



INFORME FINAL DE EMBALSES AÑO 2010

DOCUMENTO MEMORIA

CONSULTOR



UNIVERSITAT DE VALÈNCIA

UNIVERSITAT DE VALÈNCIA ESTUDI GENERAL
Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Área de Limnología
Departamento de Microbiología y Ecología. Facultad de Ciencias Biológicas
46100 – Burjassot (Valencia)

DICIEMBRE 2010

RESUMEN

Se presentan los resultados del estudio de embalses de la cuenca del Ebro para la campaña del año 2010, que constituyen el proyecto **Explotación de la Red de Control Operativo en Embalses en aplicación de la Directiva Marco del Agua en la Cuenca del Ebro**. El objetivo principal del informe es la clasificación del *potencial ecológico* de las masas de agua consideradas, durante el periodo de estudio, en cumplimiento de la DMA.

Se muestrearon 32 embalses, entre los meses de junio y septiembre de 2010. 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 hidromorfológicas de los embalses como el volumen almacenado y su evolución en el año hidrológico, para así calcular el tiempo de residencia hidráulica.

Se ofrece primero una caracterización hidromorfológica, fisicoquímica y biológica del conjunto de masas de agua, analizando los resultados por tipos de embalses (tipología incluida en la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH) –Orden MARM 2656/2008-) y mostrando aquellos 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 mediante una aproximación estadística multivariante.

Seguidamente se muestra una clasificación del estado trófico de los embalses mediante las métricas convencionales (fósforo total, transparencia, clorofila y densidad algal), analizando el comportamiento de cada una de estas variables y sus influencias en el resultado final. Se presentan los resultados obtenidos en mapas de estado trófico.

Además, se ha determinado el resultado de dos clasificaciones del potencial ecológico: una clasificación *experimental* realizada mediante métricas biológicas (basadas en las comunidades de fitoplancton y zooplancton) y fisicoquímicas, algunas ya incluidas en informes previos y otras de nueva aplicación; y una *clasificación normativa* basada en las métricas y condiciones de referencia establecidas en la *IPH*. Se realiza un análisis comparativo de ambas aproximaciones.

Por último, se analiza y discute la respuesta de cada variable y su influencia en la clasificación del potencial ecológico. Se presentan los resultados obtenidos en mapas de potencial ecológico y se analizan por tipos de embalses.

EQUIPO CIENTÍFICO-TÉCNICO

Confederación Hidrográfica del Ebro

Concha Durán (Directora del Estudio)

María José Rodríguez (Técnico Superior)

Universidad de Valencia

Eduardo Vicente (Director del Estudio, Trabajo de campo)

Juan Miguel Soria (Adjunto a Dirección)

Carmen Ferriol (Técnico Superior de laboratorio y gabinete)

Javier Soria (Técnico de campo y gabinete)

Olga Kramer (Técnico de campo y laboratorio)

Eva Tarazona (Colaborador de campo y laboratorio)

Noemí Costas (Colaborador de laboratorio)

Sara Morata (Determinación y recuento de fitoplancton)

Loles Boronat (Determinación y recuento de zooplancton)

Teresa Alfonso (Determinación y recuento de zooplancton)

M^a Rosa Miracle (Validación taxonomía del zooplancton)

Keve Kiss Universidad de Budapest (Validación taxonomía del fitoplancton)

INDICE
DOCUMENTO MEMORIA

	Página
1. INTRODUCCION.....	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	19
2.5. CONTROL DE CALIDAD.....	23
2.6. SISTEMA DE PRESENTACIÓN GRÁFICA DE RESULTADOS.....	23
3. CLASIFICACION DE LOS EMBALSES	25
4. CARACTERISTICAS HIDROMORFOLÓGICAS, FISICOQUÍMICAS Y BIOLÓGICAS	31
4.1. CARACTERÍSTICAS HIDROMORFOLÓGICAS.....	31
4.2. CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS.....	38
4.3. CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS	81
4.4. ANÁLISIS MULTIVARIANTE	102
5. ESTADO TRÓFICO.....	109
5.1. INTRODUCCIÓN.....	109
5.2. ASPECTOS METODOLÓGICOS	110
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	123
6.3. METODOLOGÍAS DE CÁLCULO DEL POTENCIAL ECOLÓGICO:	137
6.4. POTENCIAL ECOLÓGICO: RESULTADOS.....	147
7. RESUMEN – CONCLUSIONES.....	163
8. REFERENCIAS	175
9. ANEXO: TABLAS DE DATOS.....	181

1. INTRODUCCION

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, 2006, 2007, 2008, 2009).

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. Por ello, en ella se establece 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 EXPLOTACION DE LA RED DE CONTROL BIOLÓGICO EN RÍOS Y EMBALSES EN APLICACIÓN DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA (DMA) EN LA CUENCA HIDROLÓGICA DEL EBRO. Para el año 2010, se ha llevado a cabo el estudio titulado **Explotación de la Red de Control Operativo 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 deben 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, normativa nacional aparecida en transposición de la DMA. En esta normativa, en relación con la aplicación de la DMA 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, se definen en el apartado 5.1. *Aguas superficiales* y subapartados de la IPH.

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 “Memoria”. Constituye el presente documento, en donde se abordan los resultados obtenidos de las caracterizaciones realizadas en los embalses estudiados en 2010. 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 2010, 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 10 de mayo de 2011)*.

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 el cuadro 1 se recoge la relación de los 32 embalses seleccionados durante el año 2010, 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.

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 2010, desde mediados de junio hasta final de septiembre (ver fechas en cuadro 1).

En los embalses de La Peña (PEÑ) y Ardisa (ARD) se tomaron las muestras desde la presa debido a que la cota existente no era apta para la navegación. El embalse de Mequinenza se estudió durante el año 2010 sólo en la estación de la propia presa (MEQ).

CUADRO 1
EMBALSES SELECCIONADOS PARA EL MUESTREO DE 2010.

NOMBRE DEL EMBALSE	CODIGO	CÓDIGO MAS	FECHA MUESTREO	PROVINCIA	RIO	PROPIETARIO / OBSERVACIONES
Embalse de Alloz	ALL	EB0000027	27-jul-10	Navarra	Salado	C.H.E.
Embalse de Ardisa	ARD	EB0000055	8-sep-10	Zaragoza/Huesca	Gallego	C.H.E.
Embalse de Barasona	BAR	EB0000056	7-sep-10	Huesca	Ésera	C.H.E.
Embalse de Calanda	CAL	EB0000082	13-sep-10	Teruel	Guadalope	C.H.E.
Embalse de Caspe	CAS	EB0000078	21-sep-10	Zaragoza	Guadalope	C.H.E.
Embalse de Cueva Foradada	CUE	EB0000080	28-jul-10	Teruel	Martín	C.H.E.
Embalse del Ebro	EBR	EB0000001	20-jul-10	Santander	Ebro	C.H.E.
Embalse de Flix	FLI	EB0000074	28-sep-10	Tarragona	Ebro	ENDESA GENERACIÓN
Embalse de Gallipúen	GAL	EB0000913	29-jun-10	Teruel	Guadalopillo	C.H.E.
Embalse de Guiamets	GUI	EB0000079	1-jul-10	Tarragona	Asmat	C.H.E.
Embalse de Lechago	LEC	EB0000087	17-jun-10	Teruel	Pancrudo	C.H.E. / EN CONSTRUCCIÓN
Embalse de Mansilla	MAN	EB0000061	3-ago-10	La Rioja	Najerilla	C.H.E.
Embalse de Mequinenza	MEQ	EB0000070	18-sep-10	Zaragoza	Ebro	ENHER
Embalse de Oliana	OLI	EB0000053	10-ago-10	Lérida	Segre	C.H.E.
Embalse de Ortigosa	ORT	EB0000916	4-ago-10	La Rioja	Albercos	C.H.E.
Embalse de Pajares	PAJ	EB0000064	4-ago-10	La Rioja	Piqueras	C.H.E.
Embalse de Pena	PEN	EB0000912	28-jun-10	Teruel	Pena	C.H.E.
Embalse de La Peña	PEÑ	EB0000044	7-sep-10	Huesca	Gallego	S.R. DE LA PEÑA
Embalse de Rialb	RIA	EB0000063	28-sep-10	Lérida	Segre	C.H.E.
Embalse de Ribarroja	RIB	EB0000949	29-sep-10	Tarragona	Ebro	ENHER
Embalse de Santa Ana	SAN	EB0000066	9-sep-10	Huesca	Noguera-Ribagorzana	C.H.E.
Embalse de San Lorenzo	SLO	EB0000067	10-ago-10	Lérida	Segre	HIDROELÉCTRICA DEL NOGUERA
Embalse de Sobrón	SOB	EB0000022	30-ago-10	Álava/Burgos	Ebro	IBERDROLA

NOMBRE DEL EMBALSE	CODIGO	CÓDIGO MAS	FECHA MUESTREO	PROVINCIA	RIO	PROPIETARIO / OBSERVACIONES
Embalse de La Sotenera	SOT	EB0000062	8-sep-10	Huesca	Astón-Sotón	C.H.E.
Embalse de Santolea	STO	EB0000085	30-jun-10	Teruel	Guadalope	C.H.E.
Embalse de Terradets	TER	EB0000059	9-ago-10	Lérida	Noguera-Pallaresa	FECSA
Embalse de Las Torcas	TOR	EB0000075	18-jun-10	Zaragoza	Huerva	C.H.E.
Embalse de La Tranquera	TRA	EB0000076	30-ago-10	Zaragoza	Piedra	C.H.E.
Embalse de Ullivarri-Gamboa	ULL	EB0000007	29-ago-10	Álava	Zadorra	IBERDROLA
Embalse de Urrúnaga	URR	EB0000002	26-jul-10	Álava	Santa Engracia y Urquiola	IBERDROLA
Embalse de Vadiello	VAD	EB0000051	22-jul-10	Huesca	Guatizalema	C.H.E.
Embalse de Yesa	YES	EB0000037	21-jul-10	Navarra	Aragón	C.H.E.

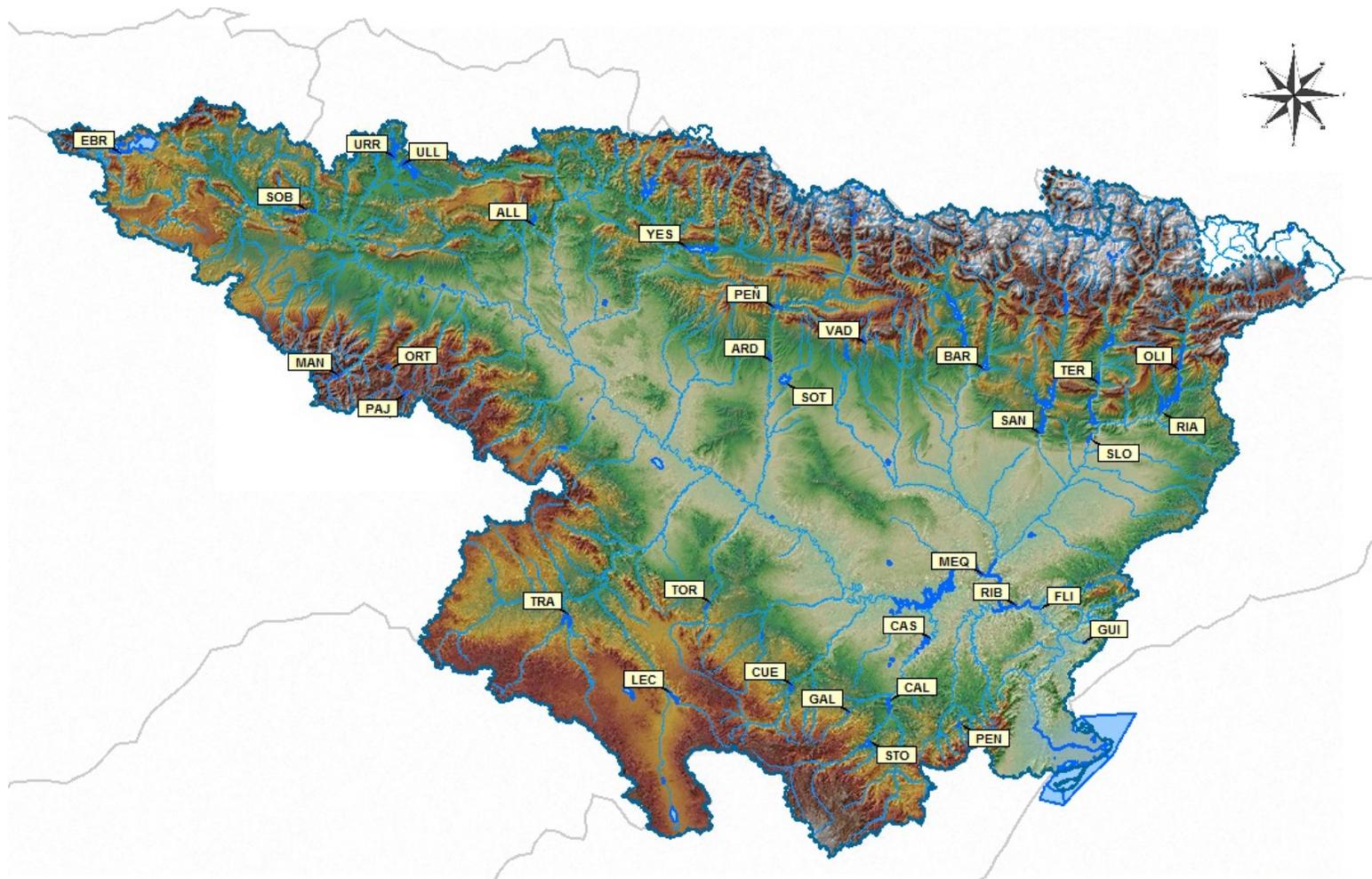


Figura 1. Localización geográfica de los embalses muestreados en 2010. Códigos según el Cuadro 1

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.

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.

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 o sólidos en suspensión.

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

Además, con el fin de estimar con exactitud la extinción luminosa en la columna de agua, se ha determinado experimentalmente con un medidor de PAR, de manera que en ocasiones 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 ese caso, se ha elegido una de las dos medidas, generalmente la proporcionada por el medidor de PAR (al ser la más fiable), para realizar la toma de la muestra integrada de la zona fótica.

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 y que nos proporciona una visión de la mineralización del agua (aunque sin entrar en 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 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 **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** (meq/L) es una medida de la concentración de álcalis fuertes presentes en el agua ligados a ácidos débiles. Su valor es una indicación de la capacidad tamponadora del sistema. El equilibrio carbonato–bicarbonato–dióxido de

carbono es el principal responsable de esta capacidad tamponadora, esto es, de su capacidad de recibir iones H^+ u OH^- sin cambiar el pH. Si se añaden iones H^+ al agua, estos reaccionan con el carbonato (CO_3^{2-}) para dar bicarbonato (HCO_3^-), desapareciendo así del sistema y permaneciendo estable el pH. Lo contrario ocurrirá si se añaden iones OH^- . En la mayoría de lagos y embalses, el ácido carbónico se enlaza con los metales del grupo alcalino-térreos para formar sales, algunas de ellas insolubles, que forman parte de estos equilibrios. El ion calcio y el equilibrio calcio-ácido carbónico son especialmente importantes en las aguas continentales. Cuanto más calcio haya en el sistema, más ácido carbónico será secuestrado y más iones H^+ u OH^- podremos añadir sin modificar el pH. Los sistemas pobres en calcio están débilmente tamponados y son normalmente ligeramente ácidos. Tasas fotosintéticas elevadas en estos sistemas, pueden elevar el pH hasta 9 al consumir el CO_2 , e incluso hasta 11 si se trata de organismos capaces de utilizar el bicarbonato.

La capacidad tamponadora (o alcalinidad) de un embalse depende de la geología de la cuenca vertiente y de la propia cubeta. Así, los embalses y lagos en cuencas de naturaleza silíceas van a recibir pocos aportes de 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^+ , sílice y SRP -fósforo reactivo soluble-), 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 el 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 **nitrito** (NO_2^-) 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 nitrito. En los sistemas de clima templado, las concentraciones de nitrito 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 nitrito desaparece por los procesos de desnitrificación y es sustituido 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.

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 reducidos) 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 – 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*.

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 (n° 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 lenfítico, actuando muchas veces como especies clave que provocan cambios entre comunidades o estados del sistema muy diferentes (Moss *et al.* 2003). Se destaca que las comunidades zooplanctónicas no fueran incluidas en la DMA, aunque como dicha Directiva no impide la inclusión de otras variables, las métricas del zooplancton se han incluido en el esquema de clasificación, al menos como métricas candidatas *a priori*.

Se han utilizado en el presente ESTUDIO algunas variables como la abundancia de cladóceros grandes (tipo *Daphnia*), la relación de biomasa de zooplancton respecto a la de fitoplancton, la biomasa de rotíferos, o algunos índices bióticos, entre otras.

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 embalse 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 los embalses de La Peña y Ardisa, donde la falta de cota de agua 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 MARM, 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 medidor de PAR). La obtención de la muestra integrada se llevó a cabo mediante un tubo plástico transparente de hueco interior de 25 mm y paredes reforzadas que integraba toda la columna hídrica a integrar y que 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, Nitrito, 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 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 el periodo. 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) 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* (0,4-0,6 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 aislante con nieve carbónica hasta el laboratorio, donde se pasa a congelador a $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$ hasta su análisis.

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

Asimismo, el extracto sobrante se conserva a -80 °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 al abrigo de la luz. Esta muestra irá destinada al recuento cuantitativo de fitoplancton.

Por otra parte, el material retenido en la red de fitoplancton de 20 µm, se deposita en un frasco de PET de 125 ml y se conserva adicionando lugol (0,5-1 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 μm de poro. Éste filtrado se conserva en un vial de vidrio de boca ancha con cierre hermético, que contiene agua con formol a una concentración final del 4 %. La profundidad 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 μm de poro, se deposita en contenedores de plástico de 125 ml y se conserva adicionando formol hasta una concentración final del 4 %. Esta muestra tiene interés para complementar el inventario que se obtiene con la muestra cuantitativa, con las especies de mayor tamaño que suelen ser las menos abundantes y también aquellas que se encuentren en baja proporción.

Parámetros fisicoquímicos

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

CUADRO 2
PARAMETROS 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	4 días
P total	20 ml	No	Vidrio	Ninguno	7 días
N total	20 ml	No	Vidrio	Ninguno	7 días
Amonio	15 ml	Sí	PET	Nitrato mercuríco	5 días
P soluble	15 ml	Sí	PET	Cloroformo	3 días
Silicato	45 ml	Sí	PET	Cloroformo	7 días
Nitrato	125 ml	Sí	Vidrio	No	5 días
Nitrito	15 ml	Sí	PET	Sulfanilamida	3 días

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. En el esquema adjunto se sintetiza el protocolo de toma de muestras y conservación hasta su análisis en el laboratorio.

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 nefelométrico. Se utilizó como blanco agua destilada filtrada (tipo *milliQ*). La recta de calibración se realizó mediante patrón comercial de formazina de 400 NTU 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.

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 $\mu\text{g P/L}$. Límite de cuantificación es de 0,1 $\mu\text{g P/L}$.

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.

CUADRO 3

PARÁMETROS, MÉTODOS ANALÍTICOS Y LÍMITES DE DETECCIÓN (LD) Y CUANTIFICACIÓN (LC)

PARÁMETRO	REFERENCIA MÉTODO	LD	LC
Turbidez	APHA 2130	0,01 NTU	0,01 NTU
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-NO₃ E / APHA 4500-NO₂ B	0,0003 mg N/L	0,01 mg N/L
Amonio	APHA 4500-NH₃ F	0,01 mg NH ₄ /L	0,01 mg NH ₄ /L
Silicato	APHA 4500-SiO₂ 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 el método de *Utermöhl* con microscopio invertido, siguiendo la norma para el recuento de fitoplancton *EN 15204:2006 Water quality- Guidance standard for the routine analysis of phytoplankton abundance and composition using inverted microscopy (Utermöhl technique)*.

Microscopio invertido: Debe estar equipado con un condensador de apertura numérica (NA) 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 el método referido en el borrador de norma: *Phytoplankton biovolume determination using inverted microscopy - Utermohl technique*", CEN TC 230/WG 2/TG 3. (Draf version). Consiste en medir como mínimo 20 individuos de cada especie, la cual se asimila a una forma geométrica que responda a su forma real; entonces se calcula el volumen de cada especie, según la fórmula para la figura geométrica escogida y, finalmente, se multiplica el volumen medio por el número de células/ml obtenido en el recuento.

Zooplancton

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

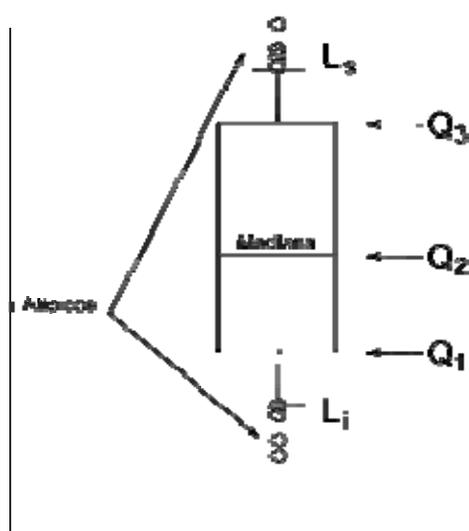
Estimas de biomasa: se utilizó el método del peso seco de los crustáceos zooplanctónicos, que consiste en convertir estimas de longitud en biomasa usando regresiones longitud-peso. Para los rotíferos, se combinan formulas geométricas con medidas adecuadas de longitud para estimar la biomasa.

2.5. Control de calidad

Por parte de la C. H. E. se realizó una revisión informativa del personal y procedimientos de los trabajos de campo en embalses, contando con la participación del Prof. Dr. Eduardo Vicente, Catedrático de la Universidad de Valencia y Director del Estudio y dos miembros de su equipo de campo, Juan Soria y Javier Soria, y la participación de María José Rodríguez de la CHE, asistida por Cristina Pintor (participante en los trabajos de 2009 por la CHE). El ejercicio se realizó el 22 de Julio de 2010 en el embalse de Alloz (Navarra).

2.6. 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:

$$RIC = Q_3 - Q_1$$

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

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. CLASIFICACION 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 año 2010. Las variables que se utilizan en esta clasificación, así como sus rangos para cada tipo, se muestran en el cuadro 4. En el cuadro 5 se recogen los diferentes embalses estudiados, catalogados de acuerdo con esta clasificación. Su localización en la cuenca puede verse en la figura 2.

CUADRO 4
ESQUEMA DE CLASIFICACIÓN DE LOS EMBALSES ESPAÑOLES

RÉGIMEN DE MEZCLA	GEOLOGÍA	INDICE DE HUMEDAD (IH)	ÁREA DE CUENCA	Tª MEDIA ANUAL	ALTITUD	TIPO
MONOMÍCTICOS	SILÍCEOS Alcalinidad estimada < 1 meq/L	ZONA HÚMEDA IH > 0,75	CABECERA Y TRAMOS ALTOS Área < 1000 km ²	Tª < 15 °C		1
				Tª >15 °C		2
			RED PRINCIPAL Área > 1000 km ²			3
		ZONA NO HÚMEDA IH < 0,75	CABECERA Y TRAMOS ALTOS Área < 1000 km ²			4
			RED PRINCIPAL Área > 1000 y < 20,000 km ²			5
			TRAMOS BAJOS DE EJES PRINCIPALES Área >20,000km ²			6
	CALCÁREOS Alcalinidad estimada > 1 meq/L	ZONA HÚMEDA IH > 0,75	CABECERA Y TRAMOS ALTOS Área < 1000 km ²	Tª < 15 °C		7
				Tª >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 < 20000 km ²			11
			TRAMOS BAJOS DE LOS EJES PRINCIPALES Área > 20000 km ²			12
DIMÍCTICOS		IH > 2			>1400 m en Pirineos >1500 en Cordillera Cantábrica >1600 en Sistema Central	13

CUADRO 5
CLASIFICACION DE LOS EMBALSES ESTUDIADOS EN EL AÑO 2010 SEGÚN LA ORDEN ARM/2656/2008

RÉGIMEN DE MEZCLA	GEOLOGÍA	ÍNDICE DE HUMEDAD (IH)	ÁREA DE CUENCA	TEMPERATURA MEDIA ANUAL / ALTITUD	TIPO	EMBALSES
Monomócticos	SILICEA (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	Alloz, Ebro, Lechago, Mansilla, Ortigosa, Ullivarri-Gamboa, Urrúnaga y Vadiello
			Red principal (área de cuenca > 1000 km ²)		9	La Peña, Oliana, Sobrón, Terradets, Yesa
		Zona No Húmeda (IH < 0,74)	Cabecera y tramos altos (área de cuenca < 1000 km ²)		10	Cueva Foradada, Gallipuéñ, Guiamets, Las Torcas, Pena, La Sotonera
			Red principal (área de cuenca > 1000 y < 25000 km ²)		11	Ardisa, Barasona, Calanda, La Tranquera, Rialb, San Lorenzo, Santa Ana, Santolea
	Tramos bajos de los ejes principales. (Área de Cuenca > 25000 km ²)		12	Caspe, Flix, Mequinenza y Ribarroja		

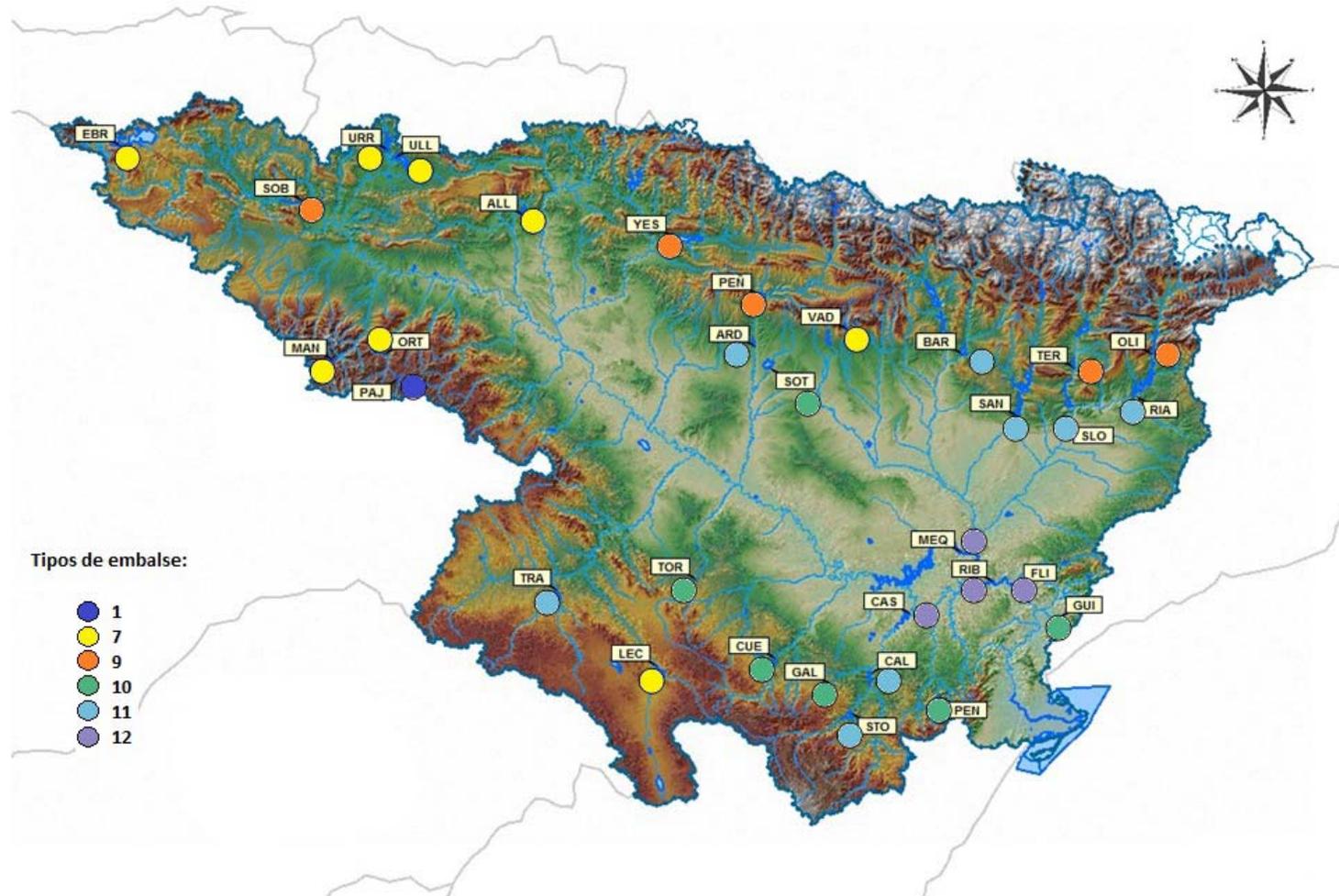


Figura 2. Localización geográfica de los tipos de embalses estudiados en 2010.

De este cuadro se destacan los siguientes aspectos:

- Las 32 masas de agua estudiadas y denominadas como embalses, se han clasificado en 6 categorías atendiendo a razones del régimen de mezcla, geología, climatología (humedad y temperatura), área de la cuenca de aportación y altitud.
- Las categorías que agrupan a un mayor número de embalses son la 7 y la 11, seguidas de las categorías 10, 9, 12 y 1. El número de embalses y porcentaje de cada tipo se muestran en el siguiente cuadro:

Tipo 11	Tipo 7	Tipo 10	Tipo 9	Tipo 12	Tipo 1
9	7	6	5	4	1
28,1 %	21,9 %	18,8 %	15,7 %	12,5 %	3,1 %

- Se señala que durante 2010 sólo se ha estudiado un embalse de tipo 1 (zona silíceo), el embalse de Pajares, y ninguno del tipo 13 (dimícticos).

