	0,0008	0,0025	0,5983	0,0185	42,537	2,55
EB00004049	BAL	Intg. 3 m	12-ago-14	0,0209	0,0006	0,0020	0,3545	0,0110	72,092	4,33
EB00004049	BAL	4 m	12-ago-14	0,0366	0,0011	0,0035	0,3323	0,0103	69,183	4,15
EB00004051	VAD	Intg. 16 m	29-jul-14	0,0314	0,0010	0,0030	0,1111	0,0034	58,579	3,51
EB00004051	VAD	10 m	29-jul-14	0,0262	0,0008	0,0025	0,0778	0,0024	57,422	3,45
EB00004051	VAD	20 m	29-jul-14	0,0000	0,0000	0,0000	0,2389	0,0074	81,237	4,87
EB00004051	VAD	50 m	29-jul-14	0,0052	0,0002	0,0005	0,1500	0,0046	97,346	5,84
EB00004053	OLI	Intg. 6 m	2-sep-14	0,0262	0,0008	0,0025	0,6152	0,0191	47,091	2,83
EB00004053	OLI	2 m	2-sep-14	0,0367	0,0011	0,0035	0,6767	0,0210	46,410	2,78
EB00004053	OLI	34 m	2-sep-14	1,1426	0,0354	0,1085	1,7338	0,0537	92,659	5,56
EB00004053	OLI	50 m	2-sep-14	2,1226	0,0658	0,2017	4,0100	0,1243	112,348	6,74
EB00004054	MOA	Intg. 14 m	28-jul-14	0,0262	0,0008	0,0025	0,0944	0,0029	87,387	5,24
EB00004054	MOA	9 m	28-jul-14	0,0367	0,0011	0,0035	0,1555	0,0048	86,724	5,20
EB00004054	MOA	13 m	28-jul-14	0,0210	0,0006	0,0020	0,1111	0,0034	88,121	5,29
EB00004054	MOA	38 m	28-jul-14	0,0262	0,0008	0,0025	0,2555	0,0079	107,137	6,43
EB00004056	BAR	Intg. 10 m	29-jul-14	0,0210	0,0006	0,0020	0,2000	0,0062	63,925	3,84
EB00004056	BAR	2 m	29-jul-14	0,0105	0,0003	0,0010	0,1333	0,0041	57,634	3,46
EB00004056	BAR	9 m	29-jul-14	0,0262	0,0008	0,0025	0,3167	0,0098	64,738	3,88
EB00004056	BAR	24 m	29-jul-14	0,0157	0,0005	0,0015	0,5389	0,0167	68,370	4,10
EB00004059	TER	Intg. 6 m	11-ago-14	0,0627	0,0019	0,0060	0,9915	0,0307	70,922	4,26
EB00004059	TER	7 m	11-ago-14	0,0836	0,0026	0,0079	1,2851	0,0398	71,473	4,29
EB00004059	TER	14 m	11-ago-14	0,1932	0,0060	0,0184	7,4889	0,2322	92,933	5,58

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Psol (µM)	Psol (mg P/L)	Fosfatos (mg/L)	Ptot (µM)	Ptot (mg P/L)	Silic (µM)	Silicato (mg SiO2/L)
EB00004063	RIA	Intg. 9 m	25-sep-14	0,0260	0,0008	0,0025	0,4235	0,0131	26,291	1,58
EB00004063	RIA	2 m	25-sep-14	0,0467	0,0014	0,0044	0,4012	0,0124	23,567	1,41
EB00004063	RIA	7 m	25-sep-14	0,0260	0,0008	0,0025	0,3232	0,0100	23,567	1,41
EB00004063	RIA	50 m	25-sep-14	0,7739	0,0240	0,0735	0,9249	0,0287	82,428	4,95
EB00004064	PAJ	Intg. 12 m	4-ago-14	0,0369	0,0011	0,0035	0,1182	0,0037	53,501	3,21
EB00004064	PAJ	5 m	4-ago-14	0,0158	0,0005	0,0015	0,2419	0,0075	50,729	3,04
EB00004064	PAJ	11 m	4-ago-14	0,1001	0,0031	0,0095	0,1407	0,0044	53,852	3,23
EB00004064	PAJ	41 m	4-ago-14	0,0158	0,0005	0,0015	0,1013	0,0031	60,724	3,64
EB00004065	CAM	Intg. 7 m	1-sep-14	0,0314	0,0010	0,0030	0,2461	0,0076	64,031	3,84
EB00004065	CAM	2 m	1-sep-14	0,0262	0,0008	0,0025	0,1174	0,0036	61,631	3,70
EB00004065	CAM	30 m	1-sep-14	0,0210	0,0006	0,0020	0,0671	0,0021	72,109	4,33
EB00004065	CAM	50 m	1-sep-14	0,0472	0,0015	0,0045	0,1790	0,0055	91,926	5,52
EB00004066	SAN	Intg. 17 m	30-jul-14	0,0105	0,0003	0,0010	0,0555	0,0017	87,042	5,22
EB00004066	SAN	2 m	30-jul-14	0,0157	0,0005	0,0015	0,0555	0,0017	86,680	5,20
EB00004066	SAN	14 m	30-jul-14	0,0157	0,0005	0,0015	0,0278	0,0009	81,139	4,87
EB00004066	SAN	44 m	30-jul-14	0,0105	0,0003	0,0010	0,0778	0,0024	111,812	6,71
EB00004067	SLO	Intg. 7 m	12-ago-14	0,0366	0,0011	0,0035	0,3268	0,0101	67,671	4,06
EB00004067	SLO	8 m	12-ago-14	0,0574	0,0018	0,0055	0,3379	0,0105	69,041	4,14
EB00004068	VAL	Intg. 6 m	16-jul-14	0,0209	0,0006	0,0020	1,2628	0,0391	39,579	2,37
EB00004068	VAL	2 m	16-jul-14	0,0679	0,0021	0,0065	1,4234	0,0441	31,875	1,91
EB00004068	VAL	3 m	16-jul-14	0,0313	0,0010	0,0030	1,3071	0,0405	32,699	1,96
EB00004068	VAL	47 m	16-jul-14	2,2100	0,0685	0,2100	2,9631	0,0919	54,808	3,29
EB00004070	MEQ	Intg. 12 m	24-sep-14	0,0312	0,0010	0,0030	0,4067	0,0126	38,341	2,30
EB00004070	MEQ	3 m	24-sep-14	0,0104	0,0003	0,0010	0,3343	0,0104	39,492	2,37
EB00004070	MEQ	16 m	24-sep-14	0,0312	0,0010	0,0030	0,2619	0,0081	41,633	2,50
EB00004070	MEQ	50 m	24-sep-14	7,1728	0,2224	0,6814	7,8675	0,2439	177,854	10,67

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Psol (µM)	Psol (mg P/L)	Fosfatos (mg/L)	Ptot (µM)	Ptot (mg P/L)	Silic (µM)	Silicato (mg SiO2/L)
EB00004071	MEZ	Intg. 6 m	15-jul-14	0,0214	0,0007	0,0020	0,5539	0,0172	27,451	1,65
EB00004071	MEZ	11 m	15-jul-14	0,0480	0,0015	0,0046	0,4818	0,0149	30,715	1,84
EB00004072	MAR	Intg. 9 m	26-jun-14	0,0526	0,0016	0,0050	0,6041175	0,0187	100,335	6,02
EB00004072	MAR	5 m	26-jun-14	0,0368	0,0011	0,0035	0,69042	0,0214	100,274	6,02
EB00004072	MAR	16 m	26-jun-14	0,0263	0,0008	0,0025	0,586857	0,0182	142,622	8,56
EB00004072	MAR	25 m	26-jun-14	0,2102	0,0065	0,0200	0,863025	0,0268	146,263	8,78
EB00004073	CIU	Intg. 12 m	24-jun-14	0,0157	0,0005	0,0015	0,2221	0,0069	42,270	2,54
EB00004073	CIU	4 m	24-jun-14	0,0052	0,0002	0,0005	0,1444	0,0045	38,378	2,30
EB00004073	CIU	13 m	24-jun-14	0,0261	0,0008	0,0025	0,2277	0,0071	51,216	3,07
EB00004073	CIU	40 m	24-jun-14	0,0418	0,0013	0,0040	0,7942	0,0246	94,891	5,69
EB00004074	FLI	Intg. 6 m	23-jul-14	0,7429	0,0230	0,0706	1,1949	0,0370	62,237	3,73
EB00004074	FLI	8 m	23-jul-14	0,8266	0,0256	0,0785	1,1674	0,0362	61,935	3,72
EB00004076	TRA	Intg. 14 m	15-sep-14	0,0367	0,0011	0,0035	0,3020	0,0094	85,737	5,14
EB00004076	TRA	7 m	15-sep-14	0,0157	0,0005	0,0015	0,3188	0,0099	80,601	4,84
EB00004076	TRA	10 m	15-sep-14	0,0262	0,0008	0,0025	0,2629	0,0081	89,621	5,38