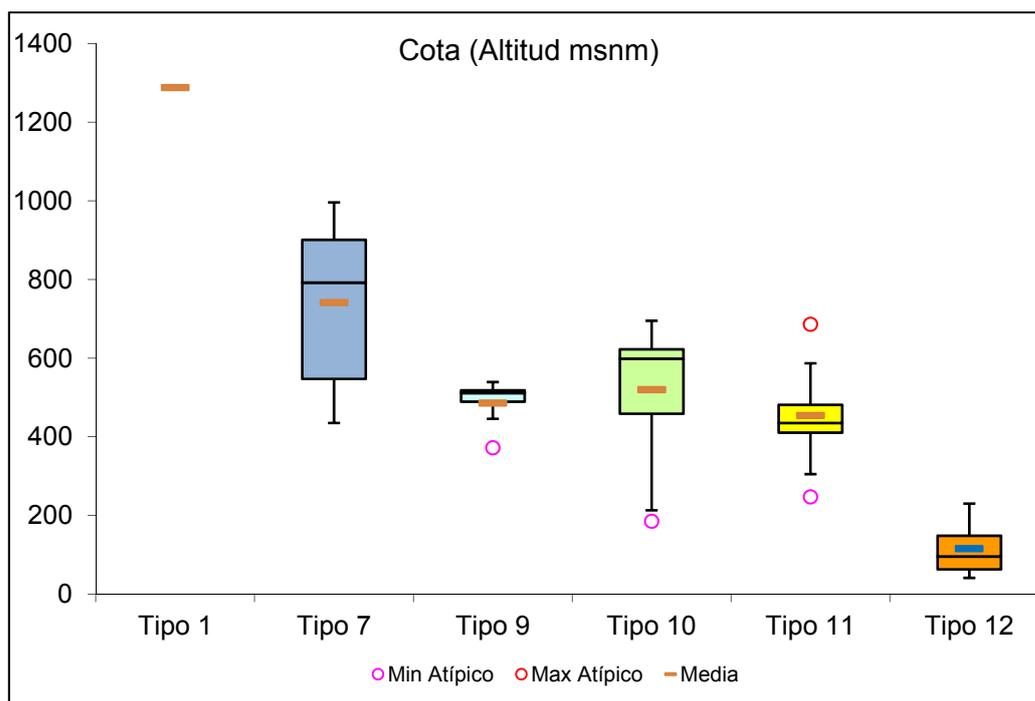


Figura 3. Altitud (metros sobre el nivel del mar) para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. Tipos: 1: Silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja.

Si se representa la altitud de los embalses (cota de la presa sobre el nivel del mar - msnm) por los tipos establecidos (figura 3), se observa que hay un claro gradiente altitudinal, partiendo del tipo 1 (cabeceras montañosas) al tipo 12 (embalses cerca de la desembocadura). De manera que la altitud parece ser una variable claramente decisiva en esta clasificación, que sin embargo sólo considera la altitud (explícitamente, como se verá) en última instancia. 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.

4. CARACTERÍSTICAS HIDROMORFOLÓGICAS, FÍSICOQUÍMICAS Y BIOLÓGICAS

4.1. Características hidromorfológicas

En el cuadro 6 se incluyen las principales características morfométricas de los embalses muestreados (32 en total) en el año 2010, 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:

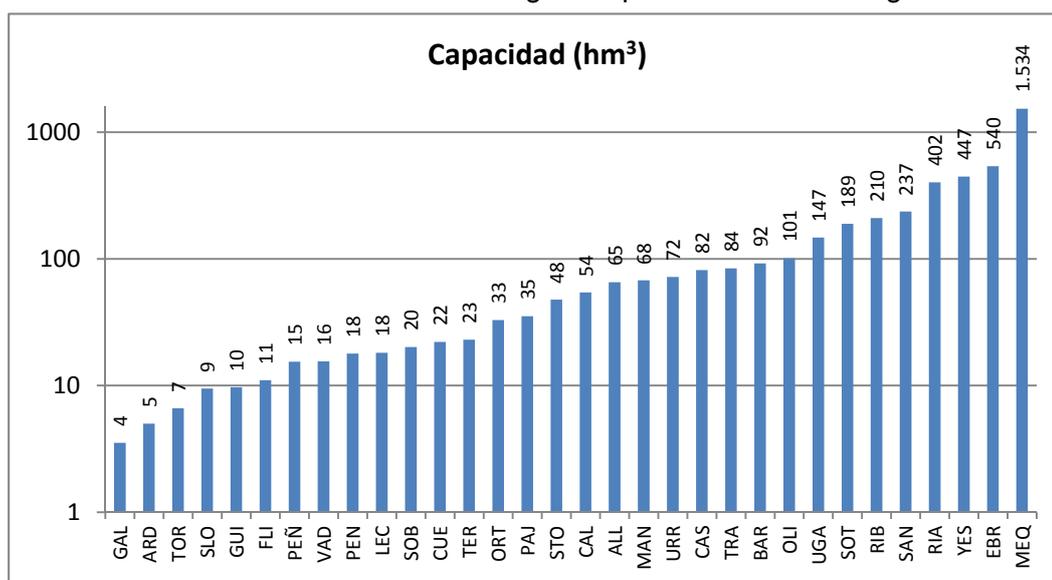


Figura 4. Distribución de la capacidad (hm³) de los embalses estudiados en 2010.

- Las masas de agua son de capacidad variable, con volúmenes inferiores a 30 Hm³ en un 51 % de los casos (figura 4). Un 14% de embalses presentan volúmenes intermedios, entre 30 y 70 Hm³, un 12% presentan volúmenes algo mayores, entre 70 y 150 Hm³; un 9% presentan capacidades de entre 150 y 300 Hm³, y finalmente, un 15% 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:

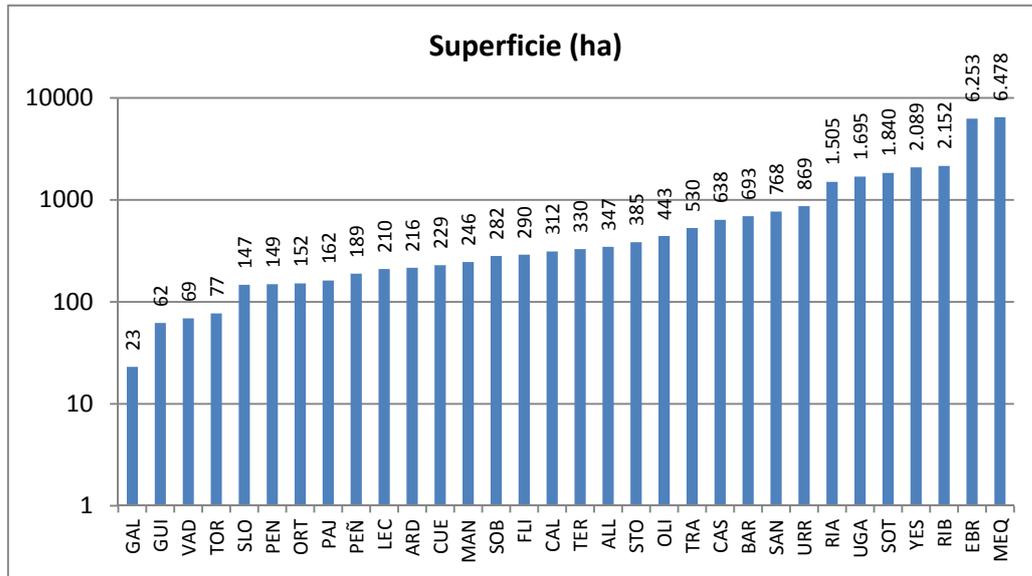


Figura 5. Superficie total (ha) de los embalses estudiados en 2010.

- Las masas de agua son de superficie muy variable, con un rango que oscila entre las 23 ha del embalse de Gallipuéen, 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 (70% de los embalses).

C) Profundidad máxima

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

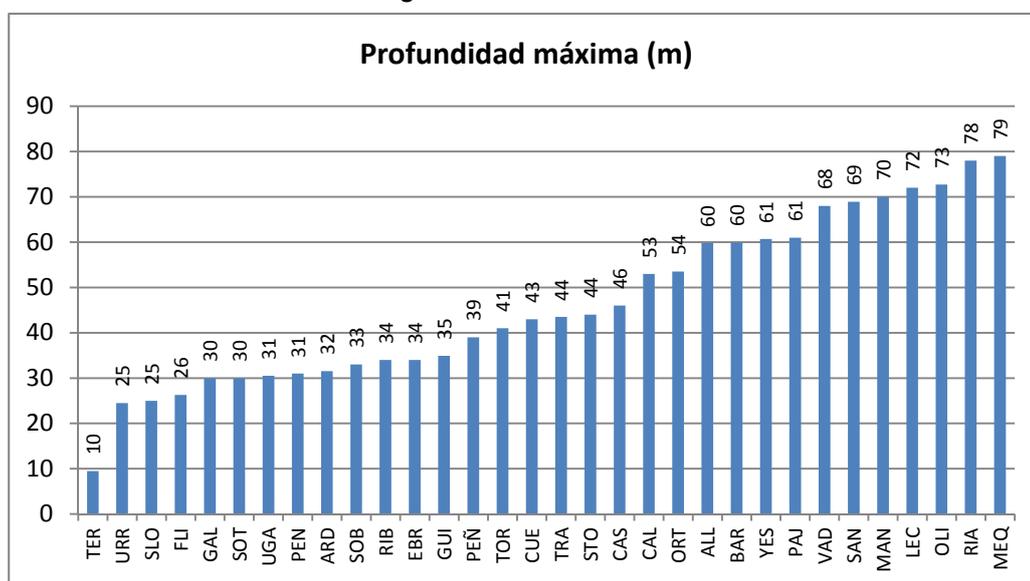


Figura 6. Profundidad máxima (m) de los embalses estudiados en 2010.

- Las masas de agua son de profundidad muy variable, con un rango de 9,5 a 79 m, valores registrados para los embalses de Terradets y Mequinenza respectivamente. La distribución de esta variable en el conjunto de embalses estudiados se representa en la figura 6. Se pueden observar dos modas, situadas en el rango de 30 - 40 m y 60 - 70 m respectivamente.

d) Área de la cuenca

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

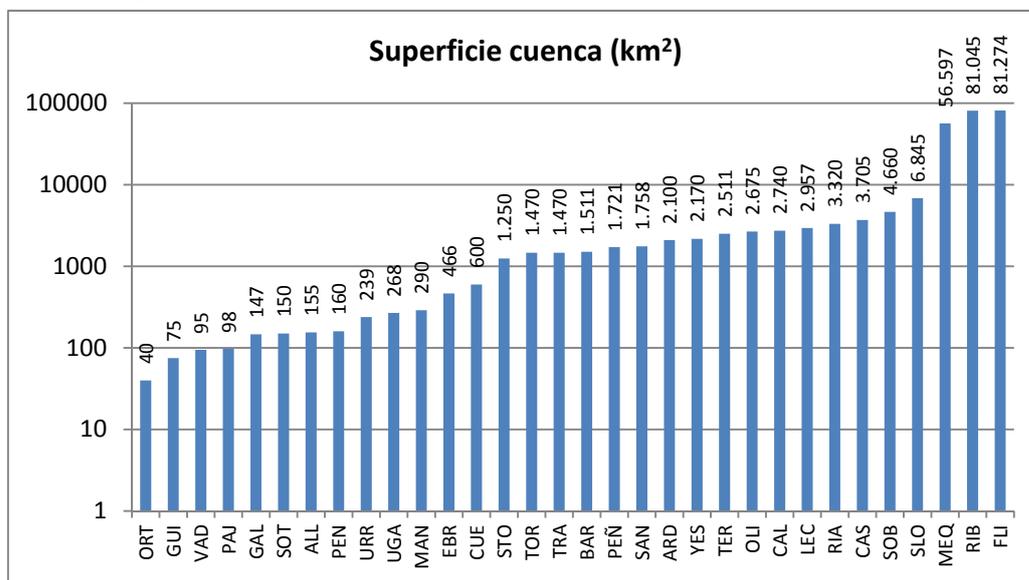


Figura 7. Extensión de la cuenca vertiente (km²) de los embalses estudiados en 2010.

- Los embalses estudiados durante 2010 reciben aportaciones desde cuencas vertientes con extensiones muy variables. El rango de áreas de cuenca va desde los escasos 40 km² del embalse de Ortigosa, hasta los más de 80000 km² de Ribarroja o Flix. La distribución de esta variable se representa en la figura 7. Como se puede apreciar, la mayoría de embalses estudiados tienen cuencas de aportación relativamente pequeñas, con casi un 90% con menos de 10000 km². A su vez, dentro de este 90%, alrededor de un 60% tienen cuencas de menos de 1000 km², siendo ésta, por tanto, la clase predominante.

E) Tiempo de renovación

El tiempo de renovación 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 tres días, en Flix y en Ardisa. En ambos, la circulación del agua es observable a simple vista y se comportan prácticamente como un río. Esta misma situación sucede en otros embalses de mayor tamaño pero con un caudal importante en su aportación, como es Oliana y Ribarroja, con tasas de 0,1 y 0,2 meses respectivamente.

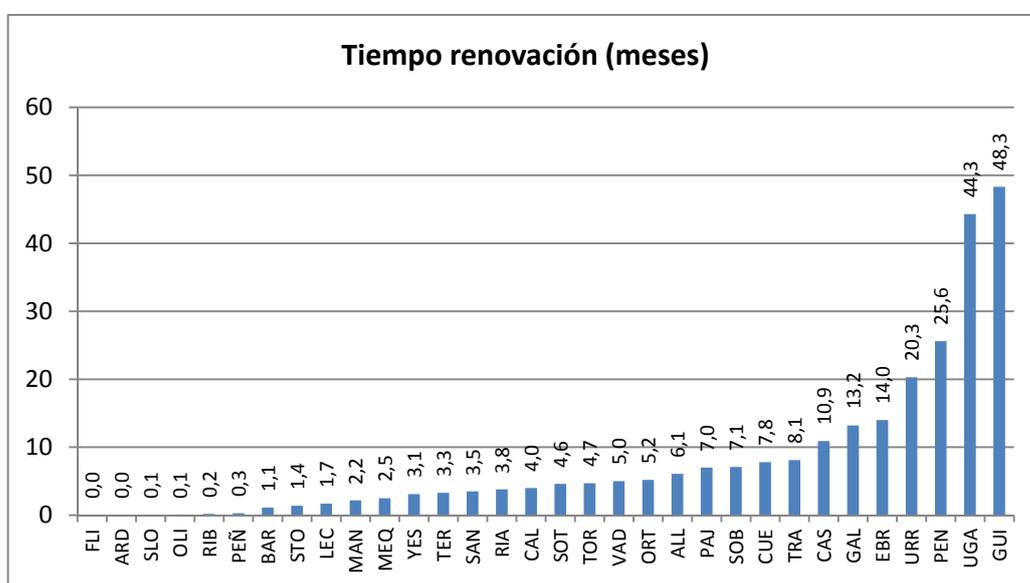


Figura 8. Tiempo de renovación de los embalses estudiados en 2010.

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 (25,6 meses) y Guiamets (máximo absoluto con 48,3 meses). Debemos señalar y tomar con reservas las tasas de los embalses hidroeléctricos de Álava (Urrúnaga y Ullivarri-Gamboa) pues no se ha conocido con exactitud la salida del embalse. La tasa se ha estimado por las variaciones de volumen y aforos y podría ser menor que la mostrada.

CUADRO 6
PRINCIPALES CARACTERÍSTICAS HIDRO-MORFOMÉTRICAS DE LOS EMBALSES

EMBALSE	CÓDIGO ESTACIÓN	CÓDIGO MAS	VOLUMEN TOTAL (hm ³)	SUPERFICIE (ha)	PROFUNDIDAD MÁXIMA (m)	PROFUNDIDAD MEDIA (m)	SUPERFICIE CUENCA (km ²)	TRH* MEDIO 2009 - 2010 (meses)
Embalse de Alloz	ALL	EB0000027	65,32	347	59,80	28,50	155	6,1
Embalse de Ardisa	ARD	EB0000055	5	216	31,55	5,50	2100	0,02
Embalse de Barasona	BAR	EB0000056	92,20	693	59,90	13,30	1511	1,1
Embalse de Calanda	CAL	EB0000082	54,32	312	53	17,40	2740	4,0
Embalse de Caspe	CAS	EB0000078	81,62	638	46	12,70	3705	10,9
Embalse de Cueva Foradada	CUE	EB0000080	22,08	229	43	12,70	600	7,8
Embalse del Ebro	EBR	EB0000001	540	6253	34	8,6	466	14,0
Embalse de Flix	FLI	EB0000074	11	290	26,30	-	81274	0,004
Embalse de Gallipuéñ	GAL	EB0000913	3,53	23	30	11	147	13,2
Embalse de Guiamets	GUI	EB0000079	9,70	62	34,90	16,10	75	48,3
Embalse de Lechago	LEC	EB0000087	18,16	210	72	17	2957	1,7
Embalse de Mansilla	MAN	EB0000061	67,70	246	70	27,6	290	2,2
Embalse de Mequinzenza	MEQ	EB0000070	1534	6478	79	10	56597	2,5
Embalse de Oliana	OLI	EB0000053	101,10	443	72,70	22,80	2675	0,1
Embalse de Ortigosa	ORT	EB0000916	32,90	152	53,50	21,70	40	5,2
Embalse de Pajares	PAJ	EB0000064	35,29	162	61	19	98	7,0
Embalse de Pena	PEN	EB0000912	17,88	149	31	14,70	160	25,6
Embalse de La Peña	PEÑ	EB0000044	15,4	189	31,70	9,10	1721	0,3
Embalse de Rialb	RIA	EB0000063	402	1505	78	28	3320	3,8

EMBALSE	CÓDIGO ESTACIÓN	CÓDIGO MAS	VOLUMEN TOTAL (hm ³)	SUPERFICIE (ha)	PROFUNDIDAD MÁXIMA (m)	PROFUNDIDAD MEDIA (m)	SUPERFICIE CUENCA (km ²)	TRH* MEDIO 2009 - 2010 (meses)
Embalse de Ribarroja	RIB	EB0000949	210	2152	34	10,30	81045	0,2
Embalse de Santa Ana	SAN	EB0000066	236,60	768	68,90	29,80	1758	3,5
Embalse de San Lorenzo	SLO	EB0000067	9,48	147	25	6,9	6845	0,05
Embalse de Sobrón	SOB	EB0000022	20,11	282	33	7,10	4660	7,1
Embalse de La Sotonera	SOT	EB0000062	189,38	1840	30	10,30	150	4,6
Embalse de Santolea	STO	EB0000085	47,67	385	44	16	1250	1,4
Embalse de Terradets	TER	EB0000059	23	330	9,50	7	2511	3,3
Embalse de Las Torcas	TOR	EB0000075	6,66	77	41	15,80	1470	4,7
Embalse de La Tranquera	TRA	EB0000076	84,26	530	43,5	15,4	1470	8,1
Embalse de Ullivarri-Gamboa	UGA	EB0000007	147,20	1695	30,50	8,60	268	44,3
Embalse de Urrúnaga	URR	EB0000002	72	869	24,50	8,20	239	20,3
Embalse de Vadiello	VAD	EB0000051	15,50	69	68	23,30	95	5,0
Embalse de Yesa	YES	EB0000037	447	2089	60,70	22,50	2170	3,1

*Fuente: Confederación Hidrográfica del Ebro / CEDEX.

*TRH: tiempo de residencia hidráulica

4.2. Características fisicoquímicas

4.2.1. Transparencia, temperatura, pH y conductividad

A continuación se describen las variables transparencia, temperatura, pH y conductividad, para cada uno de los tipos de embalses, destacando los valores extremos y las tendencias generales de los datos. Una información más detallada puede ser consultada en los informes 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, por orden alfabético 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 media de 3,80 m, lo que supone una profundidad de la capa fótica en torno a 11 metros, similar a la obtenida mediante medidor de PAR.
- La temperatura media en la zona fótica es de 17,5 °C. El embalse presenta una acusada termoclina no muy profunda, en torno a los 6-12 m.
- El pH en los embalses de tipo 1 desciende con la profundidad; presenta máximos epilimnéticos en torno a los 3 y 8 metros, coincidiendo con los máximos epilimnéticos de oxígeno. En este embalse los valores presentan un máximo superficial de 8,32 que se mantiene estable hasta que comienza un brusco descenso en la termoclina, alcanzando el mínimo de 6,75 cerca del fondo. La geología silícica (falta de efecto tampón) combinada con la actividad fotosintética en la zona fótica serían las responsables de los valores bajos de pH de estos embalses.
- La conductividad registrada es muy baja, y se observan ciertas tendencias ascendentes con la profundidad, oscilando desde un mínimo de 68 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en superficie y un máximo de 75 $\mu\text{S}/\text{cm}$ cerca del fondo. Al igual que en el caso del pH, la geología silícea es sin duda responsable de la débil mineralización de estos embalses.

B tipo 7. Embalses de Alloz, Ebro, Lechago, Mansilla, Ortigosa, Ullivarri-Gamboa, Urrúnaga y Vadiello. Monomítico, calcáreo de zonas húmedas, con temperatura media anual menor de 15 °C, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos.

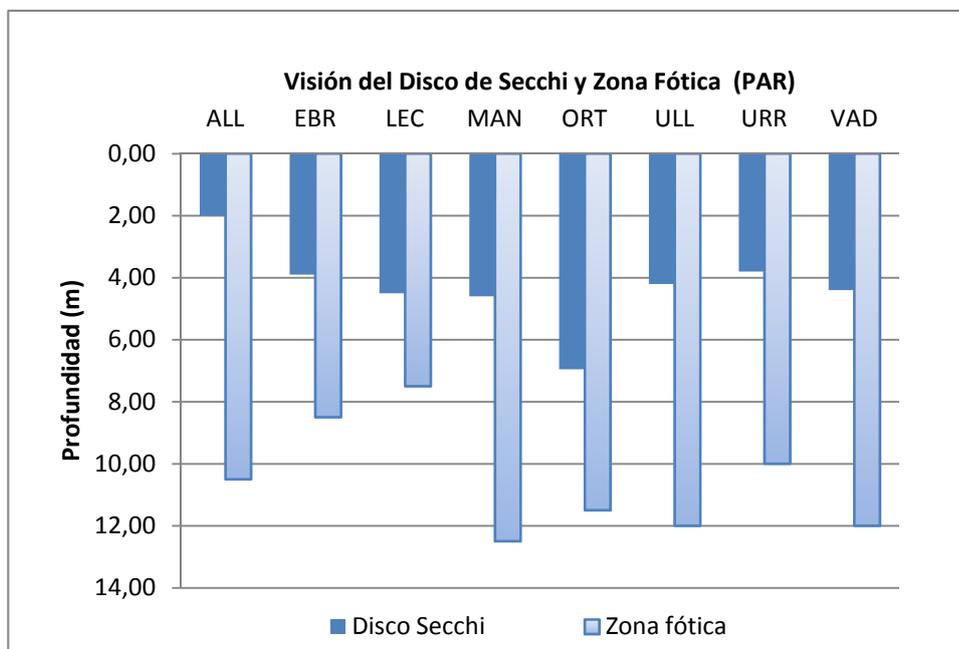


Figura 9. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2010 pertenecientes al tipo 7.

- La transparencia del agua medida con el disco de Secchi (figura 9) varía entre los 2 m en el embalse de Alloz y los 6,95 en Ortigosa (valor máximo de todos los embalses estudiados). El valor medio se sitúa en 4,29 m. Sin embargo, la zona fóptica medida fotoeléctricamente mediante medidor de PAR (figura 9) 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 zona fóptica haciendo que en muchos casos no se cumpla la relación $ZF = 2,5 \times DS$. Por ejemplo, en el embalse del Ebro, la ZF alcanza los 8,5 m de profundidad. El embalse de Lechago sólo tiene 7,5 m de columna de agua y por tanto la luz llega hasta el fondo. Los demás embalses presentan valores entre 10 y 12,5 m, aunque Ortigosa es el que tiene mayor profundidad de Disco de Secchi, la mayor penetración luminosa se mide en Mansilla, seguido de Ullivarri-Gamboa y Vadiello.

- Los valores de la temperatura media en la zona fófica de los embalses del tipo 7 es de 20,0°C, con un mínimo de 15,9 en Lechago y un máximo de 22,4 °C en Alloz. En el momento del muestreo presentan estratificación térmica todos los embalses excepto Ullivarri-Gamboa.
- En general, los valores de pH de este grupo en la zona fófica son algo alcalinos, con una media de 8,13. Se alcanza un máximo de 8,35 en el embalse de Mansilla. El pH en superficie toma un valor medio de 8,43 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 zona fófica (figura 10) varían de los 135 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el embalse de Mansilla, a los 1393 $\mu\text{S}/\text{cm}$ del embalse de Lechago, con un valor medio para el tipo de 424 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Los valores máximos absolutos se alcanzaron en los embalses de Alloz (2441 $\mu\text{S}/\text{cm}$, en la profundidad máxima) seguido de Lechago (1492 $\mu\text{S}/\text{cm}$, en torno al metro 5 de profundidad). Estos valores son además los máximos observados entre todos los embalses estudiados y están relacionados con la presencia de sales disueltas en las aguas profundas.

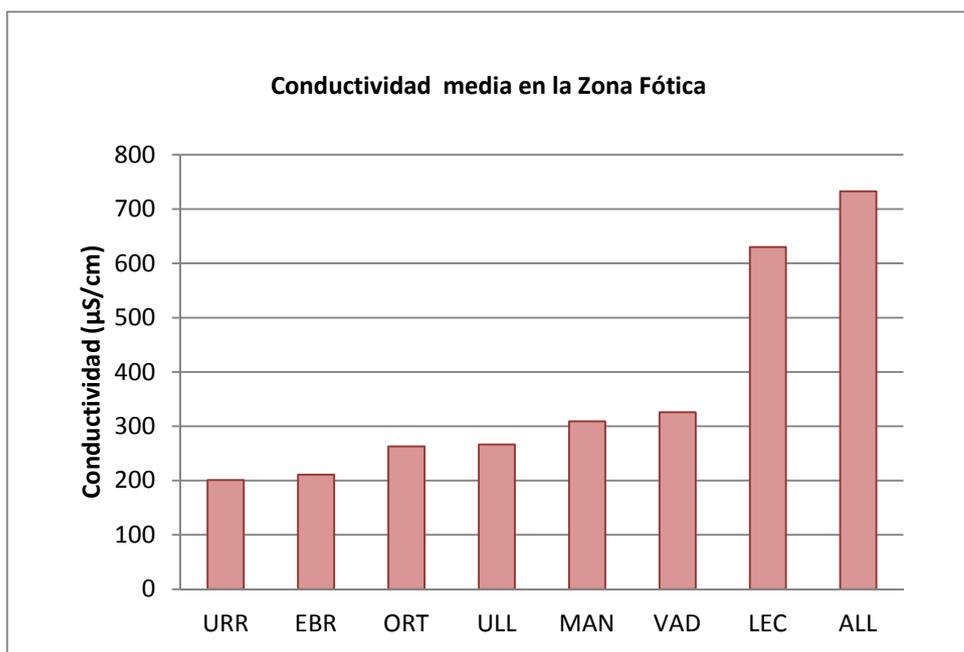


Figura 10. Conductividad media de la Zona Fófica de los embalses estudiados en 2010 pertenecientes al tipo 7.

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

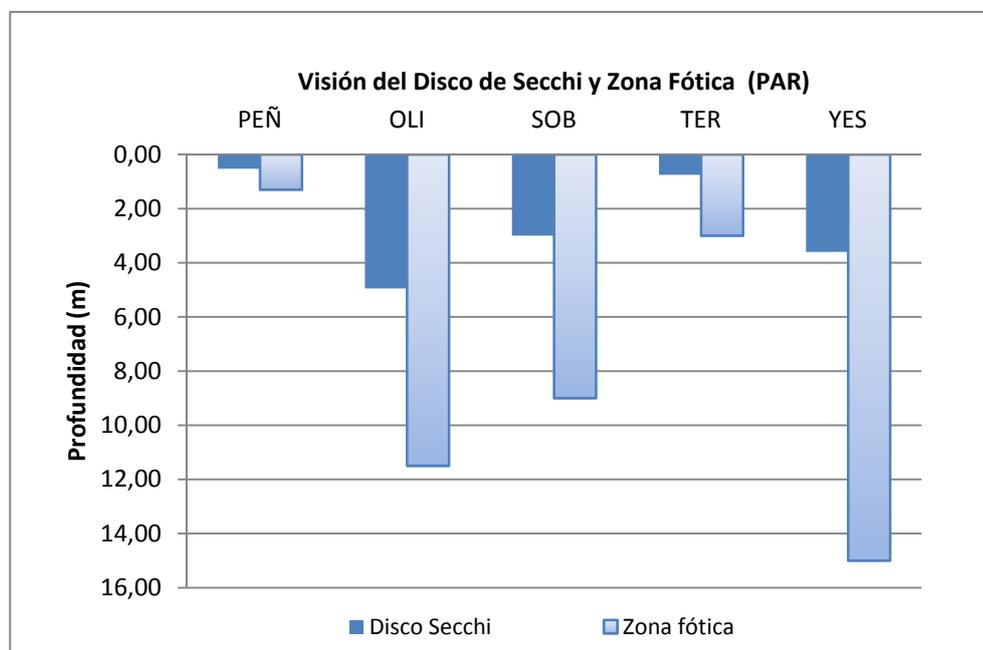


Figura 11. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2010 pertenecientes al tipo 9.

- La transparencia media del agua de los embalses de tipo 9 es moderada en relación al resto de tipos, siendo su media de 2,57 m. La variabilidad en este grupo es alta. El embalse de La Peña presenta la menor transparencia en el grupo (0,53 m, mínimo absoluto en esta campaña de muestreo) seguido de Terradets con 0,65 m. Ambos embalses presentaban aguas turbias debidas a materias en suspensión. Por su parte, el embalse de Oliana presenta la mayor transparencia, con 4,95 m. En cuanto a la zona fóptica, el valor más elevado se presenta en el embalse de Yesa con 15 m seguido de Oliana con 11,5 m. En Oliana el valor del Disco de Secchi corresponde con la zona fóptica medida, mientras que en Yesa la medida del Disco se ve afectada por turbidez que sin embargo no resta transparencia al agua en cuanto a la penetración de la luz.
- La temperatura media en la zona fóptica de los embalses de tipo 9 es moderada en comparación con los demás tipos (T^a media = 22,7 °C). Las temperaturas mínima y máxima se han medido en Terradets y Sobrón respectivamente (20,4 y 26,3 °C), este último por su relación con el sistema de refrigeración de la central nuclear contigua. La estratificación térmica es desigual en los embalses de este tipo, y en el momento

de la medida los embalses de Sobrón y Terradets eran los que mostraban una termoclina mejor definida.

- El pH es en todos ligeramente alcalino, con un valor promedio de 8,33; oscilando en la zona fótica desde los 7,99 de La Peña a los 8,33 de Oliana.
- La conductividad registrada en este tipo presenta un valor medio de 249 S/cm, con poca dispersión de valores, entre los 200 μ S/cm de Terradets y los 300 μ S/cm de Sobrón. A diferencia de otros años, Oliana no presenta ningún valor elevado en el fondo, siendo la conductividad máxima en este embalse de 272 μ S/cm a los 25 m de profundidad y valores menores a mayor profundidad.

D tipo 10. Embalses de Cueva Foradada, Gallipué, Guiamets, Pena, La Sotonera y Las Torcas, Monomítico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos.

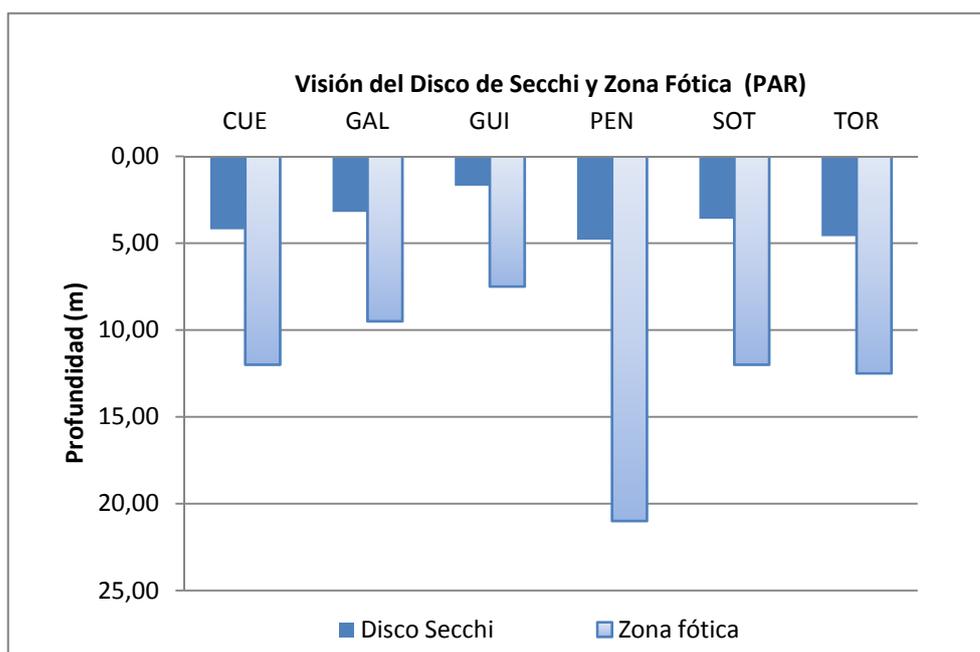


Figura 12. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fótica medida por PAR en los embalses estudiados en 2010 pertenecientes al tipo 10.

- La transparencia del agua toma el valor máximo para este tipo de embalses en el de Pena con 4,80 m, seguido de Las Torcas (4,60 m). El valor mínimo se ha obtenido en el embalse de Guiamets (1,70 m). La media obtenida para este tipo de embalses

(3,68 m) es similar al valor medio del total de embalses (3,58 m). La zona fótica medida suele ser en general un poco mayor que el valor dado por el Disco de Secchi, salvo el embalse de Pena donde es muy superior, alcanzando hasta los 21 m de profundidad.

- La temperatura media en la zona fótica de los embalses del tipo 10 presenta una media de 19,8 °C, oscilando desde los 17,3 °C de Las Torcas hasta los 22,0 °C de La Sotonera. Todos los embalses se encuentran estratificados salvo La Sotonera, que presenta un descenso suave de la temperatura, probablemente debido a la mezcla importante que sufren sus aguas por los persistentes vientos reinantes en la zona, el carácter abierto de sus aguas, y su exposición a ellos en una extensa superficie sin ninguna protección.
- 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, siguiendo el perfil del oxígeno. Los valores medios obtenidos para la zona fótica oscilan entre los 8,05 de Cueva Foradada y los 8,48 de Pena, con un valor medio de 8,25 para este tipo.

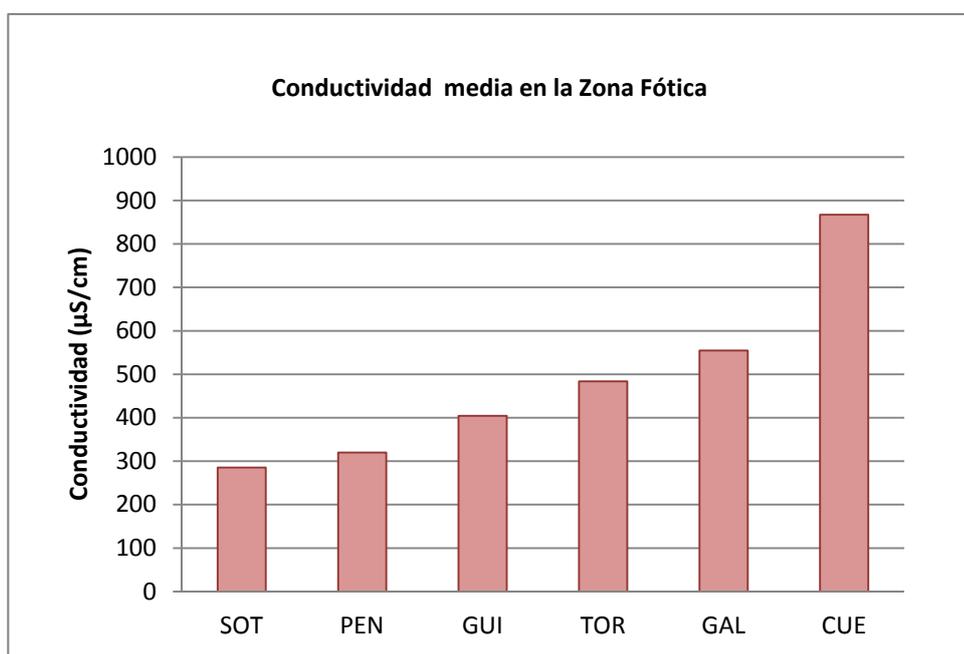


Figura 13. Conductividad media de la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2010 pertenecientes al tipo 10.

- La conductividad registrada en los embalses mostró poca variabilidad entre la superficie y el fondo. El valor más bajo corresponde a La Sotonera, con 285 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mientras que el valor máximo se han medido en el embalse de Cueva Foradada con 867 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En el fondo de este embalse el valor alcanzado es de 956 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La misma tendencia se observó en años anteriores.

E Tipo 11. Embalses de Ardisa, Barasona, Calanda, Rialb, San Lorenzo, Santa Ana, Santolea y La Tranquera,. *Monomítico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal.*

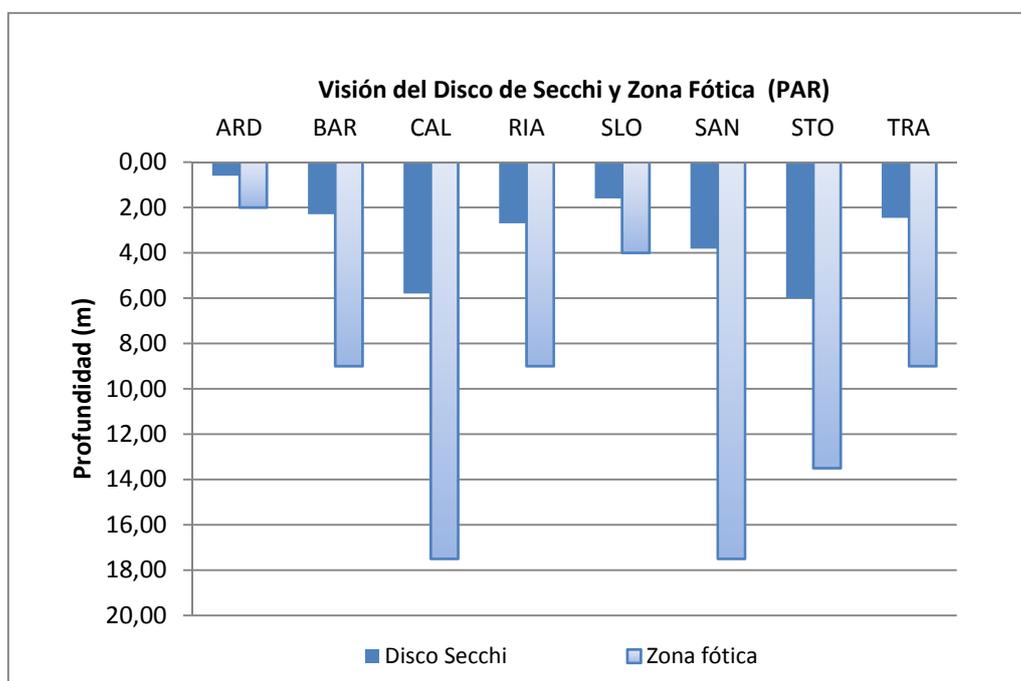


Figura 14. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2010 pertenecientes al tipo 11.

- En los embalses del tipo 11, la transparencia (DS) es muy variable, desde los 0,60 m en el embalse de Ardisa, hasta los 6,0 m del embalse de Santolea o los 5,80 m de Calanda. La media de DS para el tipo 11 es de 3,16 m, un poco inferior a la media general de los embalses. En este tipo se han encontrado también valores muy elevados de la zona fóptica estimada por el medidor de PAR, con valores de 17,5 m para los embalses de Calanda y Santa Ana. Las profundidades de la zona fóptica son en general mayores que las indicadas por el Disco de Secchi salvo el caso de Santolea que queda en 13,5 m con un Secchi de 6 m.

- La temperatura en la zona fótica de los embalses de tipo 11 presenta una media de 20,7 °C. La temperatura máxima para la media de la zona fótica fue medida en el embalse de Barasona, con 23,4 °C. Curiosamente, al contrario que el año pasado, el embalse de Santa Ana se encontraba estratificado, mientras que los demás no presentaban estratificación.
- Asimismo, los valores de pH registrados en la zona fótica presentan una media de 8,18, con un mínimo de 8,07 para Rialb y un máximo de 8,27 para Ardisa. Todos los embalses presentaron tendencias descendentes con la profundidad.

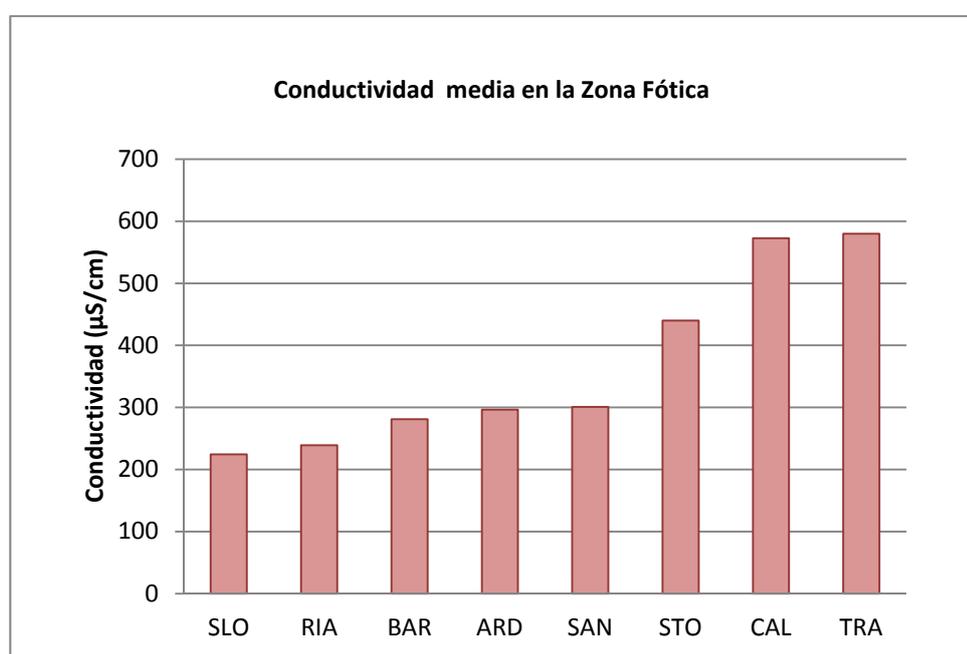


Figura 15. Conductividad media de la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2010 pertenecientes al tipo 11.

- Los valores de conductividad alcanzaron sus niveles más altos en los embalses de La Tranquera y Calanda, tanto a nivel de valores medios en la capa fótica (573 µS/cm y 580 µS/cm) como a nivel de máximos absolutos (642 µS/cm y 673 µS/cm). Destacar que el embalse de Santa Ana no ha presentado valores elevados en el fondo, al contrario que el pasado año, pues sólo ha llegado a 348 µS/cm. Los valores más bajos se han presentado en San Lorenzo y Rialb con 225 y 239 µS/cm respectivamente.

F tipo 12. Embalses de Caspe, Flix, Mequinenza y Ribarroja. Monomíctico, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a tramos bajos de ejes principales.

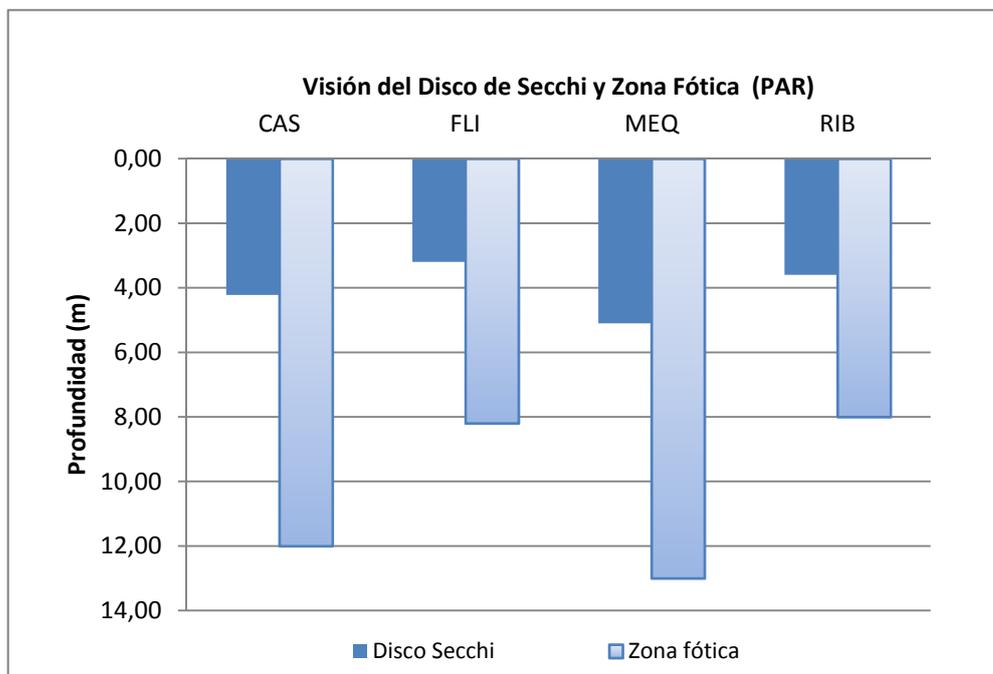


Figura 16. Profundidad de visión del Disco de Secchi (m) y de la Zona Fóptica medida por PAR en los embalses estudiados en 2010 pertenecientes al tipo 12.

- La transparencia del agua en este tipo ha resultado ser muy alta comparándola con todos los estudiados, dado su valor promedio de 4,03 m, por encima de la media general, sólo superada por el tipo 7. La medida mínima de DS se dio en el embalse de Flix con 3,20 m), mientras que el máximo fue de 5,10 m y se obtuvo en el embalse de Mequinenza. La profundidad de la zona fóptica ha sido acorde con la señalada por el Disco de Secchi en todos los casos, presentándose también el valor máximo en Mequinenza con 13 m.
- La temperatura de la zona fóptica presentó un valor medio de 21,8 °C. Los embalses de Flix y Ribarroja presentaron los valores mínimos de 20,6 °C. El máximo fue de 23,8 °C en el embalse de Mequinenza. No presentaron estratificación ninguno de los cuatro embalses.
- Asimismo, el pH es alcalino y desciende a medida que aumenta la profundidad en todos los casos. El máximo lo presenta el embalse de Ribarroja, con 8,27, y el mínimo el embalse de Flix, con 7,97.

- La conductividad registrada en los embalses tipo 12 presenta los valores medios más altos de todos los tipos, tanto en la zona fótica (944 $\mu\text{S}/\text{cm}$) como en máximos absolutos en la columna (1022 $\mu\text{S}/\text{cm}$). El valor más bajo ha sido el de Flix con 884 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El valor máximo en la columna ha sido de 1022 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en Mequinzenza.

Análisis global de resultados por tipos de embalses.

La transparencia del agua evaluada por el Disco de Secchi en los embalses de tipo 7 presenta los valores más elevados, seguidos del tipo 12 (en este caso al contrario que el pasado año), frente al tipo 9 que presenta los valores más bajos (figura 17). El máximo absoluto correspondió a Ortigosa (tipo 7), con 6,95 m. El mínimo absoluto de transparencia (0,53 m) correspondió al embalse de La Peña, del tipo 9, seguido de Ardisa, del grupo 11, que presentó un valor de 0,60 m.

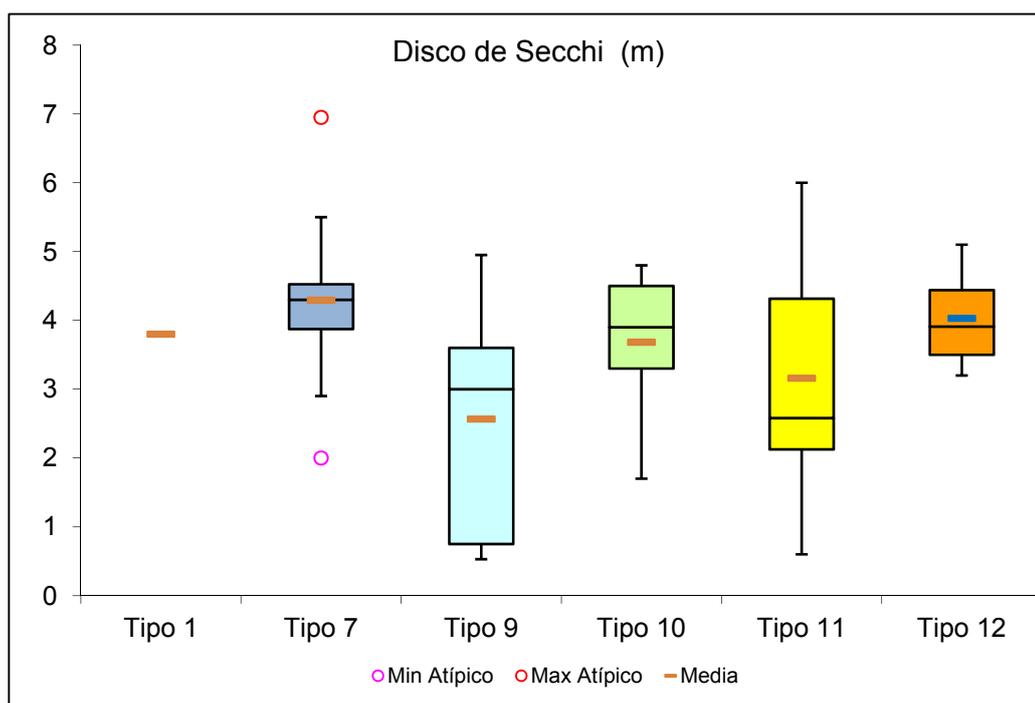


Figura 17. Transparencia (DS) para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. Tipos: 1: Silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja.

En cuanto a la temperatura de los embalses, considerando la media en la zona fótica (menos influenciada que la superficial por las condiciones meteorológicas inmediatas o por la hora del muestreo), observamos las temperaturas más bajas en el embalse de tipo 1 (figura 18), debido a la altitud a la que se encuentra, en las sierras ibéricas de La Rioja. Las temperaturas más elevadas se dan en embalses del tipo 9. La relación directa de la temperatura media en la zona fótica con la altitud del embalse se puede apreciar en la figura 19. Esta relación es significativa ($r=0,53$; $n=30$; $p<0,01$) eliminando dos valores atípicos de los embalses de Sobrón y Santa Ana.

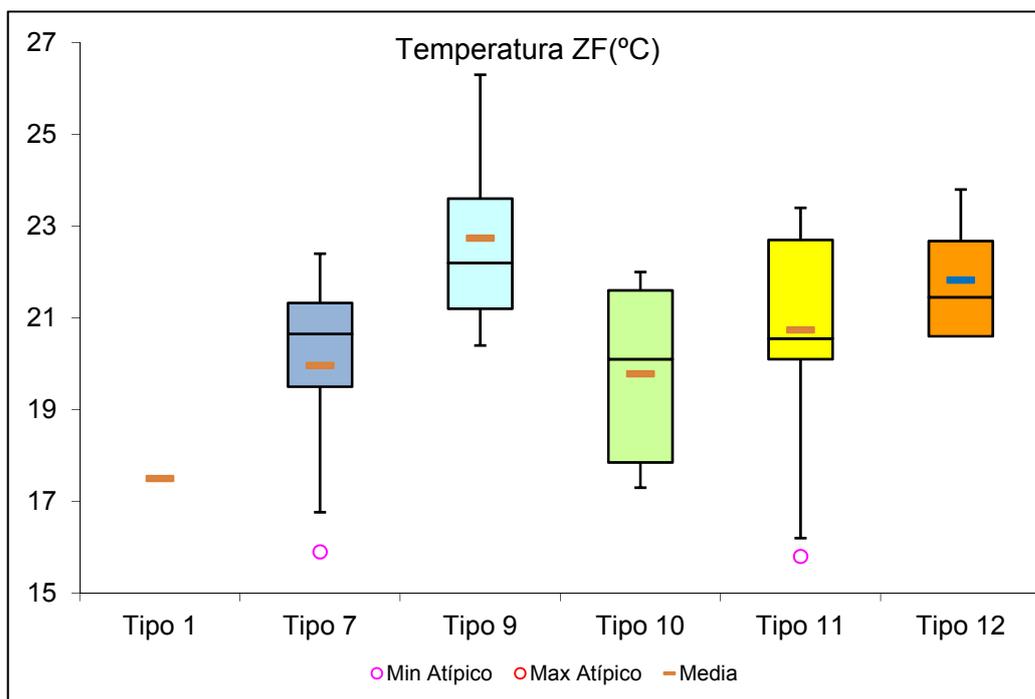


Figura 18. Valores de temperatura (media en la zona fótica) en los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. Tipos: 1: Silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja.

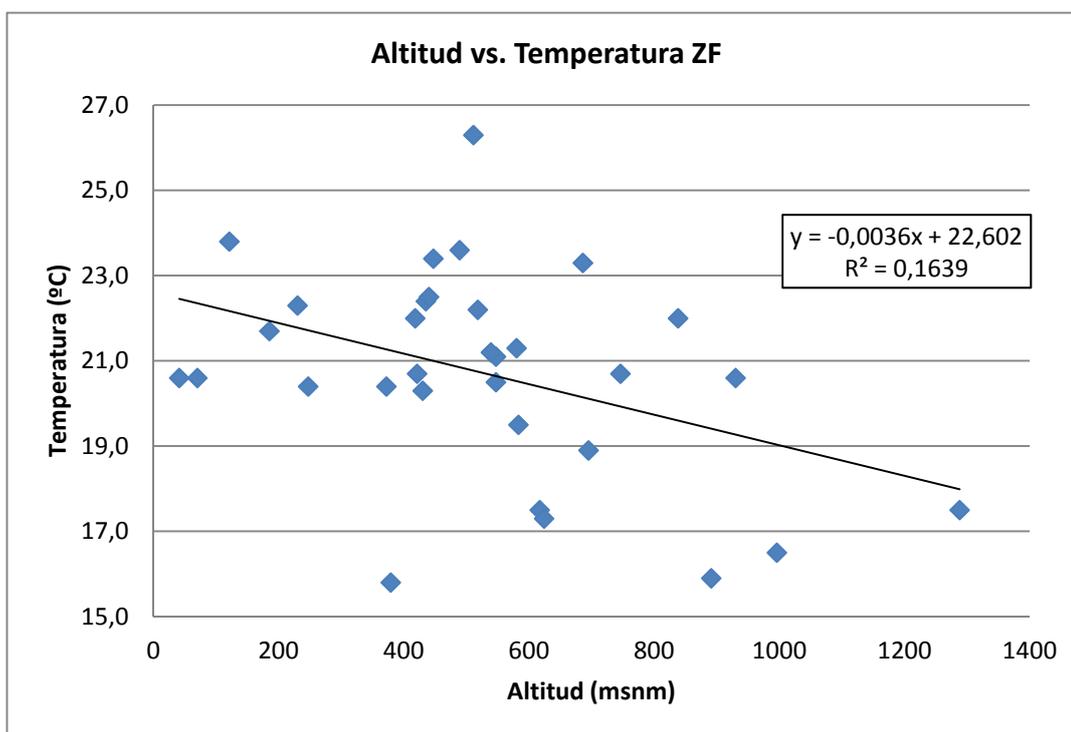


Figura 19. Regresión lineal de la temperatura (media zona fótica) frente a la altitud (en la presa).

En la siguiente figura 20 se muestran dos ejemplos de perfiles térmicos, un embalse estratificado (Alloz) y otro no estratificado (Calanda).

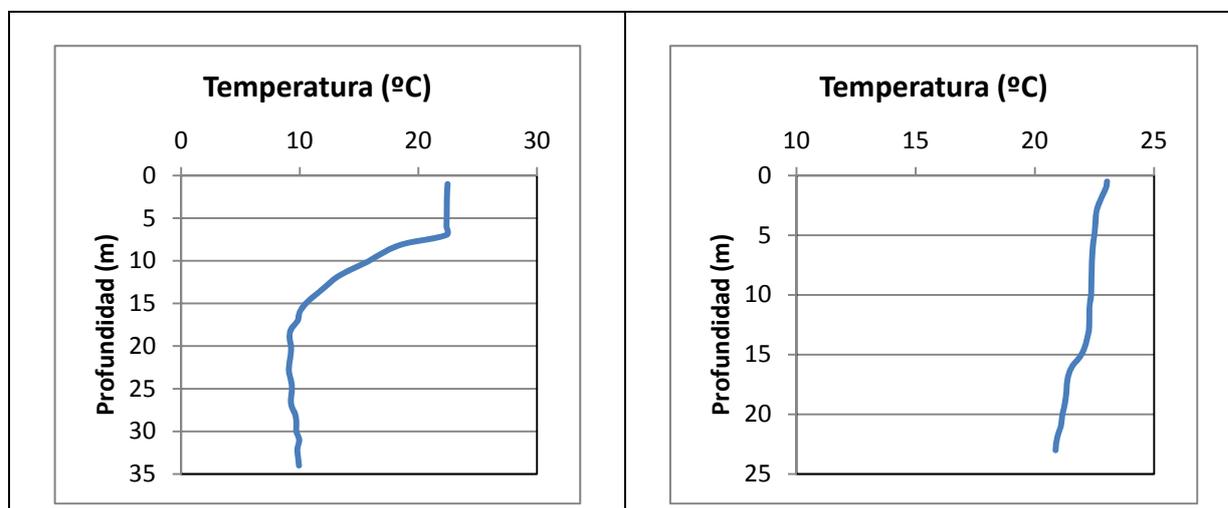


Figura 20. Perfiles de temperatura para los embalses de Alloz y Calanda en 2010.

Respecto al pH (media en la zona fótica), resaltan los valores de pH más bajos en el tipo 1 (figura 21). Como ya señalamos antes, la geología silíceo es la responsable de esta tendencia. Los demás tipos, todos en geologías calcáreas, presentan valores muy similares,

con cierta tendencia a la basicidad. Destaca el promedio más elevado en el tipo 10. El valor puntual más alto se ha observado en el embalse de Oliana a 4 m de profundidad, con 8,89 coincidiendo con una saturación elevada de oxígeno disuelto de 122 %. Ortigosa también presentó un valor de 8,80 y una saturación de 149 % a 8 m de profundidad.