EB00004076	TRA	25 m	15-sep-14	2,1451	0,0665	0,2038	2,7908	0,0865	161,777	9,71
EB00004078	CAS	Intg. 8 m	17-sep-14	0,0052	0,0002	0,0005	0,2517	0,0078	28,771	1,73
EB00004078	CAS	2 m	17-sep-14	0,0000	0,0000	0,0000	0,3188	0,0099	28,229	1,69
EB00004078	CAS	6 m	17-sep-14	0,0000	0,0000	0,0000	0,2684	0,0083	29,219	1,75
EB00004078	CAS	25 m	17-sep-14	0,7605	0,0236	0,0722	1,1074	0,0343	105,673	6,34
EB00004079	GUI	Intg. 9 m	14-jul-14	0,0320	0,0010	0,0030	0,2603	0,0081	15,710	0,94
EB00004079	GUI	10 m	14-jul-14	0,0534	0,0017	0,0051	0,6757	0,0209	23,122	1,39
EB00004079	GUI	20 m	14-jul-14	0,0427	0,0013	0,0041	0,1163	0,0036	24,230	1,45
EB00004079	GUI	32 m	14-jul-14	0,6780	0,0210	0,0644	1,0911	0,0338	71,961	4,32

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Psol (µM)	Psol (mg P/L)	Fosfatos (mg/L)	Ptot (µM)	Ptot (mg P/L)	Silic (µM)	Silicato (mg SiO ₂ /L)
EB00004080	CUE	Intg. 9 m	2-jul-14	0,0419	0,0013	0,0040	0,3084	0,0096	27,619	1,66
EB00004080	CUE	2 m	2-jul-14	0,0105	0,0003	0,0010	0,2808	0,0087	24,221	1,45
EB00004080	CUE	6 m	2-jul-14	0,0419	0,0013	0,0040	0,3194	0,0099	23,406	1,40
EB00004080	CUE	20 m	2-jul-14	0,0366	0,0011	0,0035	0,5507	0,0171	71,684	4,30
EB00004082	CAL	Intg. 10 m	17-sep-14	0,0315	0,0010	0,0030	0,2349	0,0073	36,065	2,16
EB00004082	CAL	2 m	17-sep-14	0,0367	0,0011	0,0035	0,2237	0,0069	35,160	2,11
EB00004082	CAL	15 m	17-sep-14	0,0577	0,0018	0,0055	0,4027	0,0125	79,196	4,75
EB00004082	CAL	21 m	17-sep-14	0,0315	0,0010	0,0030	0,8781	0,0272	92,532	5,55
EB00004680	LOT	Intg. 6 m	6-ago-14	0,0263	0,0008	0,0025	1,3222	0,0410	42,633	2,56
EB00004680	LOT	1 m	6-ago-14	0,0316	0,0010	0,0030	1,0015	0,0310	42,060	2,52
EB00004680	LOT	7 m	6-ago-14	0,0316	0,0010	0,0030	1,9805	0,0614	49,043	2,94
EB00004681	MON	Intg. 5 m	8-jul-14	0,0420	0,0013	0,0040	0,3634	0,0113	67,271	4,04
EB00004681	MON	6 m	8-jul-14	0,0157	0,0005	0,0015	0,4130	0,0128	69,633	4,18
EB00004823	MAE	Intg. 8 m	16-jul-14	0,0575	0,0018	0,0055	0,4818	0,0149	14,258	0,86
EB00004823	MAE	7 m	16-jul-14	0,0000	0,0000	0,0000	0,4431	0,0137	11,982	0,72
EB00004823	MAE	15 m	16-jul-14	0,0209	0,0006	0,0020	0,4929	0,0153	29,298	1,76
EB00004823	MAE	32 m	16-jul-14	0,0522	0,0016	0,0050	0,5982	0,0185	49,715	2,98
EB00004912	PEN	Intg. 13 m	15-jul-14	0,0160	0,0005	0,0015	0,0388	0,0012	33,893	2,03
EB00004912	PEN	11 m	15-jul-14	0,0534	0,0017	0,0051	0,2215	0,0069	34,881	2,09
EB00004912	PEN	23 m	15-jul-14	0,0214	0,0007	0,0020	0,3157	0,0098	63,277	3,80
EB00004913	GAL	Intg. 10,5 m	1-jul-14	0,0157	0,0005	0,0015	0,4901	0,0152	16,324	0,98
EB00004913	GAL	10 m	1-jul-14	0,0524	0,0016	0,0050	0,4185	0,0130	28,972	1,74