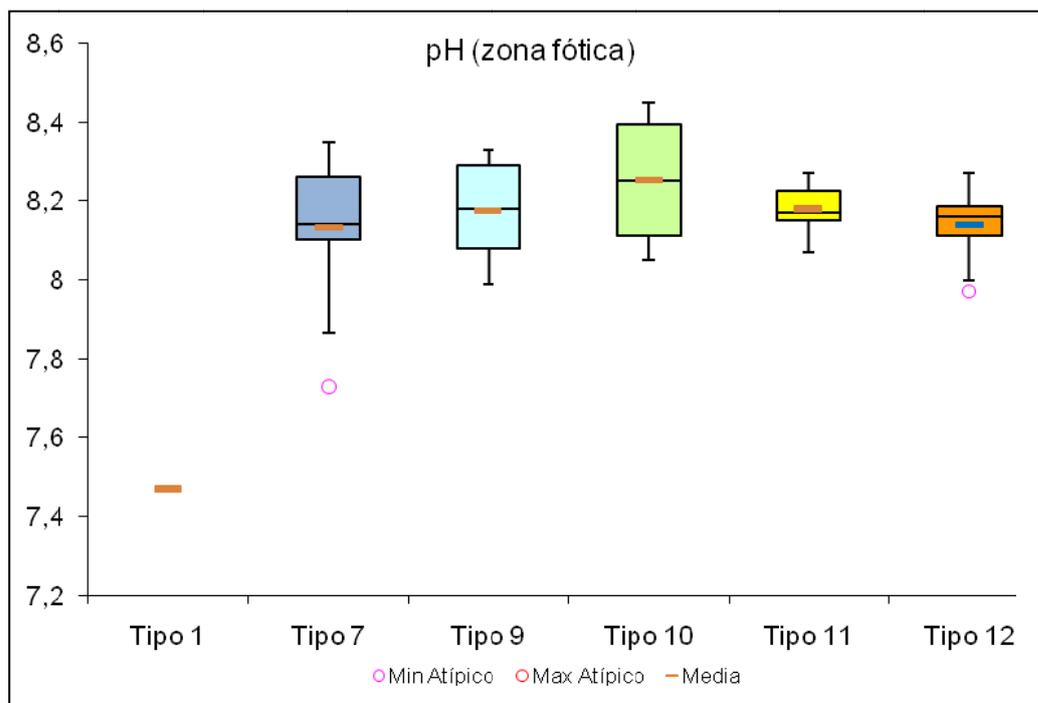


Figura 21. Valores de pH (media de la zona fótica) en los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. Tipos: 1: Silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja.

La tendencia general observada sería un descenso con la profundidad con un máximo epilimnético coincidente con la zona del máximo de oxígeno (ver ejemplos en la figura 22), un caso con el máximo epilimnético como el embalse de Ribarroja y otro en el embalse de Pena con un máximo metalimnético.

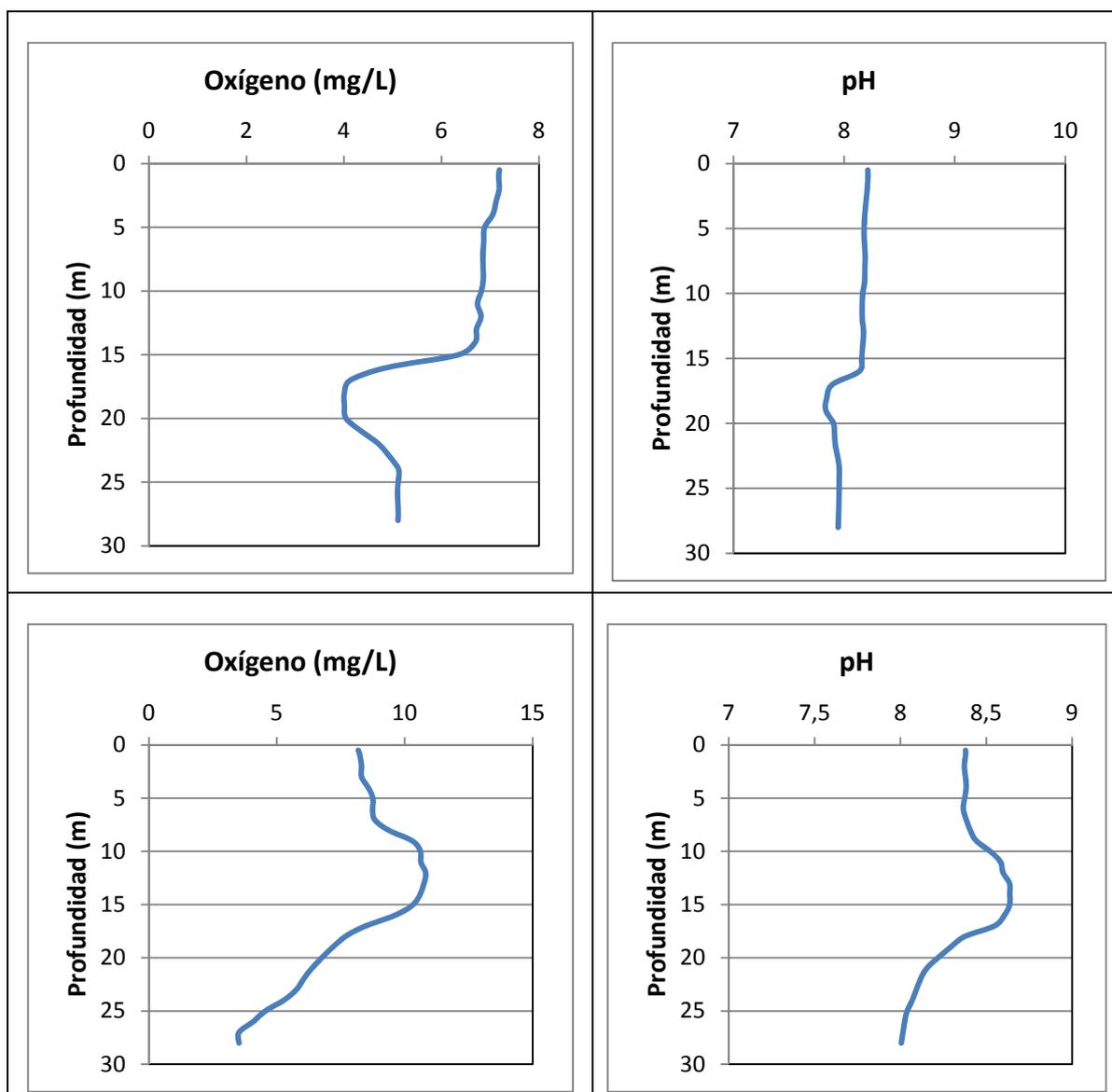


Figura 22. Perfiles verticales de pH para los embalses de Ribarroja, en la parte superior y Pena en la parte inferior, durante las campañas de 2010.

Respecto a la conductividad media en la zona fótica (figura 23), los valores más elevados se dan en el tipo 12 con 944 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Pero destaca el dato extremo en el tipo 7, de 1393 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el embalse de Lechago. Cabe resaltar también la baja conductividad del tipo 1, en ríos de cabecera, típicas de zonas silíceas con 68 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Las conductividades máximas y en profundidad presentan patrones similares, con datos extremos como los 2291 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de Alloz y los 1458 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de Lechago, ambas en el fondo.

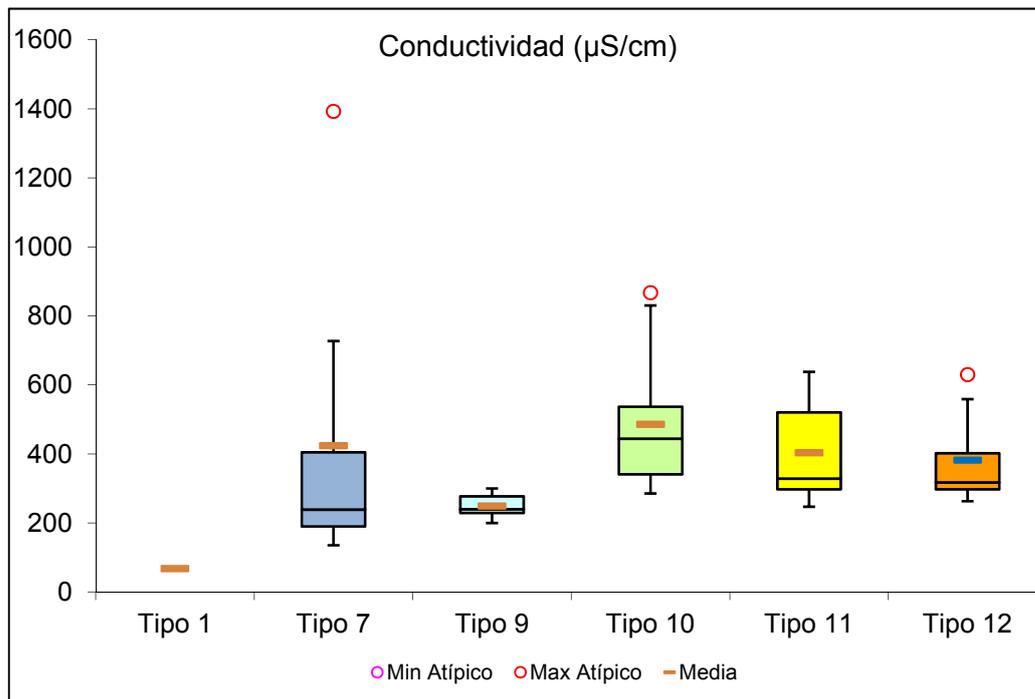


Figura 23. Valores de conductividad media (zona fótica) para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO (para conocer la descripción de los tipos, ver pie de figura anterior).

La tendencia general observada (en los casos de variabilidad de la conductividad en profundidad) es un aumento paulatino de conductividad (ej. Embalse de Alloz), con valores máximos a las máximas profundidades. En los embalses de Ullivarri-Gamboa, Caspe y Sobrón se alcanzan máximos de conductividad a profundidades intermedias de entre 15 y 20 m. En los demás embalses las variaciones son poco relevantes (ver ejemplos en figura 24, en la página siguiente).

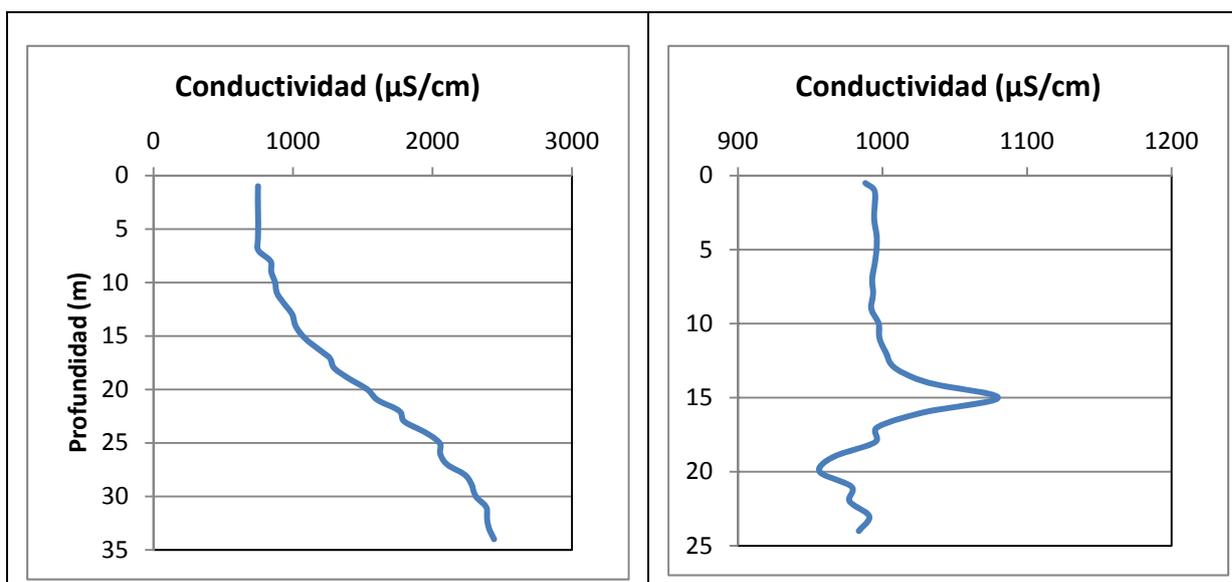


Figura 24. Perfiles de conductividad para los embalses de Allos y Caspe en 2010.

Las anomalías de la conductividad en el perfil vertical hay que explicalas 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 p.e. de los carbonatos en función de la concentración de CO₂ y el pH, entre otras muchas causas a estudiar en cada caso concreto.

4.2.2. Alcalinidad

Las tendencias observadas en relación a la alcalinidad medida en la zona fótica (muestra integrada) se muestran en la figura 25. El tipo 1 muestra el valor más bajo de alcalinidad, como corresponde a la geología silíceo de sus cubetas con 0,48 meq/L. Los embalses de tipo 10 (calcáreo / no húmedo / en cabecera) muestran las alcalinidades más elevadas en promedio con 2,76 meq/L. Puntualmente, el valor extremo se ha dado en la muestra integrada de Lechago, con 3,55 meq/L y en el fondo de La Tranquera con 4,04 meq/L.

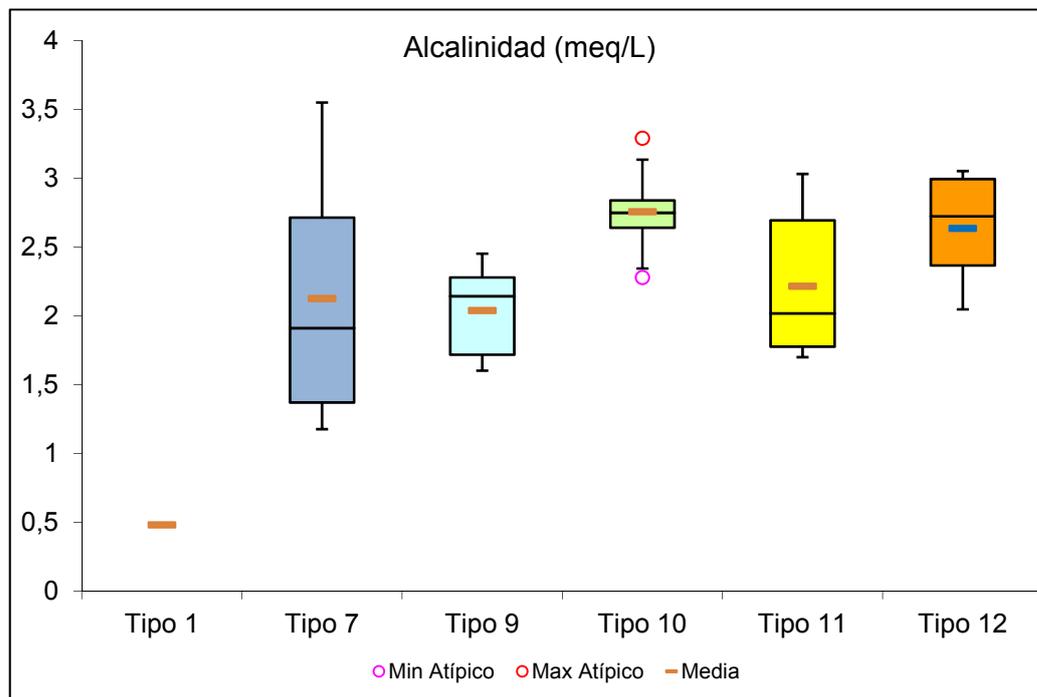


Figura 25. Valores de alcalinidad para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. Tipos: 1: Silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja.

4.2.3. Turbidez

La turbidez fue baja en casi todos los tipos de embalses (figura 26), sin apreciarse un promedio netamente más bajo. El valor más bajo en la muestra integrada corresponde a Pena con 0,49 NTU. El valor promedio para todos los embalses se encuentra en 3,68 NTU. El promedio más elevado por tipos se encuentra en el tipo 9, con 7,05 NTU y el valor máximo de todos los embalses en este mismo grupo con 19,90 para el embalse de La Peña, seguido de Ardisa con 15,86 NTU y Terradets con 8,69 NTU.

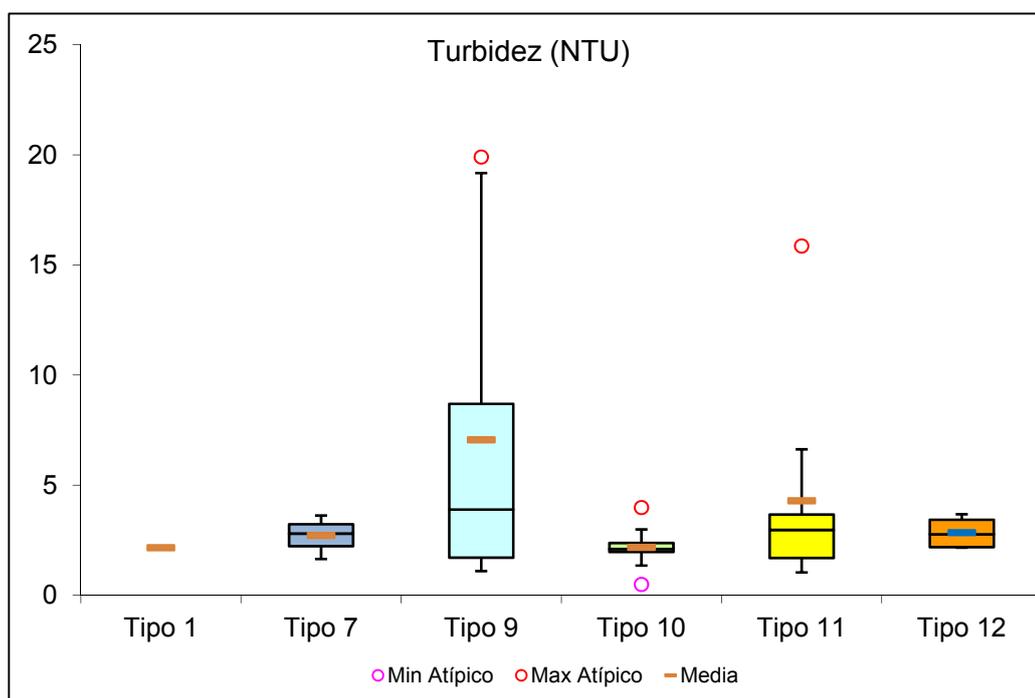


Figura 26. Valores de turbidez (NTU) para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. Tipos: 1: Silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo/ eje parte baja.

Los embalses de La Peña, Ardisa y Terradets son cuerpos de agua someros con altas tasas de renovación, es decir podríamos decir que tienen un comportamiento similar a tramos fluviales bajos, por lo que el transporte de sólidos en suspensión cobraría mayor importancia frente a la sedimentación propia normal de los embalses con poca renovación y mayor profundidad. En este año además se debe citar que las aguas de La Peña pasaban en pocas horas a Ardisa, por lo que la materia suspendida de uno estaba en el otro a continuación.

Las medidas observadas en relación a la turbidez en la zona fótica (muestra integrada analizada en laboratorio) muestran una relación de tipo potencial significativa ($r=0,84$; $n=32$; $P<0,001$) con la transparencia medida en campo (disco de Secchi, DS). Dicha relación se muestra en la figura 27. Así, los embalses antes citados con mayor turbidez son también los que han presentado menor profundidad de visión del Disco de Secchi, con valores inferiores a 1 m.

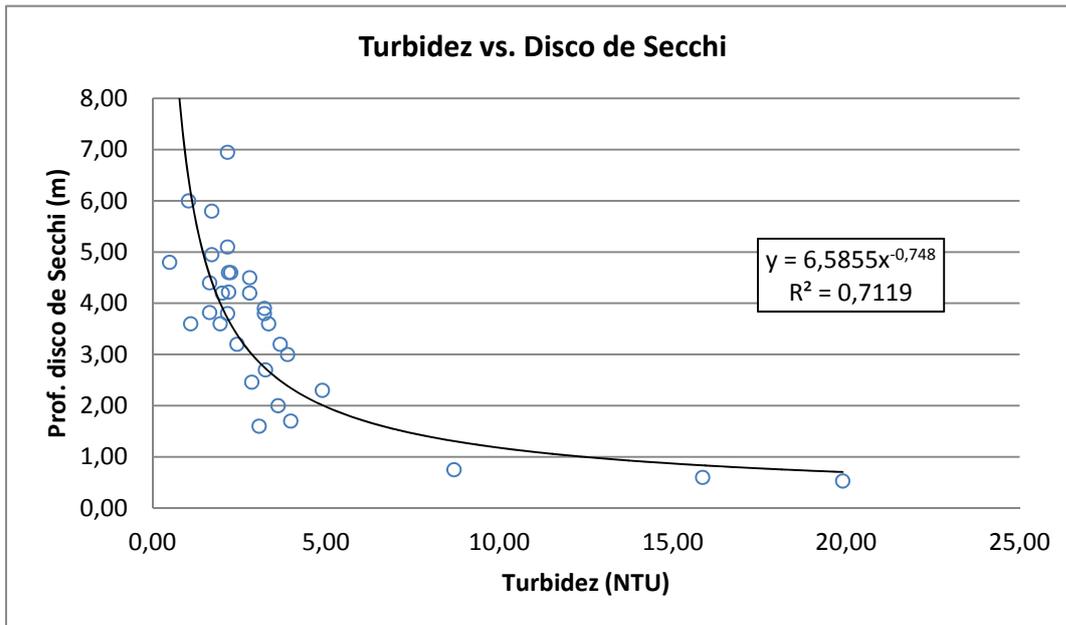


Figura 27. Relación entre la turbidez en la zona fótica (NTU) y la transparencia (disco de Secchi (m))
Se indica la curva y la ecuación de regresión, así como el valor de R^2

4.2.4. Condiciones de oxigenación

Se ha estimado la reserva media de oxígeno hipolimnético en el periodo de estratificación. Además de ser un parámetro 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 Chiaduanni, 1992)

En el cuadro 7 y la figura 28, se resumen los resultados obtenidos.

CUADRO 7

CONDICIONES DE OXIGENACIÓN EN LA COLUMNA DE AGUA Y CLASES DE CALIDAD

EMBALSE	CÓDIGO MAS	FECHA	OXÍGENO EPILIMNION O MEDIA EN LA COLUMNA (mg O ₂ /L)	OXÍGENO HIPOLIMNION (mg O ₂ /L)	CLASE CALIDAD
Alloz	EB0000027	27-jul-10	8,2	7,5	Bueno
Ardisa	EB0000055	8-sep-10	8,6	No estratificado	Ótimo
Barasona	EB0000056	7-sep-10	6,6	No estratificado	Bueno
Calanda	EB0000082	13-sep-10	5,9	No estratificado	Moderado
Caspe	EB0000078	21-sep-10	4,1	No estratificado	Moderado
Cueva Foradada	EB0000080	28-jul-10	4,3	0,0	Malo
Ebro	EB0000001	20-jul-10	7,2	3,6	Deficiente
Flix	EB0000074	28-sep-10	6,5	No estratificado	Bueno
Gallipué	EB0000913	29-jun-10	7,8	0,8	Malo
Guiamets	EB0000079	1-jul-10	7,7	1,6	Malo
La Peña	EB0000044	7-sep-10	2,6	No estratificado	Deficiente
La Sotonera	EB0000062	8-sep-10	6,2	No estratificado	Bueno
La Tranquera	EB0000076	30-ago-10	4,7	No estratificado	Moderado
Las Torcas	EB0000075	18-jun-10	9,7	10,4	Ótimo
Lechago	EB0000087	17-jun-10	9,0	5,6	Moderado
Mansilla	EB0000061	3-ago-10	7,9	5,6	Moderado
Mequinenza	EB0000070	18-sep-10	2,0	No estratificado	Deficiente
Oliana	EB0000053	10-ago-10	4,5	No estratificado	Moderado
Ortigosa	EB0000916	4-ago-10	8,6	5,9	Moderado
Pajares	EB0000064	4-ago-10	8,1	8,1	Ótimo
Pena	EB0000912	28-jun-10	8,9	7,3	Bueno
Rialb	EB0000063	28-sep-10	3,1	No estratificado	Deficiente
Ribarroja	EB0000949	29-sep-10	5,9	No estratificado	Moderado
San Lorenzo	EB0000067	10-ago-10	9,0	No estratificado	Ótimo
Santa Ana	EB0000066	9-sep-10	9,8	7,1	Bueno
Santolea	EB0000085	30-jun-10	8,2	No estratificado	Ótimo
Sobrón	EB0000022	30-ago-10	6,3	1,0	Malo
Terradets	EB0000059	9-ago-10	8,5	7,5	Bueno
Ullivarri-Gamboa	EB0000007	29-ago-10	4,3	No estratificado	Moderado
Urrúnaga	EB0000002	26-jul-10	8,0	1,4	Malo
Vadiello	EB0000051	22-jul-10	8,9	8,8	Ótimo
Yesa	EB0000037	21-jul-10	8,3	7,5	Bueno

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

- De las masas estudiadas, presentaron estratificación 17, que supone el 53 %.
- La calidad de las masas de agua según la oxigenación es óptima en un 19 % de los embalses, como se refleja en la figura 28.
- Las masas de agua con niveles bajos de oxigenación (nivel de calidad deficiente o mala, un 28 %) coinciden con masas de agua estratificadas que presentan un hipolimnion poco oxigenado o anóxico, o masas no estratificadas también sin oxígeno en las capas del fondo.

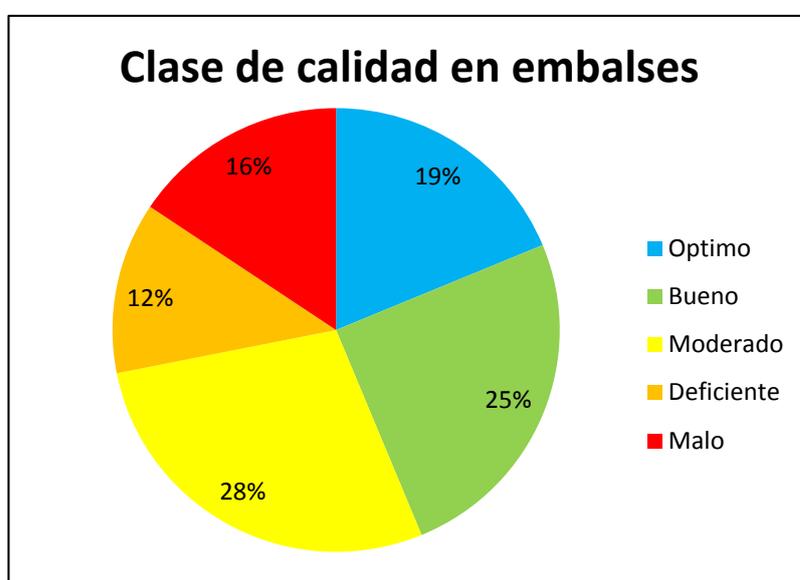


Figura 28. Estimaciones de la calidad de los embalses según el grado de oxigenación en 2010.

Considerando las concentraciones medias de oxígeno en el epilimnion (o en la columna en caso de no estar estratificados) e hipolimnion para los diferentes embalses, se observa como, en general, los embalses estudiados presentan una buena oxigenación del epilimnion, siendo los valores mayores para los tipos 7 y 11 (figura 29). Se destacan valores bajos de oxigenación (inferiores a 5 mg O₂/L) en el embalse de Cueva Foradada con 4,3 mg/L. Los máximos de oxígeno se alcanzan normalmente a profundidades comprendidas entre los 3 y los 7 metros. El máximo de oxígeno en Vadiello (tipo 7) se sitúa en profundidad, a unos 7 m, con una saturación del 139 %. Salvo el tipo 1, en todos los demás tipos se presentan algunos de los embalses con zona anóxica. Las más importantes por su espesor son las de Mequinenza con 36 m, Sobrón con 11,5 m y La Tranquera y Caspe con 9,5 m. En otros 19 embalses no existe zona anóxica.

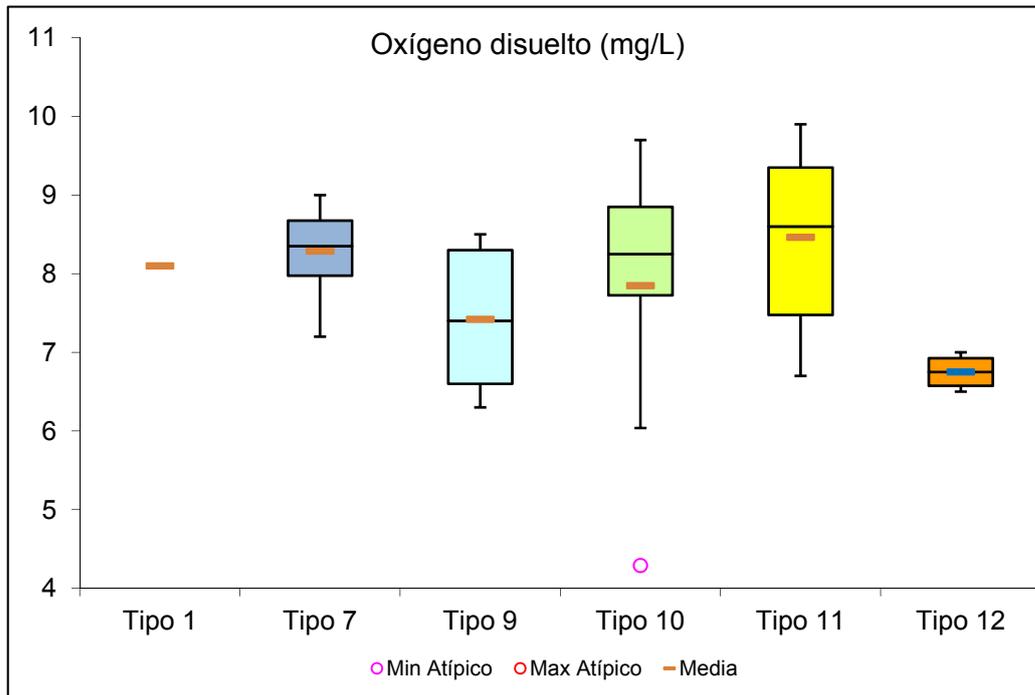


Figura 29. Concentraciones de oxígeno disuelto epilimnético o de la columna para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. Tipología de embalses: 1: silíceo / húmedo / cabecera / frío; 7: calcáreo / húmedo / cabecera / frío; 9: calcáreo / húmedo / red principal; 10: calcáreo / no húmedo / cabecera; 11: calcáreo / no húmedo / red principal; 12: calcáreo / no húmedo / ejes parte baja.