EB00004913	GAL	12 m	1-jul-14	0,0524	0,0016	0,0050	0,9747	0,0302	55,222	3,31
EB00004913	GAL	13,5 m	1-jul-14	0,0209	0,0006	0,0020	0,7654	0,0237	66,595	4,00

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Psol (μ M)	Psol (mg P/L)	Fosfatos (mg/L)	Ptot (μ M)	Ptot (mg P/L)	Silic (μ M)	Silicato (mg SiO ₂ /L)
EB00004949	RIB	Intg. 8 m	16-sep-14	0,2150	0,0067	0,0204	0,9060	0,0281	72,858	4,37
EB00004949	RIB	3 m	16-sep-14	0,0420	0,0013	0,0040	0,7998	0,0248	61,570	3,69
EB00004949	RIB	17 m	16-sep-14	2,4545	0,0761	0,2332	2,7964	0,0867	134,021	8,04
EB00004949	RIB	28 m	16-sep-14	2,7692	0,0858	0,2631	3,0145	0,0934	128,064	7,68

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".



11. 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	ZFoPAR	Zanox	OxEpi	OxHipo	Cond	pH	Solidos	LOI	Turb400	Clorofila	Alcalin	Nitrato	Nitrito	NIO	Amonio	Ntot	Psol	Ptot	Silicato				
ProfInteg	1,000																																			
Cota	0,346	1,000																																		
VolMax	0,356	-0,126	1,000																																	
SupLam	0,138	-0,379	0,924	1,000																																
ProfMax	0,601	0,161	0,475	0,306	1,000																															
ProfMed	0,456	0,328	0,248	0,143	0,368	1,000																														
SupCuen	-0,228	-0,635	0,348	0,570	0,007	-0,088	1,000																													
ProfMues	0,640	0,215	0,531	0,306	0,790	0,412	-0,042	1,000																												
VolMues	0,385	-0,045	0,959	0,862	0,480	0,330	0,371	0,602	1,000																											
PorcEmb	0,019	-0,118	-0,002	-0,001	-0,011	0,133	0,420	0,213	0,188	1,000																										
Tperm	0,360	0,507	0,003	-0,235	0,227	0,385	-0,627	0,368	-0,009	-0,336	1,000																									
TempZF	-0,413	-0,478	0,156	0,305	-0,072	-0,240	0,343	-0,098	0,093	-0,068	-0,008	1,000																								
Dsecchi	0,701	0,110	0,051	-0,098	0,453	0,105	-0,172	0,363	0,103	0,135	0,111	0,253	1,000																							
ZFoPAR	0,316	0,111	0,044	-0,073	0,253	0,019	-0,150	0,101	0,067	0,034	0,075	-0,297	0,287	1,000																						
Zanox	0,212	0,031	0,100	0,052	0,311	0,116	-0,006	0,342	0,082	0,006	0,328	0,339	0,124	0,204	1,000																					
OxEpi	0,042	0,371	-0,075	-0,236	0,201	0,254	-0,228	0,281	-0,036	-0,032	0,376	-0,325	-0,200	-0,027	0,041	1,000																				
OxHipo	-0,091	-0,007	-0,072	-0,097	-0,186	-0,092	-0,081	-0,190	-0,048	0,015	-0,371	-0,419	-0,018	-0,144	-0,834	0,009	1,000																			
Cond	-0,197	-0,529	0,121	0,283	-0,132	-0,241	0,275	-0,209	-0,023	-0,304	0,046	0,619	-0,208	-0,146	0,216	-0,254	-0,337	1,000																		
pH	-0,238	-0,207	-0,090	0,063	-0,162	-0,019	0,180	-0,259	-0,199	-0,116	-0,177	0,241	-0,319	-0,425	-0,071	0,010	-0,081	0,273	1,000																	
Solidos	-0,733	-0,130	-0,145	-0,004	-0,482	-0,246	0,042	-0,440	-0,220	-0,236	-0,103	0,341	-0,898	-0,437	-0,203	0,136	0,121	0,349	0,366	1,000																
LOI	-0,524	-0,090	0,064	0,095	-0,055	-0,131	0,018	0,031	0,026	-0,107	0,111	0,377	-0,702	-0,182	0,211	0,180	-0,226	0,249	0,151	0,722	1,000															
Turb400	-0,736	-0,144	-0,073	0,078	-0,492	-0,140	0,074	-0,424	-0,124	-0,209	-0,141	0,304	-0,893	-0,393	-0,228	0,095	0,146	0,186	0,340	0,918	0,658	1,000														
Clorofila	-0,351	-0,048	0,223	0,222	0,205	-0,183	0,165	0,091	0,215	-0,023	-0,002	0,324	-0,307	0,055	0,140	0,097	-0,229	0,145	-0,030	0,338	0,707	0,266	1,000													
Alcalin	-0,019	-0,380	-0,055	0,049	-0,090	-0,193	0,248	-0,097	-0,151	0,002	0,057	0,416	-0,069	-0,087	0,180	-0,145	-0,237	0,784	0,243	0,190	0,009	0,007	-0,052	1,000												
Nitrato	-0,096	-0,174	0,258	0,345	0,071	-0,180	0,392	-0,023	0,216	0,080	-0,188	0,152	-0,124	0,177	0,081	-0,155	-0,299	0,142	0,034	-0,021	0,137	0,039	0,242	0,058	1,000											
Nitrito	-0,487	-0,267	-0,046	0,115	-0,223	-0,413	0,530	-0,286	-0,035	0,228	-0,330	0,374	-0,227	0,077	0,041	-0,232	-0,279	0,284	0,026	0,136	0,160	0,040	0,336	0,184	0,538	1,000										
NIO	-0,288	-0,249	0,121	0,264	-0,079	-0,307	0,497	-0,183	0,099	0,158	-0,341	0,158	-0,183	0,175	0,036	-0,158	-0,256	0,127	0,028	0,020	0,107	0,043	0,246	0,049	0,925	0,759	1,000									
Amonio	-0,326	-0,232	-0,214	-0,022	-0,364	-0,348	0,258	-0,480	-0,274	-0,035	-0,144	0,452	-0,071	-0,037	0,147	-0,517	-0,391	0,410	0,217	0,097	0,026	0,106	0,128	0,392	0,471	0,526	0,493	1,000								
Ntot	-0,296	-0,422	0,104	0,269	-0,117	-0,351	0,436	-0,167	0,047	0,052	-0,232	0,391	-0,187	0,114	0,121	-0,260	-0,322	0,551	0,082	0,144	0,232	0,066	0,317	0,371	0,763	0,741	0,811	0,536	1,000							
Psol	-0,176	-0,386	-0,154	-0,030	-0,114	-0,222	0,328	-0,136	-0,155	0,139	-0,266	0,232	0,072	0,073	0,060	-0,132	-0,212	0,175	-0,035	-0,062	0,002	0,030	0,151	0,204	0,295	0,240	0,283	0,538	0,319	1,000						
Ptot	-0,140	-0,313	-0,201	-0,096	-0,041	-0,129	0,290	-0,105	-0,200	0,100	-0,134	0,201	0,056	0,087	0,092	-0,009	-0,263	0,152	-0,045	-0,066	0,011	0,010	0,174	0,216	0,232	0,202	0,218	0,493	0,236	0,969	1,000					
Silicato	-0,674	-0,422	-0,035	0,154	-0,308	-0,362	0,326	-0,351	-0,086	0,059	-0,326	0,544	-0,551	-0,099	-0,005	-0,327	-0,129	0,406	0,110	0,595	0,614	0,588	0,542	0,198	0,325	0,455	0,357	0,507	0,502	0,464	0,413	1,000				

n=35	valor de r	
p>0,05	0,335	-0,335
p>0,02	0,392	-0,392
p>0,01	0,430	-0,430
p>0,002	0,506	-0,506
p>0,001	0,533	-0,533