4.2.5. Concentración de nutrientes.

La concentración de los diferentes nutrientes -analizados en las muestras integradas (zona fótica)- de cada uno de los embalses muestreados durante el verano de 2010, se puede consultar en la siguiente tabla (tabla 1). Tras ello se describen los resultados por tipos de embalses, destacando aquellos datos o tendencias más relevantes en cada uno de ellos.

TABLA 1
CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES EN LOS EMBALSES ESTUDIADOS EN 2010

Abrev	Tipo	Nitrato (mg/L)	Nitrito (mg/L)	NIO (mg N/L)	Amonio (mg N/L)	NIT (mg N/L)	Ntot (mg N/L)	Psol (µg P/L)	Ptot (µg P/L)	Silicato (mg SiO ₂ /L)
PAJ	1	0,42	0,0024	0,10	0,033	0,13	0,20	0,34	7,09	3,38
ALL	7	7,81	0,0370	1,78	0,012	1,79	1,84	1,02	1,43	0,25
EBR	7	0,82	0,0038	0,19	0,030	0,22	0,43	0,00	18,44	1,14
LEC	7	2,85	0,0066	0,65	0,044	0,69	1,05	1,66	12,34	14,23
MAN	7	0,26	0,0039	0,06	0,031	0,09	0,20	0,00	9,32	2,99
ORT	7	0,43	0,0013	0,10	0,010	0,11	0,26	0,00	11,02	4,37
ULL	7	1,49	0,0027	0,34	0,016	0,35	0,73	1,36	9,15	1,37
URR	7	1,96	0,0089	0,44	0,047	0,49	0,77	1,69	44,31	1,52
VAD	7	0,02	0,0000	0,00	0,026	0,03	0,12	0,34	17,75	2,99
PEÑ	9	2,00	0,0146	0,46	0,081	0,54	0,58	0,34	36,13	3,25
OLI	9	1,92	0,0515	0,45	0,020	0,47	0,73	0,51	18,49	2,94
SOB	9	2,11	0,0211	0,48	0,037	0,52	0,81	6,78	58,76	2,14
TER	9	1,30	0,0001	0,29	0,029	0,32	0,37	1,02	12,45	4,60
YES	9	1,05	0,0053	0,24	0,068	0,31	0,30	0,00	4,35	1,94
CUE	10	1,52	0,0665	0,36	0,038	0,40	0,61	0,00	11,29	1,07
GAL	10	2,02	0,0204	0,46	0,067	0,53	0,68	1,31	16,54	1,31
GUI	10	0,02	0,0004	0,00	0,030	0,03	0,40	1,31	13,52	0,39
SOT	10	0,65	0,0164	0,15	0,007	0,16	0,42	0,50	14,09	3,66
TOR	10	19,11	0,0455	4,33	0,008	4,34	4,40	1,49	16,81	1,76
PEN	10	0,02	0,0004	0,01	0,038	0,04	0,13	0,16	1,78	2,10
ARD	11	1,75	0,0152	0,40	0,037	0,44	0,61	6,20	35,59	2,99
BAR	11	0,81	0,0058	0,19	0,016	0,20	0,40	0,50	18,42	4,16
CAL	11	3,68	0,0245	0,84	0,002	0,84	1,05	0,33	14,81	5,24
TRA	11	8,06	0,0570	1,84	0,035	1,87	2,33	0,00	23,80	0,85
RIA	11	1,44	0,0020	0,33	0,030	0,36	0,56	0,00	16,68	1,56
SLO	11	1,67	0,0000	0,38	0,020	0,40	0,56	0,68	15,74	4,17
SAN	11	1,25	0,0027	0,28	0,005	0,29	0,45	2,01	31,79	4,07
STO	11	3,48	0,0116	0,79	0,029	0,82	0,86	0,33	4,09	4,71
CAS	12	0,18	0,0176	0,05	0,047	0,09	0,43	1,16	17,67	3,22
FLI	12	6,45	0,1293	1,50	0,060	1,56	1,77	49,42	63,85	6,18
MEQ	12	4,96	0,1089	1,15	0,015	1,17	1,37	0,00	12,02	2,07
RIB	12	6,45	0,1389	1,50	0,056	1,55	1,86	39,33	74,26	6,00

A Tipo 1. Embalse de Pajares.

- El fósforo total presenta en este tipo de embalses las concentraciones medias más bajas, con una concentración media de 7,09 µg P/L. Los valores de P soluble son también bajos, de 0,34 µg P/L.
- En este embalse, la concentración media de nitrógeno inorgánico oxidado o NIO (nitratos + nitritos) en la zona fótica fue de 0,10 mg N/L, siendo la media más baja de todos los tipos.
- El amonio presenta valores muy bajos, de 0,033 mg N-NH₄/L.
- El nitrógeno inorgánico total alcanza un valor de 0,13 mg N/L
- El nitrógeno total presentó valores muy bajos, siendo la concentración en el embalse de Pajares de 0,20 mg N/L.
- La sílice soluble presenta en estos embalses valores moderados, en comparación con el conjunto de embalses estudiados. El embalse de Pajares, con 3,38 mg SiO₂/L, superaría el nivel crítico para el desarrollo algal (principalmente las diatomeas), estimado en 1 mg SiO₂/L, si bien la mayoría de las especies de diatomeas se desarrollan bien a concentraciones de 0,5 mg SiO₂/L existen otras como *Melosira* (mayoritariamente marinas con poca representación en las aguas dulces) con requerimientos superiores a 6 mg SiO₂/L.

B Tipo 7. Embalses de Alloz, Ebro, Lechago, Mansilla, Ortigosa, Ullivarri-Gamboa, Urrúnaga y Vadiello

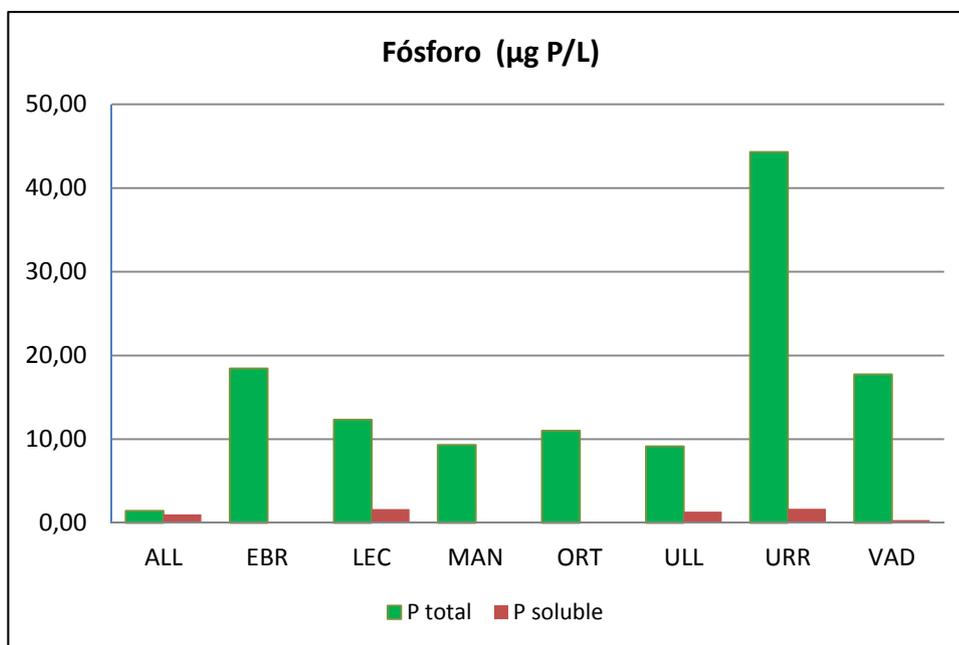


Figura 30. Valores de P total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2010 pertenecientes al tipo 7.

- El fósforo total en los embalses de tipo 7 presenta una media de 15,5 µg P/L, valor moderado en comparación con el total de embalses. El rango de variación oscila entre los 1,4 µg P/L del embalse de Alloz hasta los 44,3 µg P/L del embalse de Urrúnaga. Los embalses de Ebro y Vadiello presentan valores próximos a la media, mientras los restantes son inferiores a la media, como puede verse en la figura. La concentración de P soluble es, a nivel global, la más baja después del tipo 10, con una media de 0,76 µg P/L. Se encontraron los valores más elevados en los embalses de Urrúnaga y Lechago, con valores algo superiores a 1,6 µg P/L. Por ello, el porcentaje de P orgánico en los embalses de tipo 7 fue muy elevado, con la excepción de Alloz, donde el valor de P soluble es el 60 % del P total.

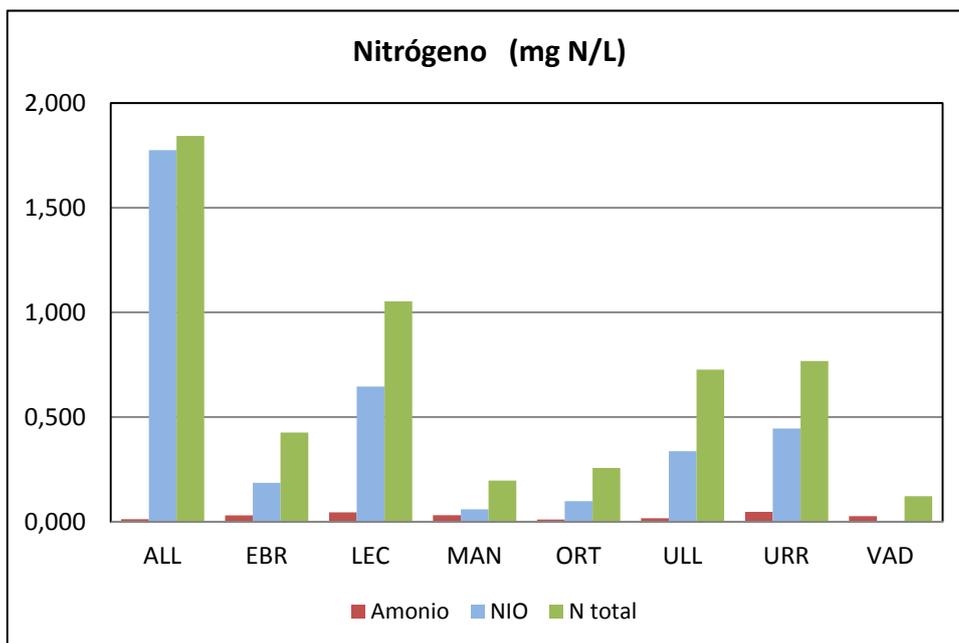


Figura 31. Valores de Amonio, Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO) y N Total en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2010 pertenecientes al tipo 7.

- En cuanto al contenido en NIO, la media es de 0,44 mg N/L, valor moderado a bajo en el conjunto del estudio, siendo el tipo 9 el más bajo. Destaca el embalse de Alloz, con una concentración de 1,78 mg N-NIO/L (que corresponde a casi todo el N total), seguido de los embalses de Lechago con una concentración de 0,65 mg N/L y Urrúnaga y Ullivarri con valores inferiores a 0,5 mg N/L. Los valores mínimos corresponden a los embalses de Vadiello con un valor del orden del límite de detección y Mansilla y Ortigosa, con 0,06 mg N/L y 0,10 mg N/L, respectivamente.
- En los embalses de tipo 7 el amonio presenta valores promedio de 0,027 mg N-NH₄/L. El valor más elevado corresponde a Urrúnaga con 0,047 mg N-NH₄/L, en todo caso un valor ciertamente bajo.
- 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 Alloz con 1,79 mg N/L, mientras que los más bajos corresponden a Urrúnaga con 0,03 mg N/L.
- El nitrógeno total (NT) presentó un valor medio de 0,67 mg N/L. Se trata de niveles moderados en relación al total de embalses. El rango de variación fue desde los 0,12 mg N/L del embalse de Vadiello, hasta los 1,84 mg N/L de Alloz, que también este año ha presentado el valor máximo; sin embargo se trata de nitrógeno inorgánico en su mayor parte, como puede verse en las gráficas comparativas. En los demás

embalses, el porcentaje de la fracción inorgánica se movió entre el 30% y el 60% de N total. En el caso de Vadiello la fracción inorgánica tiene valores en el entorno del límite de detección del método.

- La máxima concentración de sílice de este tipo se presenta en el embalse de Lechago, con 14,23 mg SiO₂/L. Ortigosa, con 4,7 mg SiO₂/L le sigue a una cierta distancia. Se obtienen mínimos por debajo de 1 mg SiO₂/L tan sólo en la muestra de Alloz (0,25 mg SiO₂/L). La media del tipo es de 3,61 mg SiO₂/L.

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

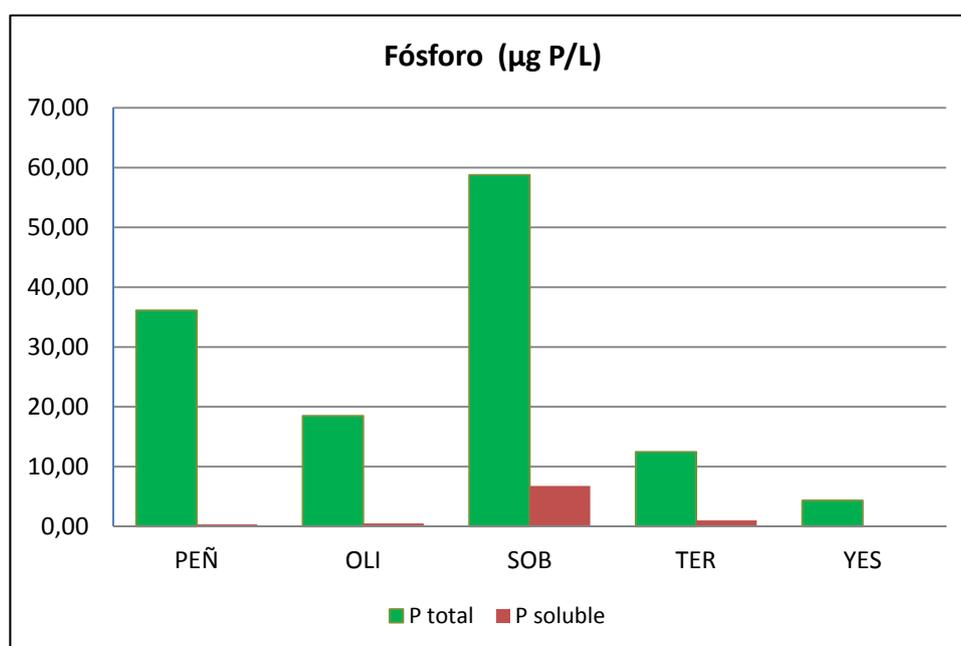


Figura 32. Valores de P total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2010 pertenecientes al tipo 9.

- El fósforo total en las muestras de los embalses de tipo 9 presenta un valor medio de 26,03 µg P/L, lo que se sitúa ligeramente por encima de la media del total de embalses muestreados en 2010, de 20,74 µg P/L. El rango de variación oscila entre los 58,76 µg P/L en el embalse de Sobrón, hasta el valor del embalse de Yesa, de 4,35 µg P/L. El valor de Sobrón es de los más elevados de los obtenidos el presente año, conjuntamente con Flix y Ribarroja (ambos del tipo 12). Los valores de P soluble sin embargo son un poco inferiores a la media en este tipo de embalses, con un valor de 1,73 µg P/L, frente a 3,74 µg P/L para el conjunto de los 32 embalses de

2010. En cuanto al porcentaje de P soluble frente al total destaca en el embalse de Sobrón por ser un porcentaje elevado, mientras que en los demás es relativamente bajo, especialmente en Yesa donde el P soluble está en el entorno del límite de detección.

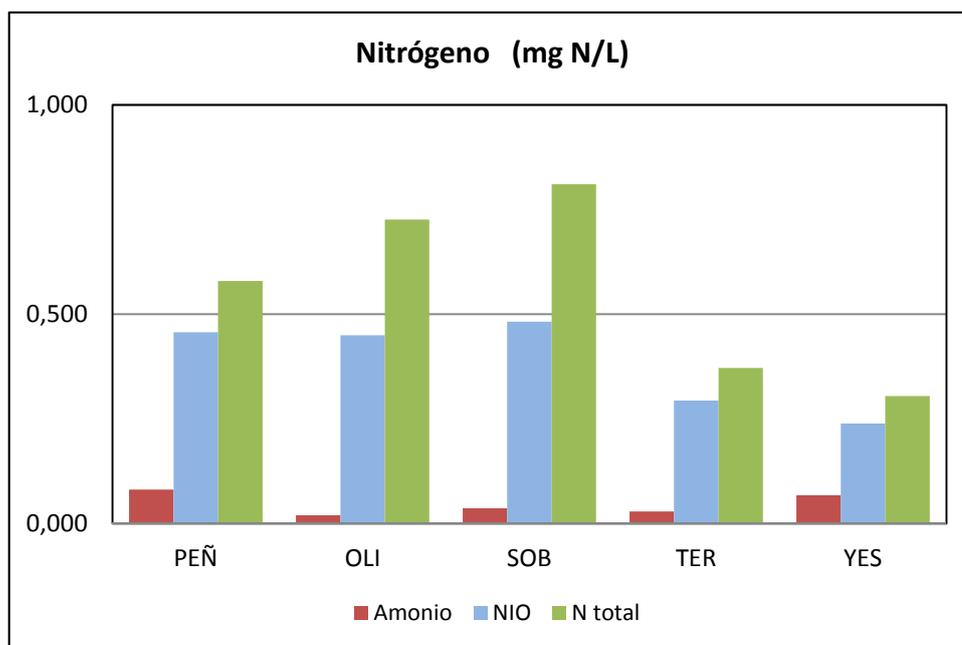


Figura 33. Valores de Amonio, Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO) y N Total en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2010 pertenecientes al tipo 9.

- El NIO en las muestras de los embalses de tipo 9 presenta bajas concentraciones, con un valor medio de 0,38 mg N/L y oscilando entre los 0,24 de Yesa y los 0,48 mg N/L de Sobrón. Esta fracción también representa la mayor parte del N total en este tipo de embalses.
- En los embalses de tipo 9 el valor promedio de amonio es de 0,047 mg N-NH₄/L.
- El NT presentó un valor medio moderado a bajo, de 0,56 mg N/L. El rango de variación fue estrecho, desde los 0,30 mg N/L del embalse de Yesa, hasta los 0,81 mg N/L de Sobrón. La aportación de la fracción orgánica al N total es la más alta en Sobrón.
- El contenido en sílice presenta una media en los embalses del tipo 9 de 2,97 mg SiO₂/L. La concentración mínima es 1,94 mg SiO₂/L (embalse de Yesa) y la máxima es 4,60 mg SiO₂/L en el embalse de Terradets.

D Tipo 10. Embalses de Cueva Foradada, Gallipuéen, Guiamets, La Sotonera, Las Torcas y Pena.

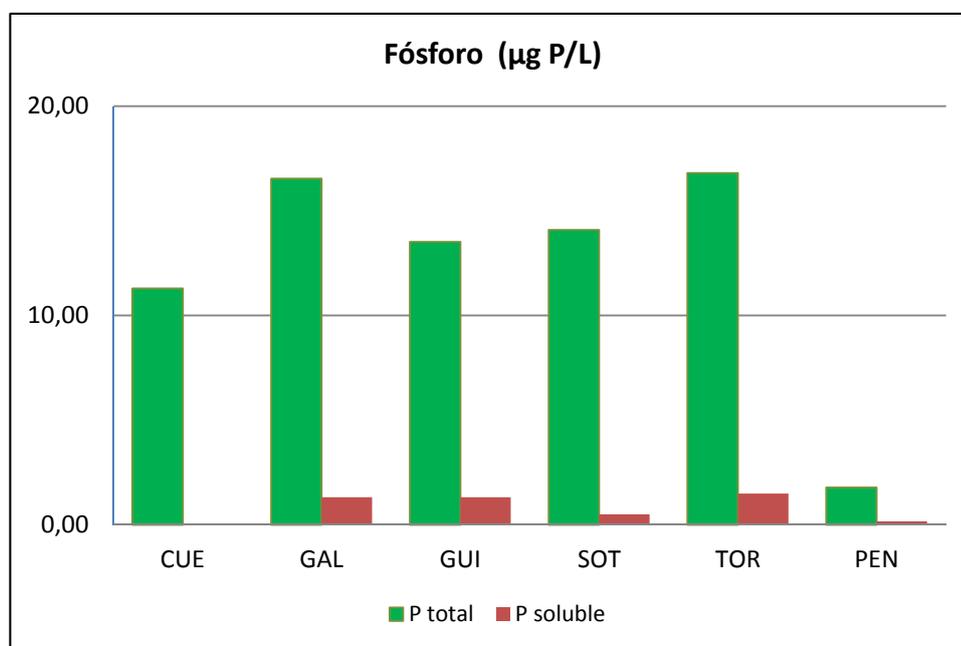


Figura 34. Valores de P total y soluble en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2010 pertenecientes al tipo 10.

- El fósforo total en las muestras integradas de los embalses de tipo 10 presenta un valor medio de 12,34 µg P/L. El rango de variación oscila entre los 1,78 µg P/L en el embalse de Pena hasta los 16,81 µg P/L del embalse de Las Torcas. Los valores de P soluble son bajos en este tipo de embalses, con una media de 0,80 µg P/L, siendo el valor más alto de 1,49 µg P/L en el embalse de Las Torcas y el mas bajo en Cueva Foradada en el que es indetectable. El porcentaje de P orgánico es en general elevado sobre el P soluble que es una parte menor del 10 % del P total.
- En cuanto al contenido en NIO, con un valor medio de 0,89 mg N/L, los valores oscilan entre el inferior al límite de detección del embalse de Guiamets y un máximo extremo de 4,33 mg N/L en el embalse de Las Torcas, pues el valor siguiente es Gallipuen con 0,43 mg N/L. En relación al porcentaje del N total representado por esta fracción inorgánica, Las Torcas presenta porcentajes superiores al 90 %, mientras que en Guiamets no se detecta.

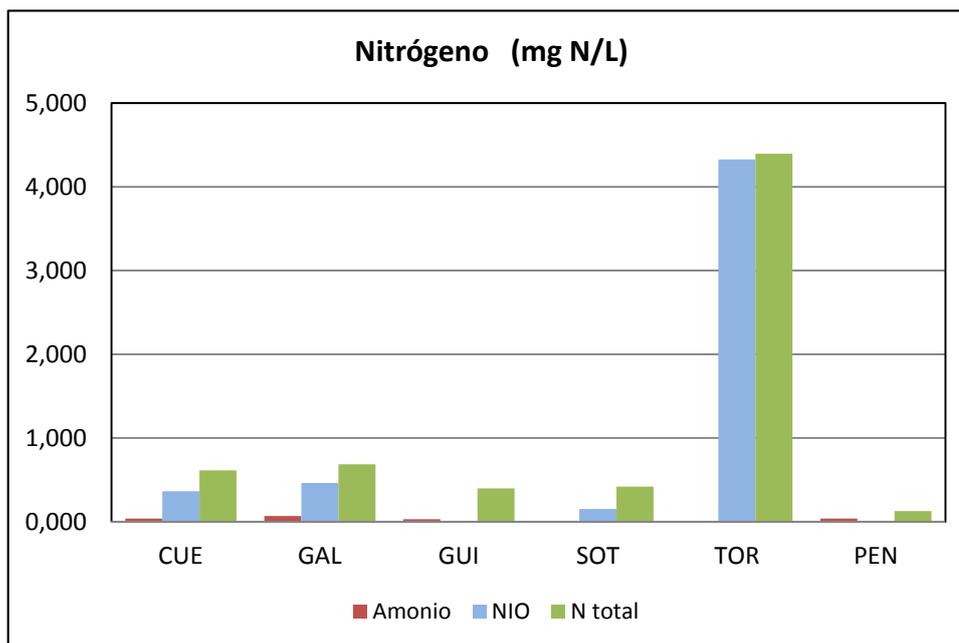


Figura 35. Valores de Amonio, Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO) y N Total en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2010 pertenecientes al tipo 10.

- El amonio presenta en todos los embalses del tipo 10 concentraciones promedio de 0,031 mg N-NH₄/L, siendo el más elevado Gallipué con 0,067 mg N-NH₄/L.
- El nitrógeno inorgánico total presenta el valor más alto de toda la campaña de 2010 en el embalse de Las Torcas, donde alcanza una concentración de 4,34 mg N/L.
- El NT presentó un valor medio elevado, de 1,11 mg N/L, aunque achacable al dato extremo de Las Torcas de 4,40 mg N/L, y sin embargo Pena tiene un valor de tan sólo 0,13 mg N/L, quedando todos los embalses excepto el valor máximo por debajo de la media.
- Los valores medios de sílice por embalse son de 1,71 mg SiO₂/L. El valor más elevado es de 3,66 mg SiO₂/L para La Sotonera. Destaca por su poca concentración, como en años anteriores, Guiamets con 0,39 mg SiO₂/L, sin que exista una población de diatomeas que pudiera explicar este bajo valor al efecto de incorporación a los frústulos sino más bien lo contrario, falta de crecimiento de diatomeas por su limitación debida a la poca disponibilidad de sílice.

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

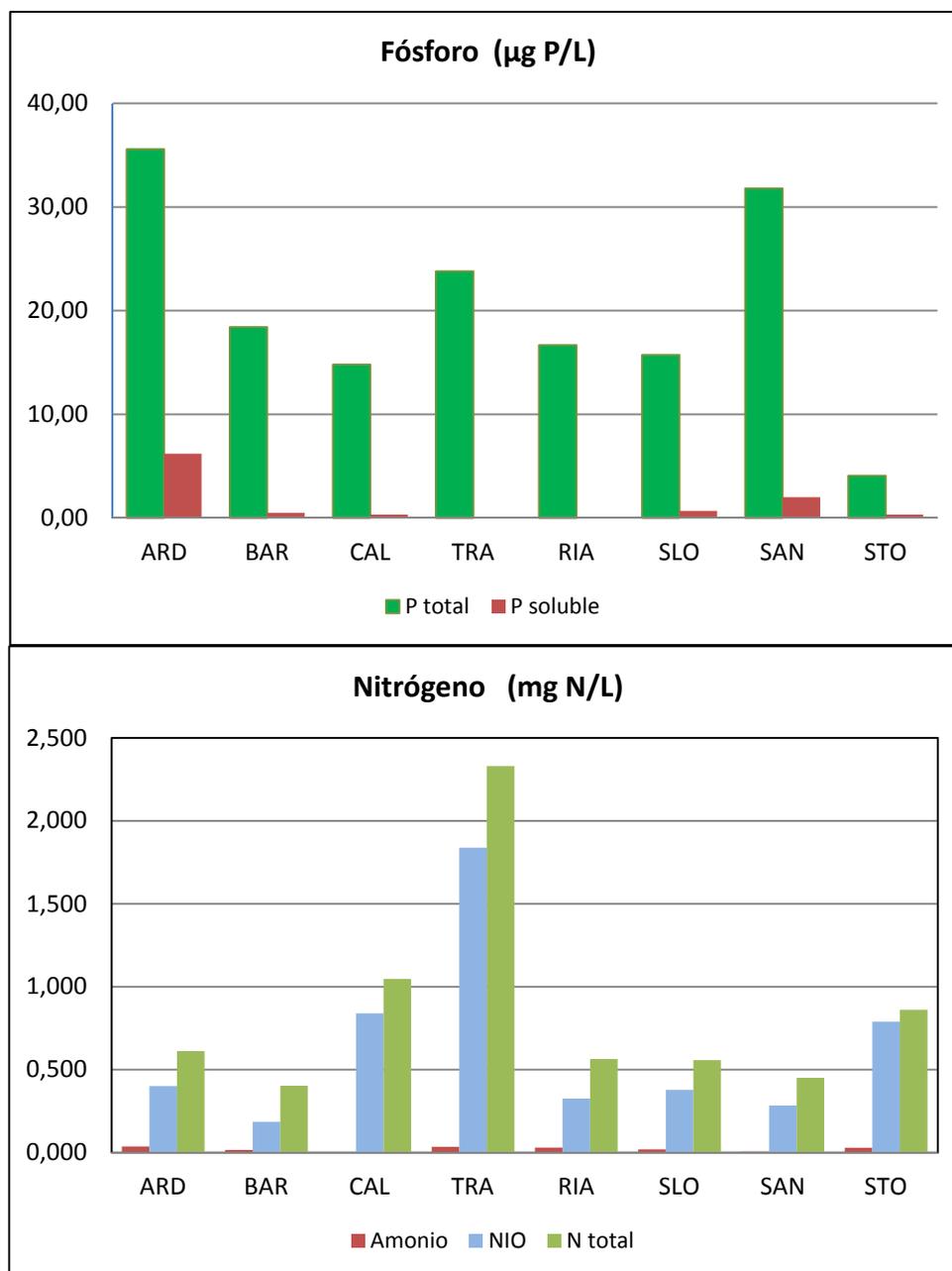


Figura 36. Valores de Fósforo soluble y total (gráfico superior), y Amonio, Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO) y N Total (gráfico inferior) en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2010 pertenecientes al tipo 11.

- El fósforo total en las muestras de los embalses de tipo 11 presenta un valor medio de 20,12 µg P/L. El embalse de Ardisa destaca por tener la más elevada concentración de PT, de 35,59 µg P/L. El valor más bajo se presenta en Santolea

con 4,09 µg P/L. Los valores de P soluble son moderados en este tipo de embalses, con una media de 1,26 µg P/L. El valor más alto se presenta en Ardisa con 6,20 µg P/L, mientras que tanto el embalse de Rialb como La Tranquera presentan valores por debajo del límite de detección del método. El porcentaje de P soluble es más elevado en Ardisa, mientras que en los antes citados es indetectable.

- El contenido en NIO presenta un valor medio de 0,63 mg N/L. Como en años anteriores, La Tranquera ha presentado el valor más alto con 1,84 mg N/L. Los restantes embalses se han situado alrededor del promedio, superado ligeramente por Calanda y Santolea. La fracción inorgánica es la forma de nitrógeno mayoritaria en todos los embalses de este tipo.
- En los embalses de tipo 11 el amonio se encuentra con un valor promedio de 0,022 mg N-NH₄/L; el valor más elevado corresponde al embalse de Ardisa con 0,037 mg N-NH₄/L seguido de La Tranquera con 0,034 mg N-NH₄/L.
- El NT presentó un valor medio de 0,85 mg N/L. El rango de variación fue desde los 0,40 mg N/L del embalse de Barasona, hasta los 2,33 mg N/L de La Tranquera. El valor siguiente fue el de Calanda con 1,05 mg N/L.
- La sílice presenta concentraciones moderadas en los embalses de tipo 11, con una mediana de 3,47 mg SiO₂/L. Destacan los bajos niveles de La Tranquera, con 0,85 mg SiO₂/L, mientras que el de Calanda, con 5,24 mg SiO₂/L, es el más elevado al contrario que el pasado año.

F Tipo 12. Embalse Caspe, Flix, Mequinenza y Ribarroja

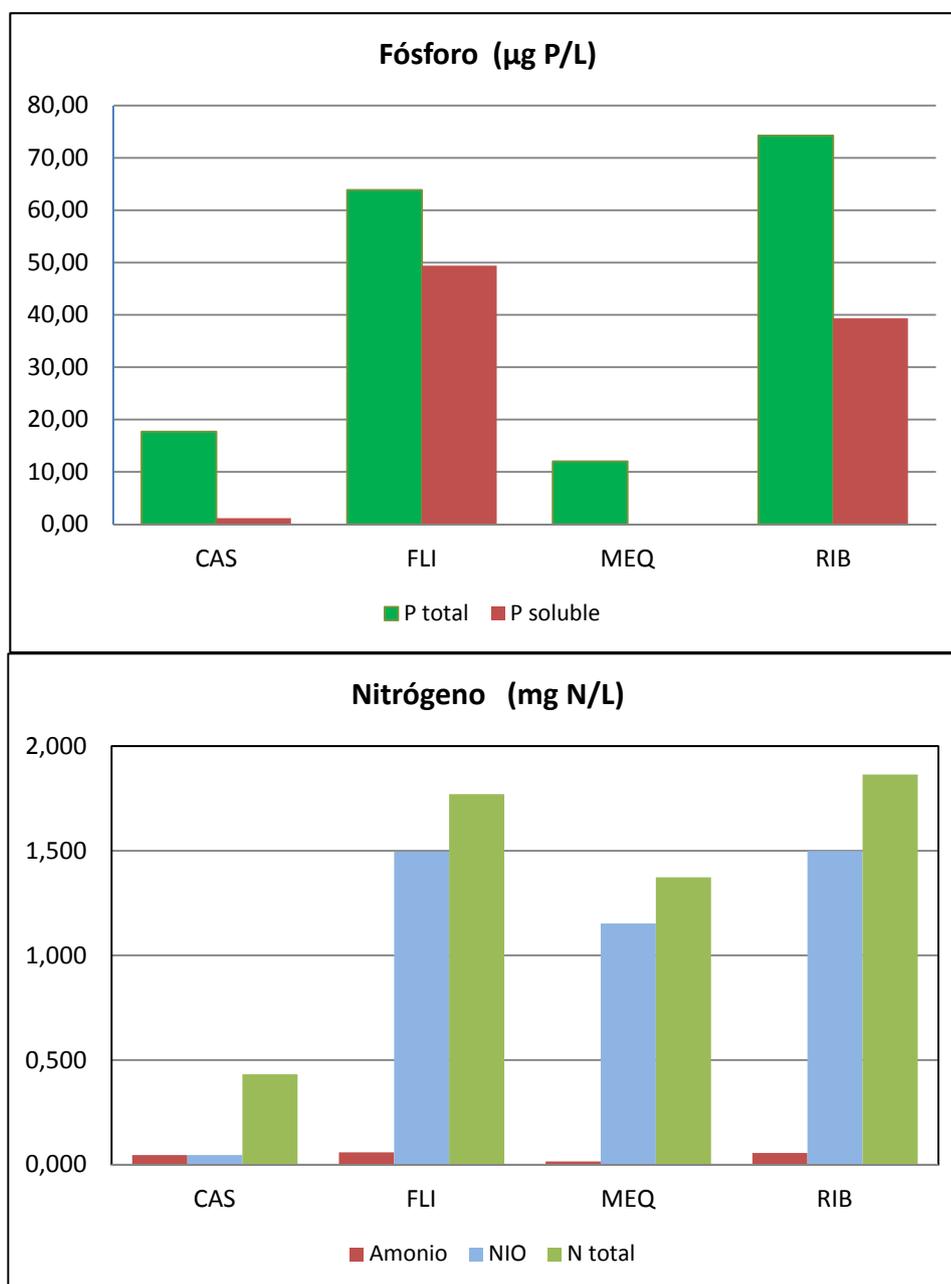


Figura 37. Valores de Fósforo soluble y total (gráfico superior), yAmonio, Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO) y N Total (gráfico inferior) en la Zona Fótica de los embalses estudiados en 2010 pertenecientes al tipo 12.

- El fósforo total en los embalses de tipo 12 alcanza los valores más elevados, con una concentración media de 41,95 µg P/L. El máximo valor en este tipo se ha detectado en el embalse de Ribarroja con 74,26 µg P/L. Al igual que el pasado año, los valores

mínimos se localizaron en los embalses de Mequinenza en la presa, donde la concentración fue de 12,02 µg P/L, y Caspe, con 17,67 µg P/L. Flix presentó concentraciones elevadas, de 63,85 µg P/L. Los valores de P soluble son dispares en este tipo de embalses, con una media de 22,48 µg P/L. Mientras que Flix es el valor más alto con 49,42 µg P/L, en el embalse de Mequinenza el valor se sitúa por debajo del límite de detección. 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.

- El NIO (nitratos + nitritos) presenta una media de 1,05 mg N/L. Se trata, por tanto como en otros años, del tipo de embalses más rico en esta fracción de N. Es de destacar la baja concentración detectada en el embalse de Caspe, con sólo 0,05 mg N/L, incluso inferior al pasado año. Salvo el caso de Caspe, el NIO supone más del 80% del N total, en los otros tres embalses.
- El amonio presenta en todos los embalses del tipo 12 concentraciones promedio de 0,044 mg N-NH₄/L, siendo el valor más bajo en Mequinenza con 0,015 mg N-NH₄/L y el más elevado en Flix con 0,060 mg N-NH₄/L.
- El NT presentó el valor medio más alto de todos los tipos, de 1,36 mg N/L. El rango de variación fue desde los 0,43 mg N/L del embalse de Caspe, hasta los 1,86 mg N/L de Ribarroja. Flix y Mequinenza (estación de presa) presentaron concentraciones de 1,77 y 1,37 mg N/L respectivamente.
- En cuanto al contenido en sílice, los embalses del tipo 12 presentan, de media, una concentración de 4,37 mg SiO₂/L. Las concentraciones mínima y máxima, son 2,07 y 6,18 mg SiO₂/L, y corresponden a los embalses de Mequinenza y Flix, respectivamente.

Se debe señalar que los valores elevados de Flix en todos los parámetros pueden estar relacionados con las actuaciones de dragado en el vaso del mismo.

. 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 zona fótica (figura 38) 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. Algunos datos extremos del tipo 10 (Las Torcas, con el máximo absoluto de 2010), del tipo 11 (La Tranquera) y del tipo 7 (Alloz) muestran también concentraciones elevadas (figura 39), repitiendo los resultados del año anterior.

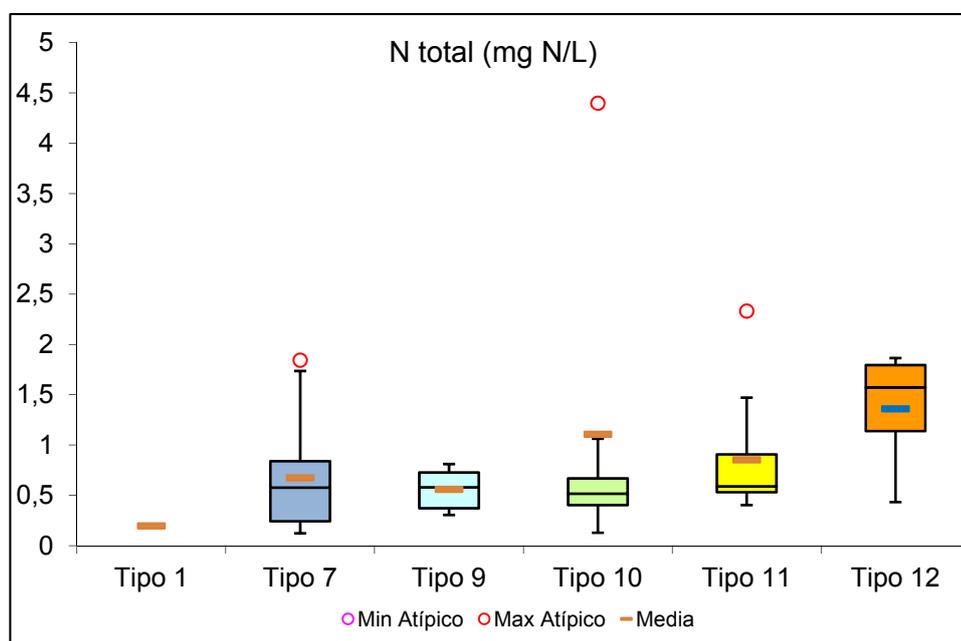


Figura 38. Valores de N Total en la Zona Fótica para cada tipo de los embalses estudiados en 2010. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior negro es la mediana, el segmento coloreado es el promedio de los datos; los segmentos verticales representan el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos coloreados son los valores extremos. 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 / ejes parte baja.

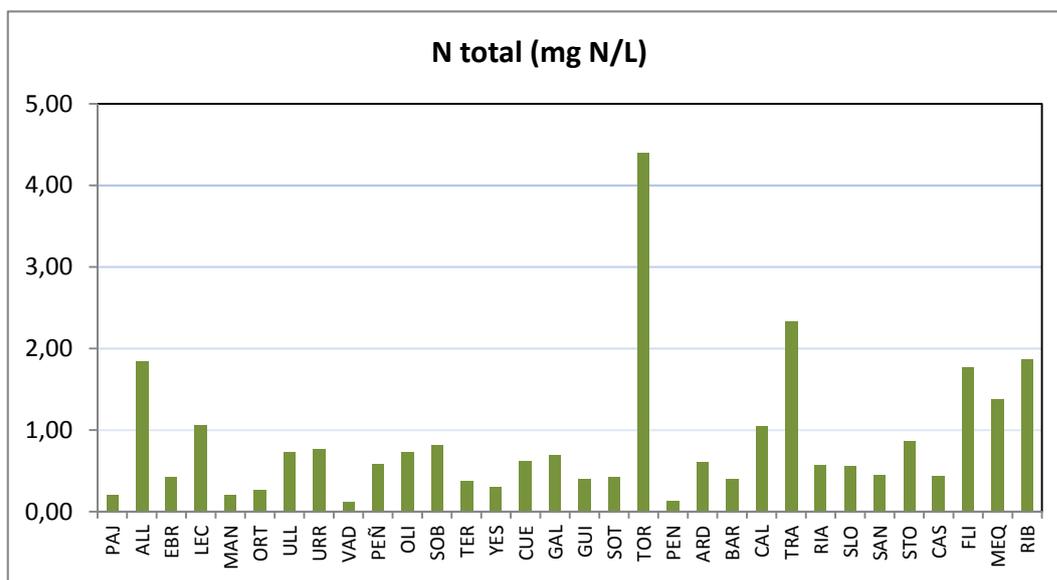


Figura 39. Valores de N Total en la Zona Fóptica para cada uno de los embalses estudiados en 2010

Los valores mínimos de Nitrógeno Total (figura 39) se dan en los tipos de montaña (tipo 1 y 7) y también en el embalse de Pena (tipo 10) y salvo excepciones las concentraciones aumentan conforme nos acercamos al tramo bajo del río.

Como se observa en la figura 40, 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 es la variabilidad en la concentración de las formas inorgánicas la mayor proporción del N total, especialmente el nitrato. Los valores más bajos corresponden a los tipos 1, 7 y 10; mientras que el tipo 12 tiene los valores más elevados. Sin embargo los valores extremos se han situado (como en el N total) para los embalses de Las Torcas (tipo 10), La Tranquera (tipo 11) y Alloz (tipo 7).

Los valores mínimos (figura 41) han sido por debajo del límite de detección; pero no han entrado en el rango de valores atípicos y se han dado en los embalses de Vadiello (tipo 7) y Guiamets y Pena (tipo 10).

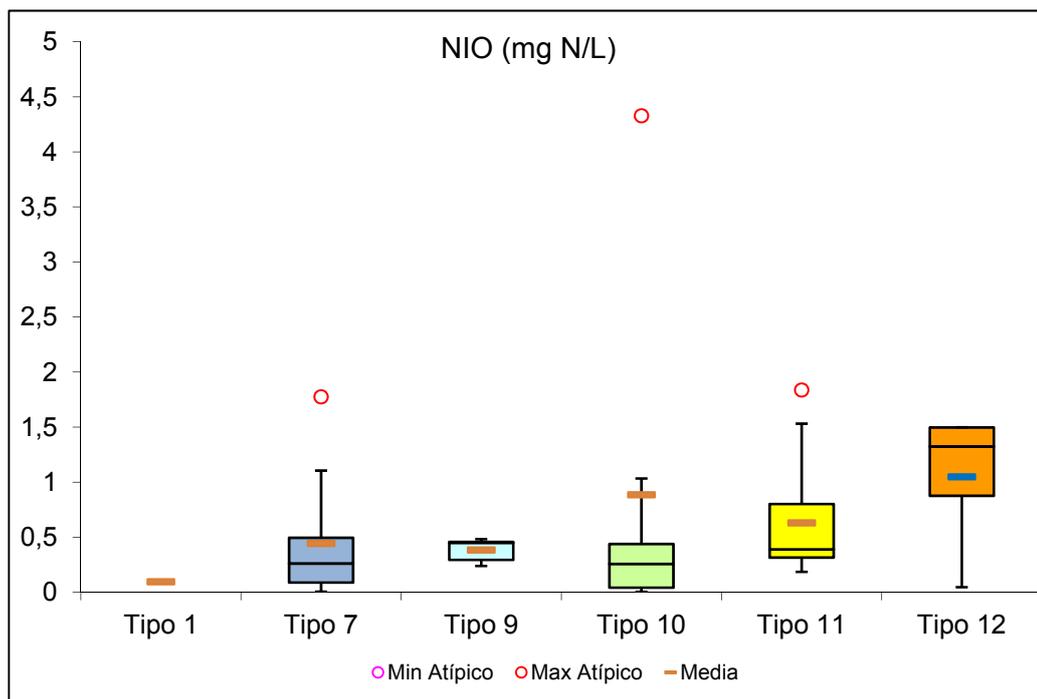


Figura 40. Valores de Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO) en la Zona Fóptica para cada tipo de los embalses estudiados en 2010. Leyenda como en figura 38.

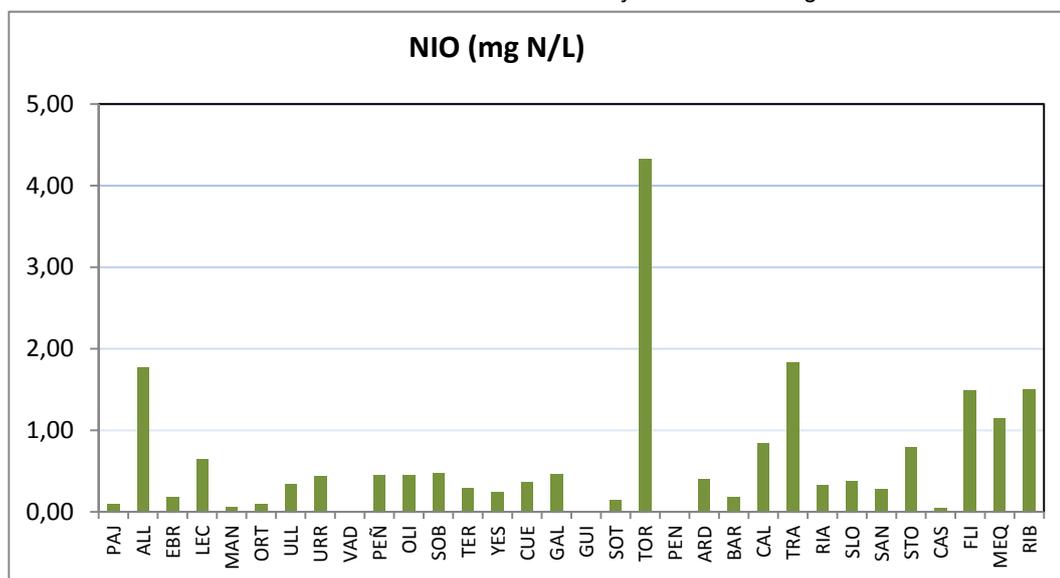


Figura 41. Valores de Nitrógeno Inorgánico Oxidado (NIO) en la Zona Fóptica para cada uno de los embalses estudiados en 2010

En cuanto al amonio (figura 42), los valores han sido inferiores a 0,1 mg N-NH₄/L en todos los casos. Los promedios más altos han correspondido a los tipos 9 y 12, mientras que los más bajos se han dado en los tipos 7 y 11. Entre los embalses (figura 43), el valor más

elevado ha sido el de La Peña, seguido de Yesa, mientras que los más bajos han sido Calanda y Santa Ana.

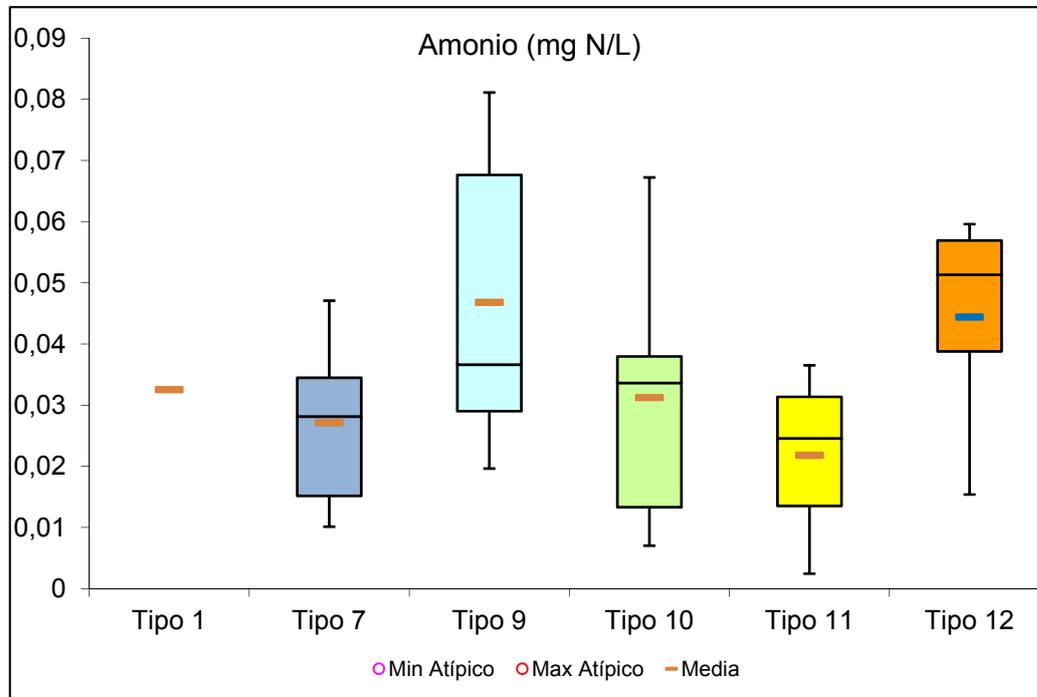


Figura 42. Valores de Amonio en la Zona Fótica para cada tipo de los embalses estudiados en 2010. Leyenda como en figura 38.

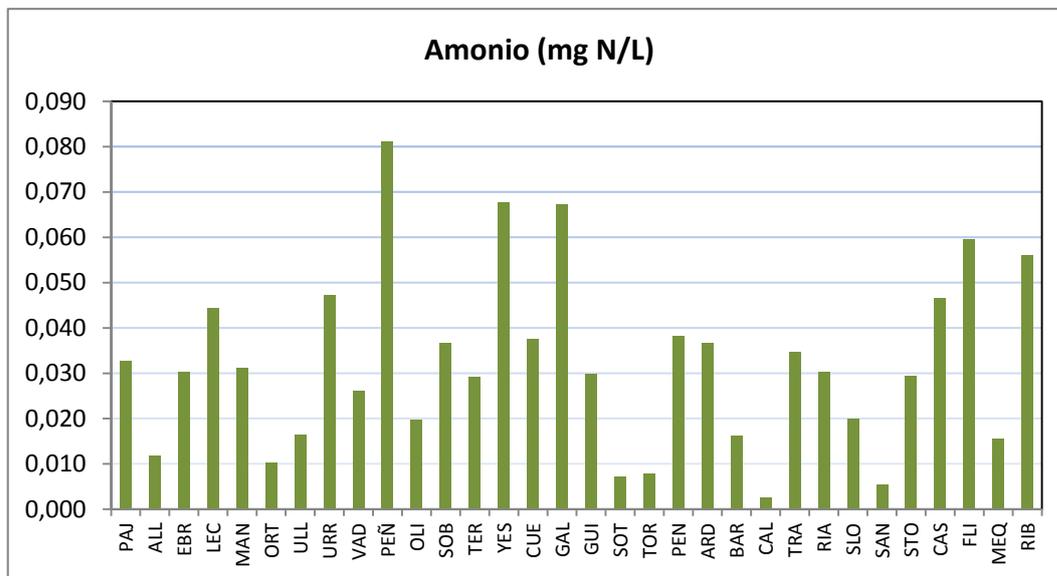


Figura 43. Valores de Amonio en la Zona Fótica para cada uno de los embalses estudiados en 2010

Las tendencias observadas en relación al P total en la zona fótica (figura 44), el tipo 12 muestra los valores más elevados otra vez, debido, al igual que en el caso del N total, tanto a los usos agrícolas del suelo, como al hecho de tratarse de tramos de orden superior que reciben la carga de nutrientes desde aguas arriba, con los núcleos urbanos más importantes de la cuenca. El máximo absoluto de 2010 (figura 45) se ha presentado en el embalse de Ribarroja, seguido de Flix (ambos del tipo 12), con 74,26 $\mu\text{g P/L}$ y 63,85 $\mu\text{g P/L}$ respectivamente. Otros embalses muestran también concentraciones superiores a los 40 $\mu\text{g P/L}$, como Sobrón (tipo 9) y Urrúnaga (máximo atípico del tipo 7). Los valores mínimos se dan, como en el caso del N total, en los tipos de montaña (tipo 1) y tipo 10. Los embalses con menor concentración han sido Alloz y Pena, con valores cercanos al límite de detección, siendo el de Pena el mínimo atípico del tipo 10 (figura 44).

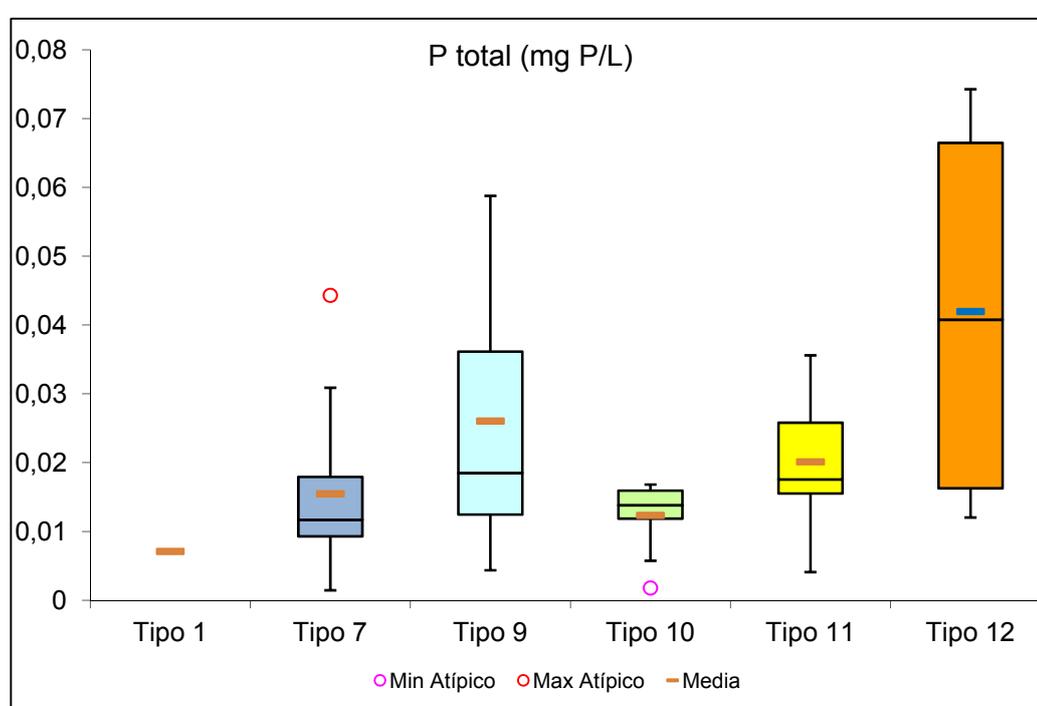


Figura 44. Valores de Fósforo Total en la Zona Fótica para cada tipo de los embalses estudiados en 2010. Leyenda como en figura 38.

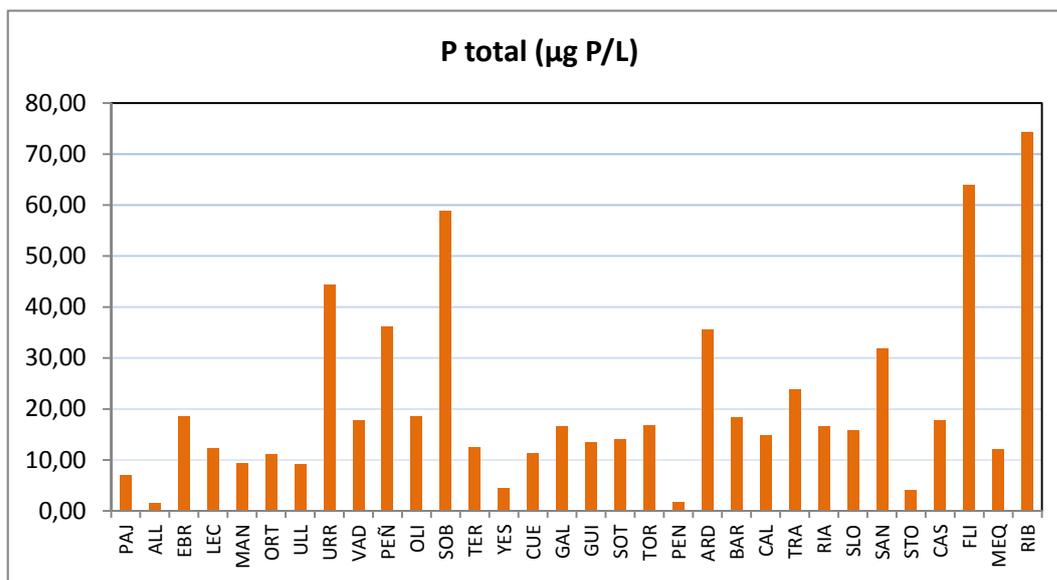


Figura 45. Valores de Fósforo Total en la Zona Fótica para cada uno de los embalses estudiados en 2010

Como se observa en la figura 46, las tendencias para el P soluble son muy parecidas a las del P total, pero más acentuadas, lo que indica que es la variabilidad en la concentración de la fracción orgánica la que marca las tendencias en el P total. La fracción de P soluble es casi inexistente en todos los tipos de embalse excepto el tipo 12, que presenta los valores más altos y la mayor variabilidad. En primer lugar destacaremos los máximos atípicos del embalse de Sobrón (tipo 9) y del embalse de Ardisa (tipo 11), como dos valores muy superiores a los de sus respectivos tipos. Si nos centramos en el tipo 12 (figura 46 y 47), se presentan las concentraciones más elevadas del año 2010 en Flix y Ribarroja, mientras que el embalse de Mequinenza, un poco aguas arriba de estos, da valores por debajo del límite de detección. Esto puede explicarse por los tamaños diferenciales de estos embalses, su tasa de renovación y su profundidad. Mientras que Flix se renueva prácticamente varias veces al día y es un embalse somero, donde además se está produciendo una remoción del sedimento, Ribarroja también renueva en apenas seis días. Sin embargo, en Mequinenza la renovación es cada 2,5 meses, lo que 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. También hay que tener presente que las aguas de desembalse hipolimnético procedentes de Mequinenza, llegan rápidamente a Ribarroja y Flix, donde el reducido tiempo de residencia hídrica no permite ni su completa captura por las algas ni su confinamiento en aguas profundas o en los sedimentos.

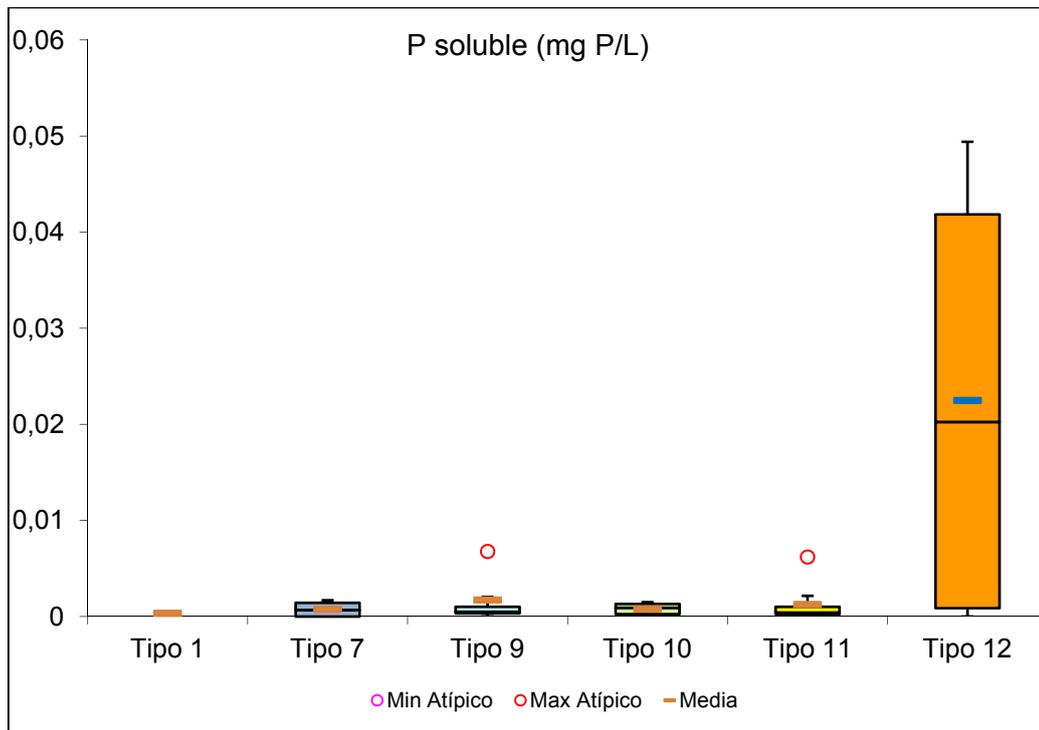


Figura 46. Valores de Fósforo Soluble en la Zona Fótica para cada tipo de los embalses estudiados en 2010. Leyenda como en figura 38.

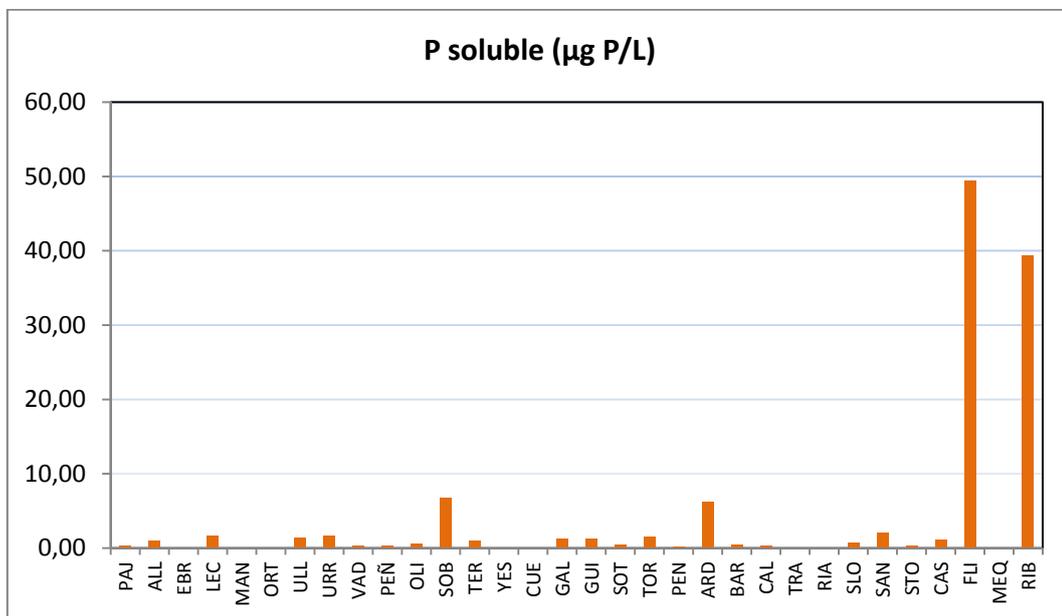


Figura 47. Valores de Fósforo Soluble en la Zona Fótica para cada uno de los embalses estudiados en 2010

Por último, las concentraciones de sílice (SiO_2) se sitúan generalmente en el rango 1-6 $\text{mg SiO}_2/\text{L}$ (figura 48 y 49), con la excepción de Lechago, que supera los 14 $\text{mg SiO}_2/\text{L}$. En los valores mínimos son los embalses de Alloz, Guiamets y La Tranquera, los que presentan concentraciones por debajo de 1 $\text{mg SiO}_2/\text{L}$.

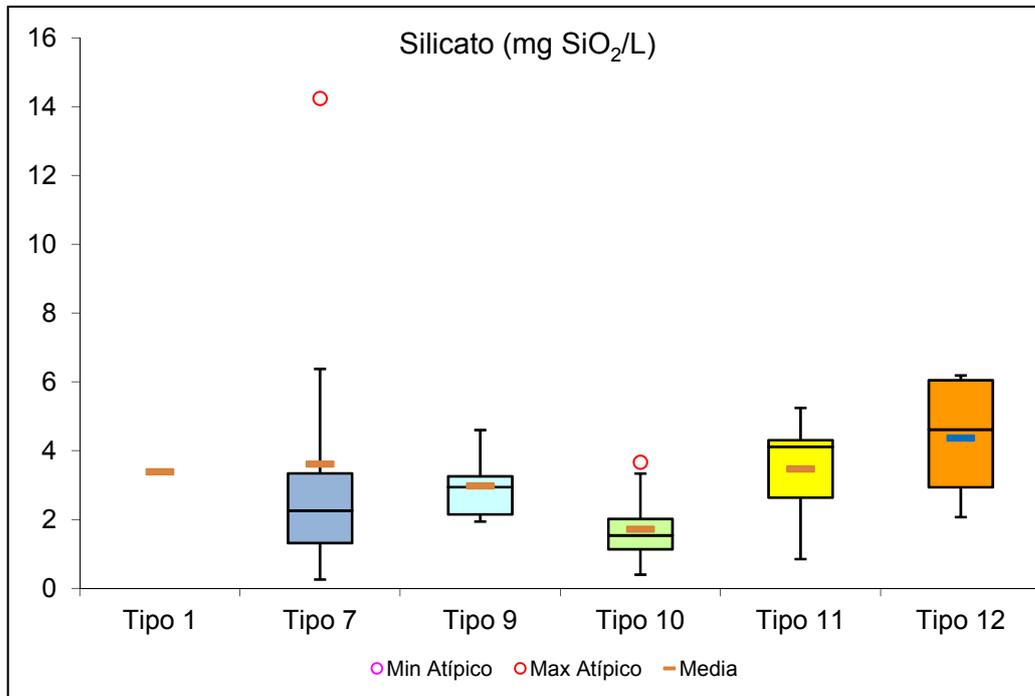


Figura 48. Valores de Silicato en la Zona Fótica para cada tipo de los embalses estudiados en 2010. Leyenda como en figura 38.

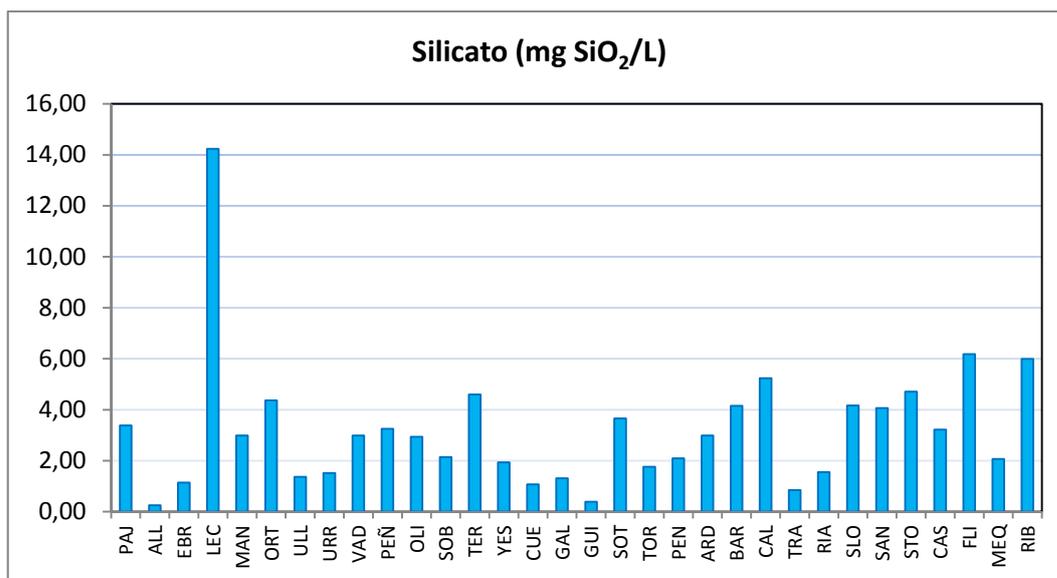


Figura 45. Valores de Silicato en la Zona Fótica para cada uno de los embalses estudiados en 2010

4.3. Características Biológicas

4.3.1. Fitoplancton

La comunidad fitoplanctónica estudiada (un total de 206 taxones en 32 embalses) está representada por nueve grandes grupos algales, entre los que destacan, por su riqueza, los clorófitos (Chlorophyta) y las diatomeas (Bacillariophyceae). El cuadro siguiente resume la composición taxonómica global del fitoplancton en los embalses estudiados.

Grupo	nº especies
Chlorophyta	73
Bacillariophyceae	57
Chrysophyceae	17
Cyanobacteria	14
Dinophyta	13
Euglenophyta	10
Conjugatophyceae	10
Cryptophyta	10
Xantophyta	2

La comunidad fitoplanctónica estudiada en los diferentes tipos de embalses, fue descrita a partir de las siguientes variables: 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 46) ha sido superior al año 2009, desde las 28 especies en el tipo 9 hasta las 46 del tipo 12. El máximo absoluto se registró en el embalse de Ribarroja, del tipo 12, con 54 especies. Le siguieron: Guiamets y Caspe con 48 y 46 especies respectivamente. Los valores mínimos se han dado en los embalses de La Peña, Gallipuéñ y Ardisa, con valores de 18, 20 y 21 especies respectivamente.

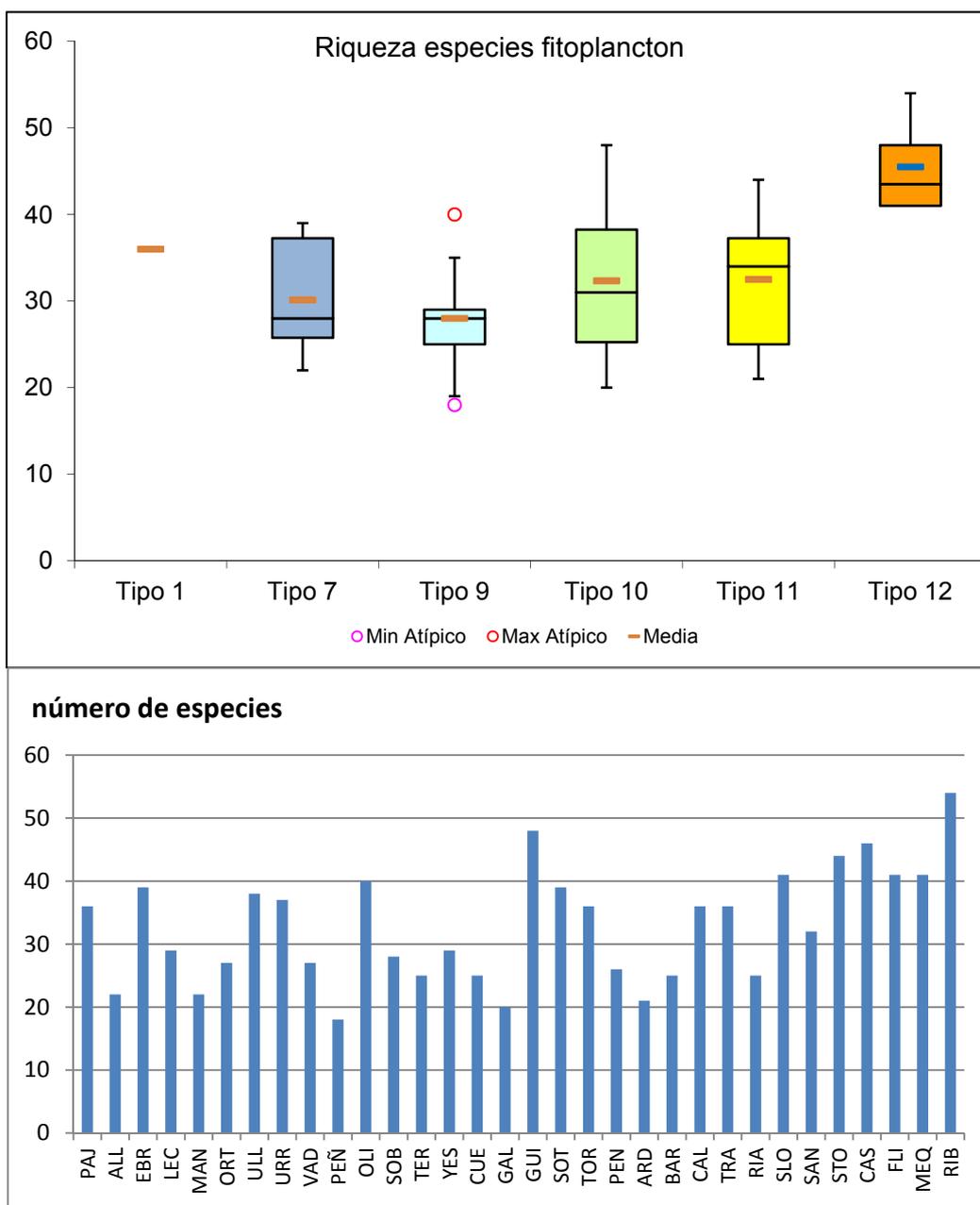


Figura 46. Riqueza de especies de fitoplancton para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior es la mediana, el segmento coloreado es la media, el segmento punteado es el rango de los datos (sin contar atípicos) y los círculos son valores extremos. 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 / ejes parte baja. En la parte inferior, diagrama de barras ordenado por Embalses según su tipo y su nombre.

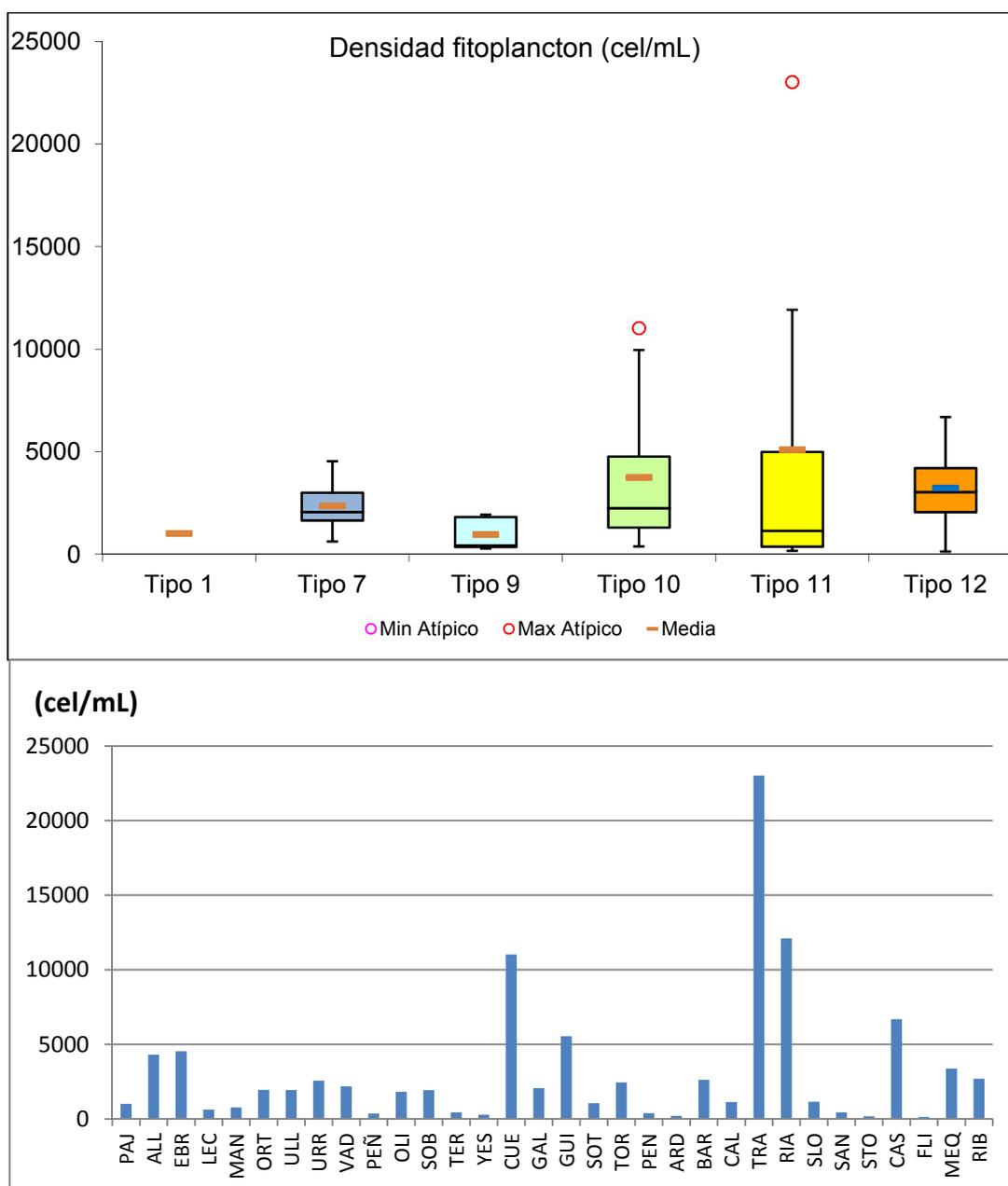


Figura 47. Densidad celular del fitoplancton para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO de 2010. Categorías y leyendas como en la figura 46

La densidad celular presenta valores diferentes a la riqueza de especies (figura 47). Los promedios más bajos se presentan en el tipo 9, mientras que el más alto está en el tipo 11. Destaca el máximo absoluto de densidad fitoplanctónica en el embalse de La Tranquera, con 23023 cel/mL, considerado como máximo atípico del tipo 11. Le siguen Rialb y Cueva Foradada con valores de 12107 y 11026 cel/mL respectivamente.

En el lado contrario, los valores menores de densidad se han dado en el embalse de Flix, al igual que el año 2009, con una densidad de 135 cel/mL, seguido de los embalses de Santolea (en obras) y Ardisa, con valores de 171 y 201 cel/mL. De nuevo la alta renovación en estos embalses y su especial situación en el momento del muestreo, más parecidos a un río que a un embalse, pueden ser motivo de la baja densidad del fitoplancton, que crece y se mantiene mejor en sistemas lénticos que lóticos.

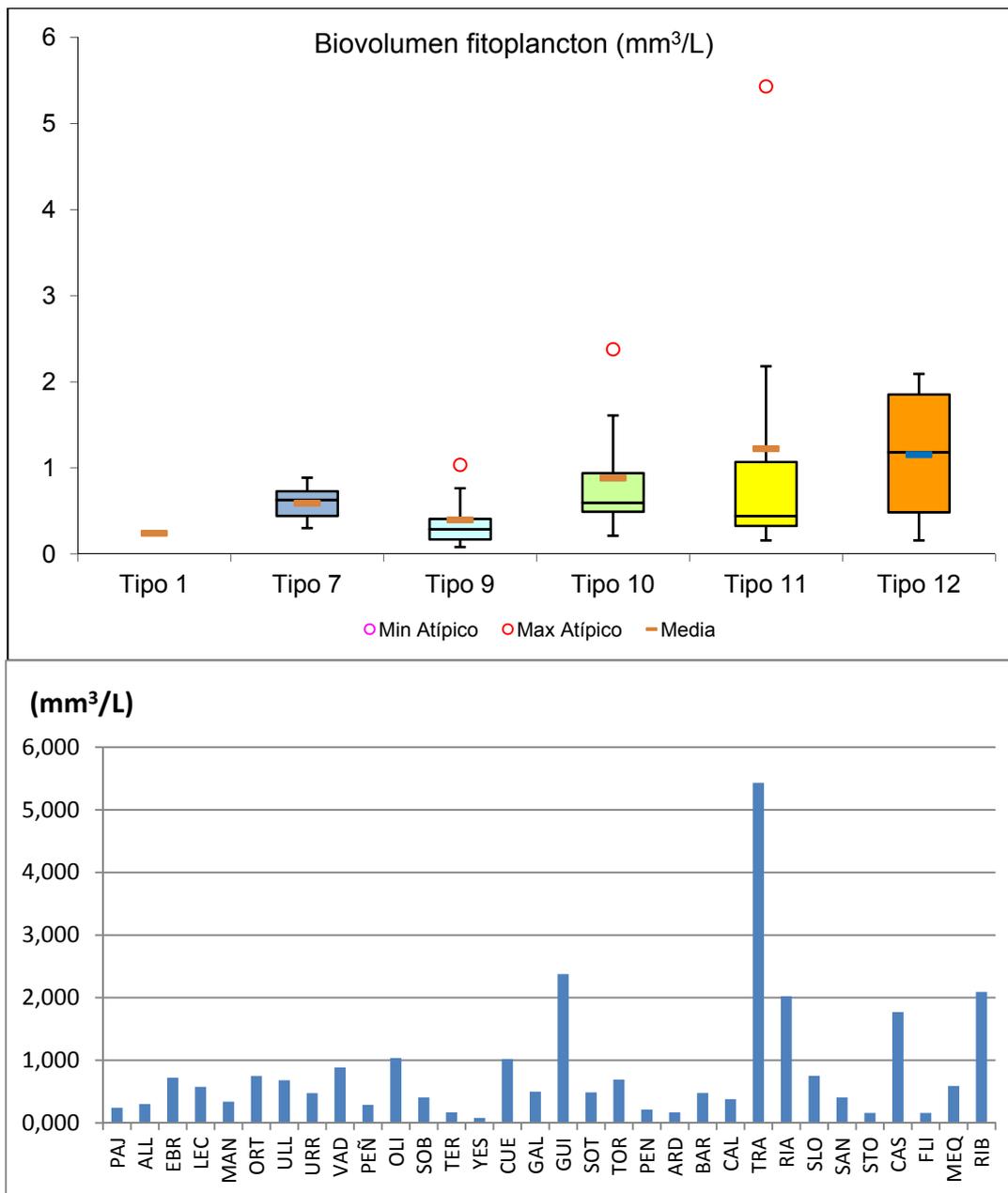


Figura 48. Biovolumen del fitoplancton para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO de 2010. Categorías y leyendas como en la figura 46

El comportamiento de la variable biovolumen celular de fitoplancton (figura 48) fue similar al de la variable densidad, con los embalses del tipo 11 presentando valores mucho más elevados en general. La Tranquera presenta el valor más elevado con 5,43 mm³/L, seguido por los embalses de Guiamets y Ribarroja que superan ligeramente el valor de 2 mm³/L, también con elevados valores el pasado año 2009. En el lado contrario, los valores menores se han presentado en el embalse de Yesa con 0,081 mm³/L, seguidos de Santolea y Flix (como en el caso de la densidad celular).

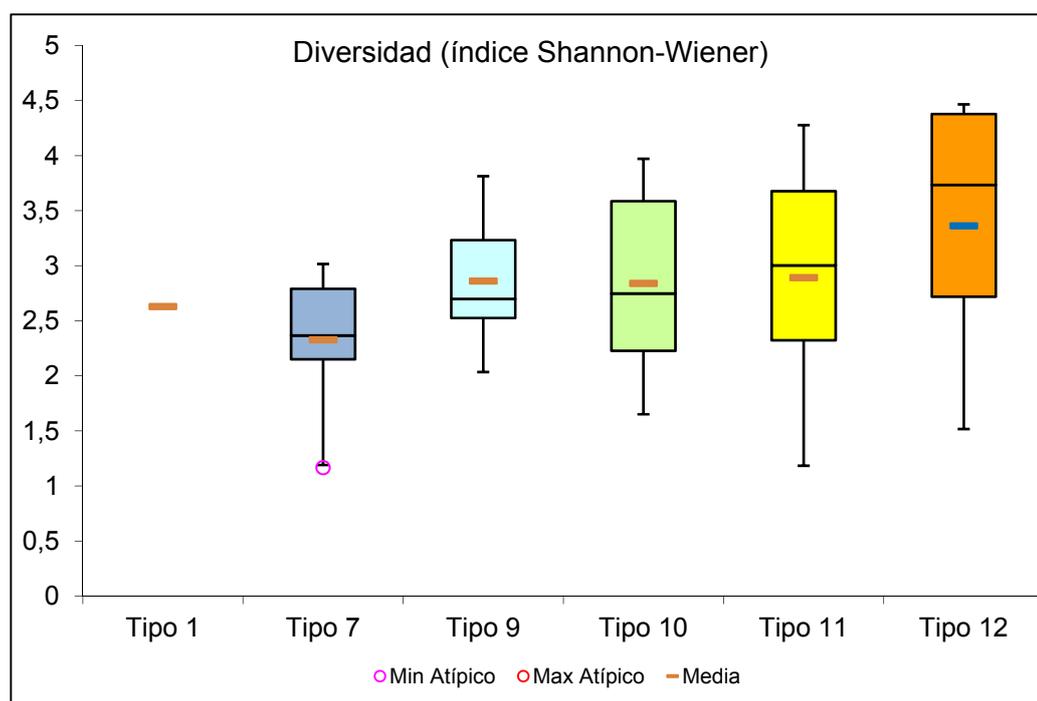


Figura 50. Diversidad del fitoplancton según el índice de Shannon-Wiener para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO de 2010. Categorías y leyendas como en la figura 46

Los valores de diversidad obtenidos en las muestras de fitoplancton se pueden considerar los habituales en este tipo de estudios, entre 2,5 y 3 bits. El tipo 12 es el de mayor diversidad en promedio, por encima de 3 bits. Se debe señalar cómo la diversidad máxima para todos los embalses se ha presentado en el de Flix, donde curiosamente también se ha dado la densidad mínima. Un embalse con pocos individuos, pero muy variados. Una situación similar también se ha dado en Santolea. Ese estado más lóxico que léntico de la masa de agua puede ser la causa de esta situación. El valor medio más bajo de diversidad se ha dado en el tipo 7, y dentro del mismo tipo en el embalse de Alloz, con 1,17 bits. Barasona (del tipo 11) ha sido el siguiente con 1,18 bits, ambos embalses con densidad fitoplanctónica moderada.

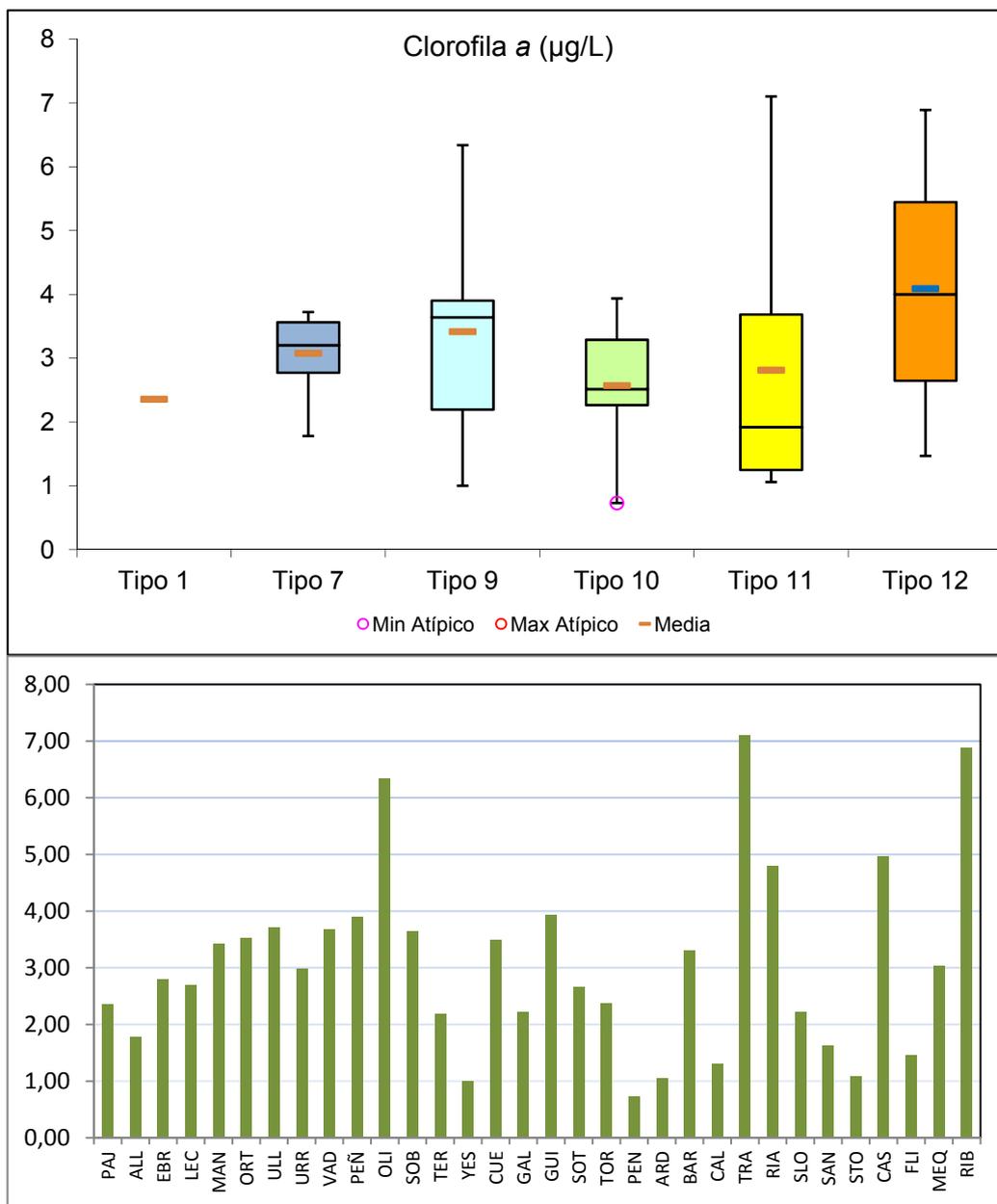


Figura 49. Concentración de clorofila a para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO de 2010. Categorías y leyendas como en la figura 46

Las concentraciones de clorofila a (figura 49) presentaron valores medios entre 2 y 4 µg/L en todos los tipos. El valor más elevado está en el tipo 12 con 4,1 µg/L. Por embalses es La Tranquera con 7,10 µg/L el más elevado, seguido de cerca por Rialb con 6,89 y Oliana con 6,84 µg/L. En el lado contrario, el embalse de Pena es el de valor inferior, menor de 1 µg/L. Le siguen los embalses de Yesa y Ardisa rozando este valor de concentración de clorofila a.

Con el fin de presentar una descripción más detallada de las comunidades algales planctónicas de los embalses estudiados, en las figuras 50 a 54 se muestra la distribución de la riqueza de especies para cada uno de los grupos fitoplanctónicos y tipo de embalse.

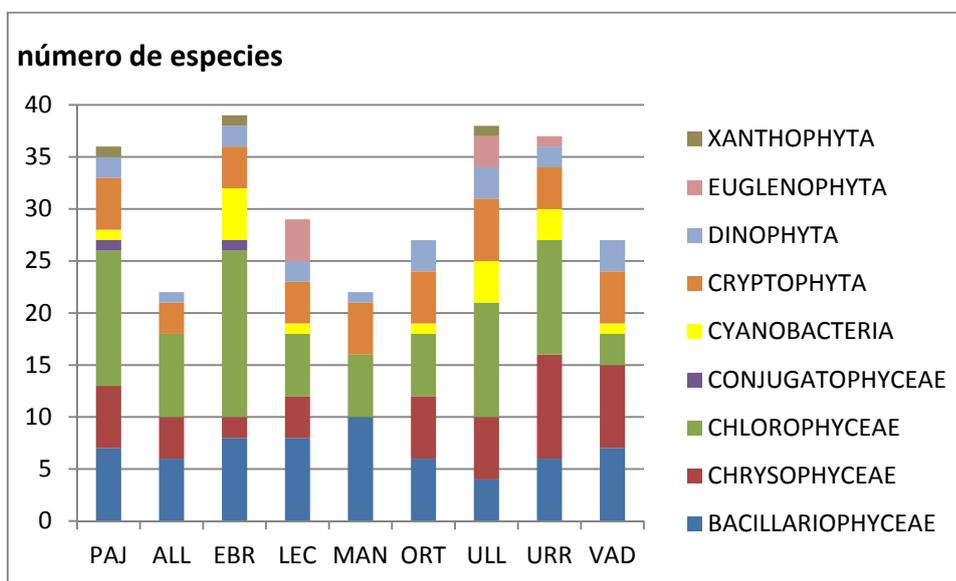


Figura 50. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 1 (Pajares) y 7 (restantes embalses) del ESTUDIO de 2010. Leyendas según el nombre de cada embalse.

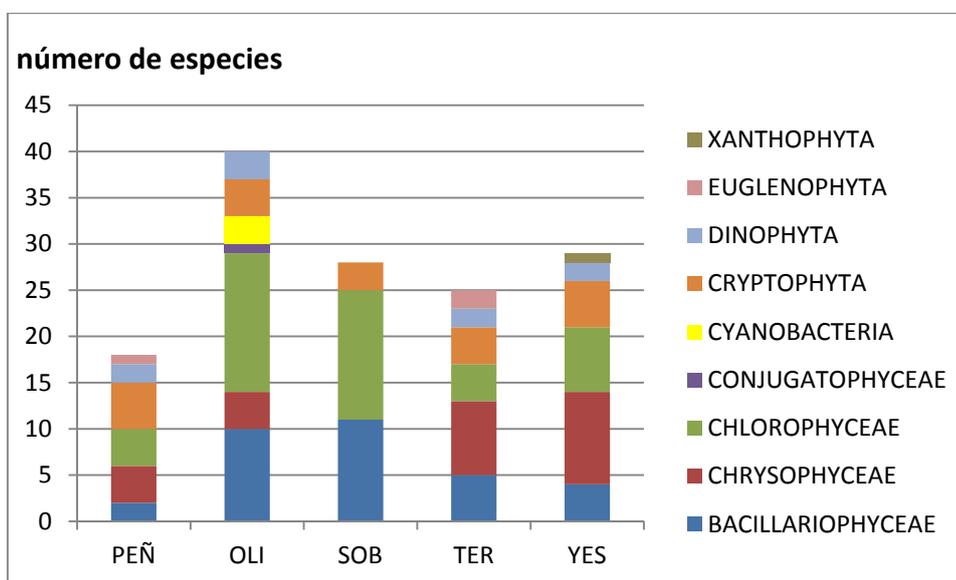


Figura 51. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 9 del ESTUDIO de 2010. Leyendas según el nombre de cada embalse.

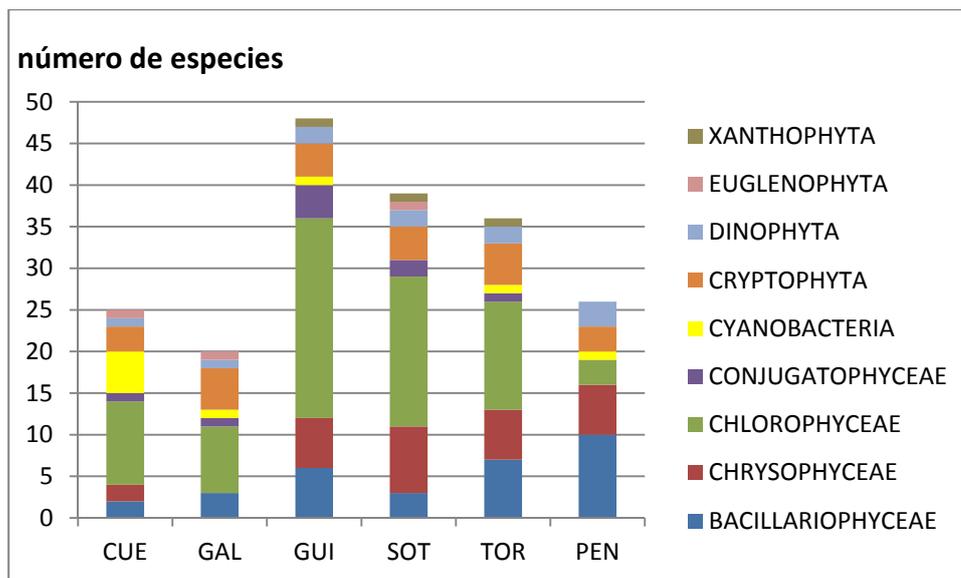


Figura 52. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 10 del ESTUDIO de 2010. Leyendas según el nombre de cada embalse.

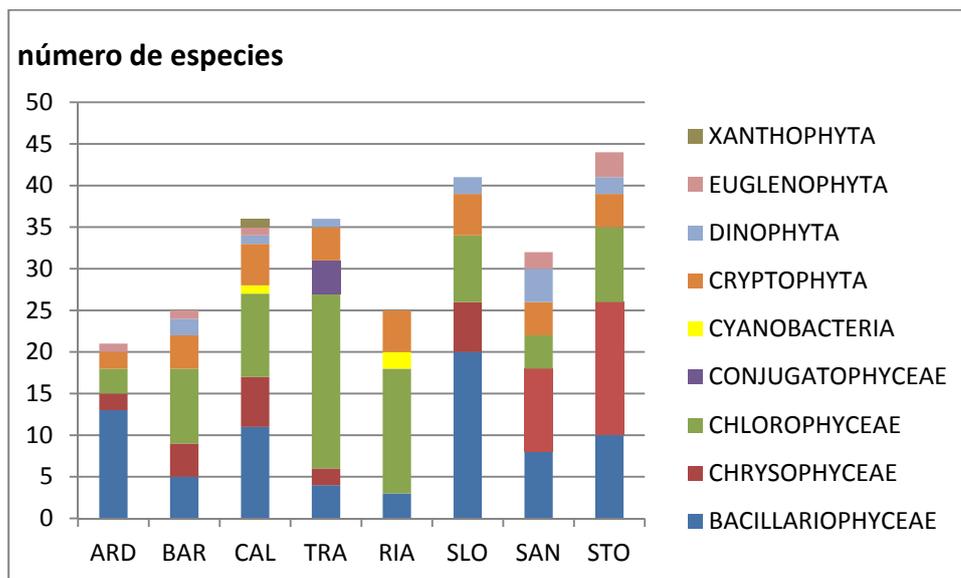


Figura 53. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 11 del ESTUDIO de 2010. Leyendas según el nombre de cada embalse.

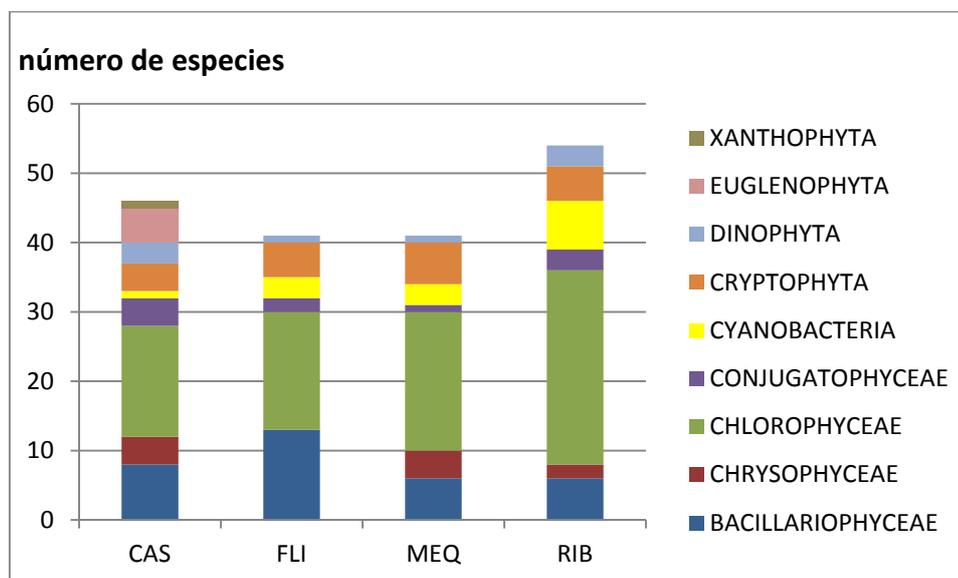


Figura 54. Riqueza de especies para cada grupo fitoplanctónico para los diferentes embalses del tipo 12 del ESTUDIO de 2010. Leyendas según el nombre de cada embalse.

Los resultados presentados en las figuras anteriores muestran que las Chlorophyceae son en general el grupo más abundante en casi todos los embalses, seguido de las Bacillariophyceae. En algunos embalses son las Chrysophyceae el primer grupo con más riqueza, como es el caso de Santolea, Terradets y Yesa y en otros se sitúan en segundo lugar de riqueza, como es el caso de La Sotonera o Urrúnaga.

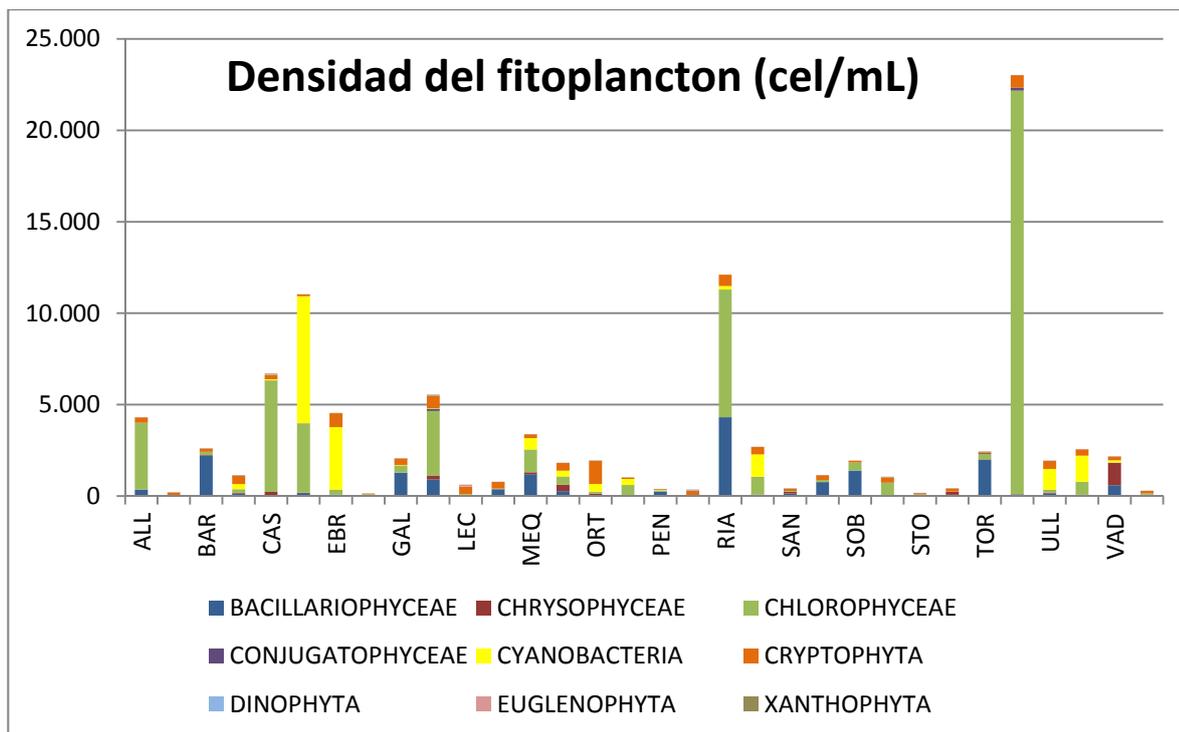


Figura 55. Densidad celular (en células por mililitro) de los grupos de algas fitoplanctónicas en los embalses del ESTUDIO. Abreviaturas de los embalses según su nombre.

Las Chlorophyceae (Clorofíceas o algas verdes) son uno de los grupos con mayor densidad en el fitoplancton. Son las más abundantes en embalses como Guiamets (3.520 cel/mL), Alloz (3.653 cel/mL), Cueva Foradada (3.791 cel/mL), Caspe (6.067 cel/mL), Rialb (6.989 cel/mL) y La Tranquera, siendo este último el que presenta una mayor densidad de estas algas con más de 22.000 células /ml.

En segundo lugar se sitúan las Bacillariophyceae (Bacilariofíceas o Diatomeas) como grupo dominante en los embalses. Domina en embalses como Mequinenza (1.193 cel/mL), Gallipuéen (1.282 cel/mL), Sobrón (1.391 cel/mL), Las Torcas (1.979 cel/mL), Barasona (2.224 cel/mL) y así como en Rialb donde se reparte la dominancia a medias entre las Clorofíceas (6.989 cel/mL) y las Bacilariofíceas (4.307 cel/mL).

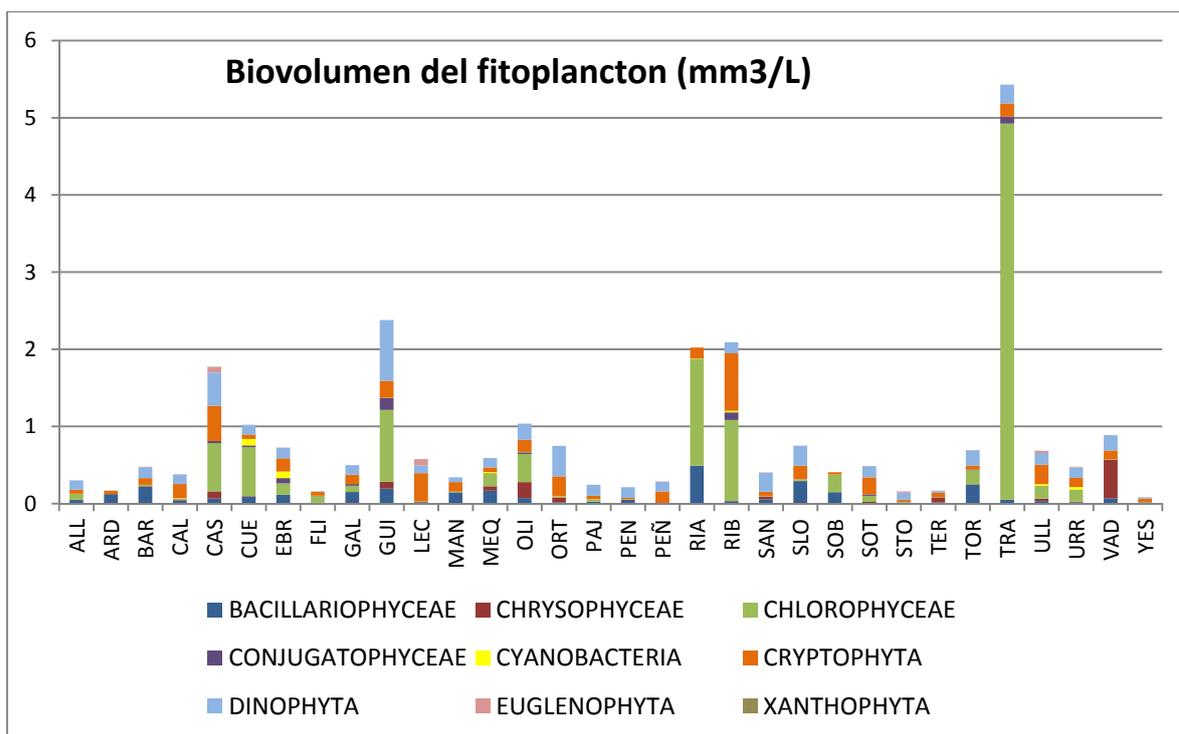


Figura 56. Biovolumen del fitoplancton (en mm³ por litro) de los grupos de algas fitoplanctónicas en los embalses del ESTUDIO. Abreviaturas de los embalses según su nombre.

Si observamos la representación de los biovolúmenes del fitoplancton (figura 56) son las Clorofíceas las que dominan en bastantes embalses, como Caspe, Cueva Foradada, Guiamets, Oliana, Rialb, Sobrón, y La Tranquera. De nuevo es La Tranquera quien presenta el valor más elevado de biovolumen dominado por las Clorofíceas (4,87 mm³/L).

El segundo grupo en importancia son las Dinophyta, seguido por las Cryptophyta. Son grupos algales con especies poco abundantes (figura 56) pero de gran tamaño, y por eso su aportación al biovolumen es relativamente grande en comparación con las Cianobacterias, que son de gran abundancia pero tan pequeñas que apenas aportan biovolumen.

Las crisofíceas (Chrysophyceae), algas típicas de aguas oligotróficas, ligeramente ácidas, poco mineralizadas y con valores bajos de alcalinidad, cobran relativa importancia (en densidad y en biovolumen) en el embalse de Vadiello, donde son el grupo dominante con 1.224 cel/mL y 0,50 mm³/L respectivamente.

Los euglenófitos (Euglenophyta), las xantofíceas (Xanthophyta) y las desmidiáceas entre las conjugadas (Conjugatophyceae) son siempre grupos minoritarios en densidad y biovolumen, con la excepción del embalse de Lechago, donde se aprecia cierta importancia de Euglenophyta, con una densidad de 92 cel/mL y biovolumen de 0,079 mm³/L.

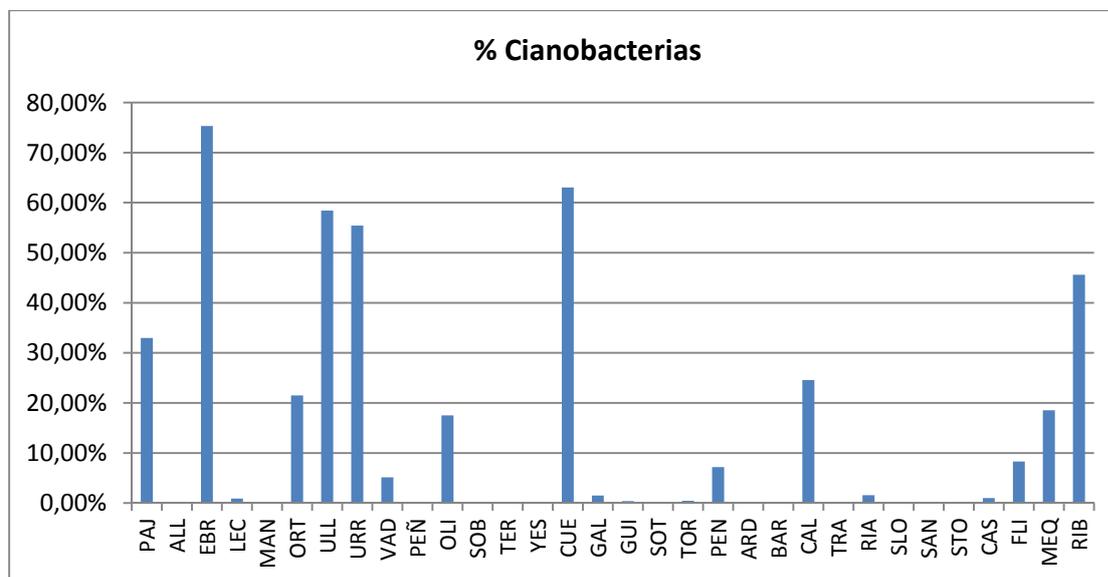


Figura 57. Porcentaje de Cianobacterias respecto a la densidad total del fitoplancton para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO de 2010. Leyenda de los embalses ordenados según su tipo y después por su nombre.

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 no tienen algas de este grupo o las tienen en cantidades menores del 5 % de la densidad total (figuras 55 y 57). Pero debemos señalar aquellos que poseen un porcentaje superior al 50 %, como son Urrúnaga, Ullivarri-Gamboa, Cueva Foradada y Ebro. 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 la baja renovación del agua en estos embalses. 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 108 especies de zooplancton en un total de 32 embalses, agrupadas en tres grupos taxonómicos principales, el orden Cladocera (20 especies), la subclase Copepoda (14 taxones) y el phylum Rotifera (67 especies). También se contabilizaron otros 7 taxones pertenecientes a otros varios grupos zoológicos, entre los que se ha contabilizado algunas de las fases larvarias de *Dreissena polymorpha* (Mollusca, Bivalbivia), otros taxones “secundarios”, como ciliados (Cilliophora), ácaros acuáticos (Arachnida, Hydrachnidia), quironómidos (Diptera, Chironomidae), turbelarios (Plathyhelminthes, Turbellaria), gastrotricos (Gastrotrichia) y ostrácodos (Crustacea, Ostracoda).

En las muestras de arrastre de redes verticales, la proporción entre grupos fue parecida, aunque recogiendo un total de 122 especies (ver Cuadro 8) y 12 taxones “secundarios”, entre los que se sumaron a la lista anterior: el género *Chaoborus*, oligoquetos (Annelida, Oligochaeta), nematodos (Nematoda), decápodos (Decapoda) y efémeras (Efemeroptera).

Cuadro 8

	Cuantitativas		Redes	
Cladocera	20	19 %	25	23 %
Copepoda	14	13 %	15	14 %
Rotifera	67	62 %	70	65 %
Otros táxones	7	6 %	12	11 %
Total	108		122	

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.

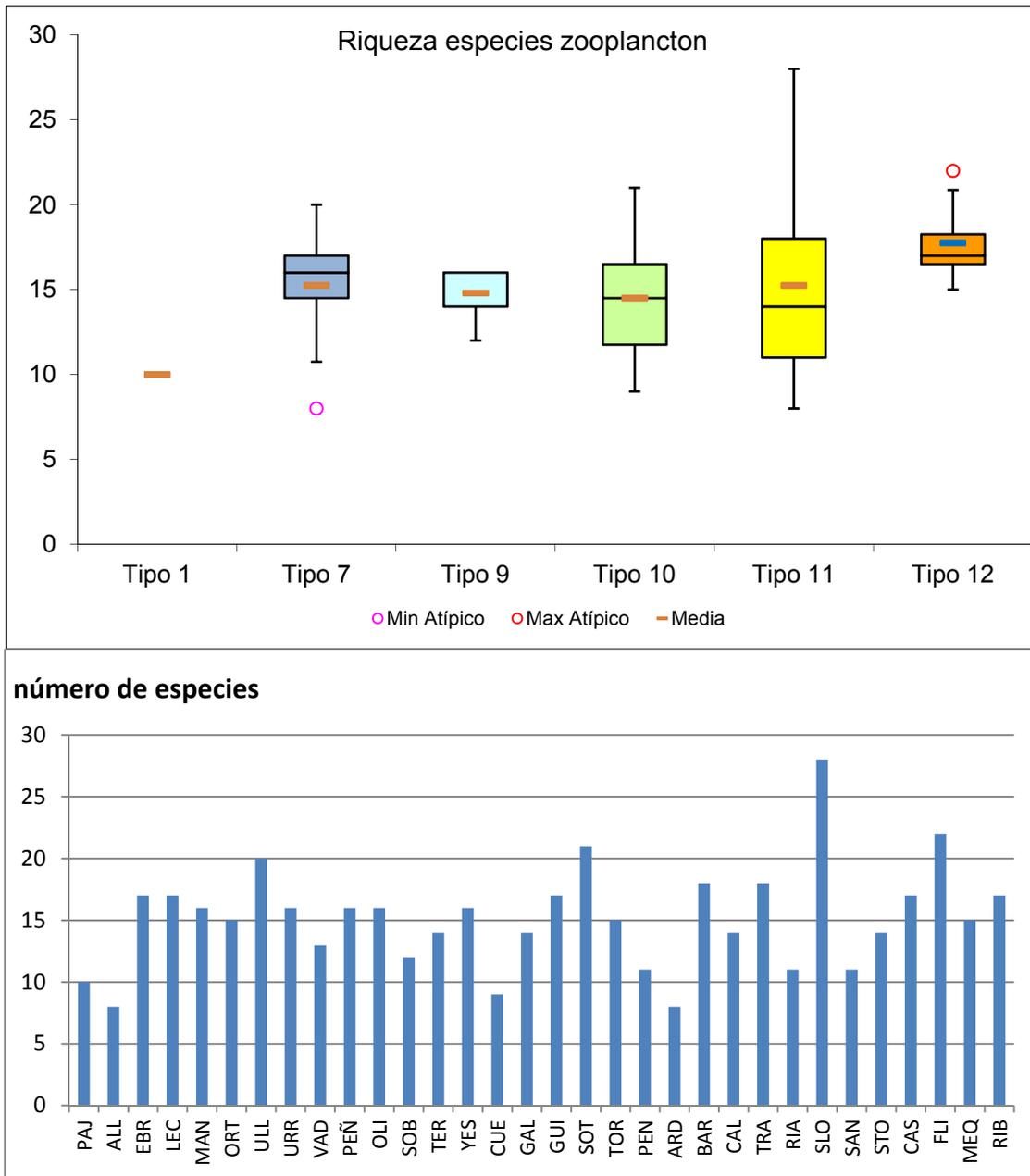


Figura 58. En la parte superior, riqueza de especies del zooplancton para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. La columna coloreada representa el intervalo p25-p75, el segmento interior es la mediana, el segmento coloreado es la media, el segmento vertical es el rango de los datos (sin contar valores atípicos) y los círculos son los atípicos máximos y mínimos. 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 / ejes parte baja. En la parte inferior, riqueza de especies para cada embalse, ordenado por su tipo y su nombre. Abreviatura de cada embalse según su nombre.

La riqueza de especies se movió en torno a las 15 especies por embalse (valores de la media), con el tipo 12 presentando el mayor valor (18 especies) y el tipo 1 presentando el valor más bajo entre todos los tipos (10 especies). Valores destacados de riqueza zooplanctónica se dieron en los siguientes embalses: San Lorenzo con 28 especies fue el máximo absoluto. Le siguieron: Flix, con 22 especies y Ullivarri-Gamboa con 20 especies.

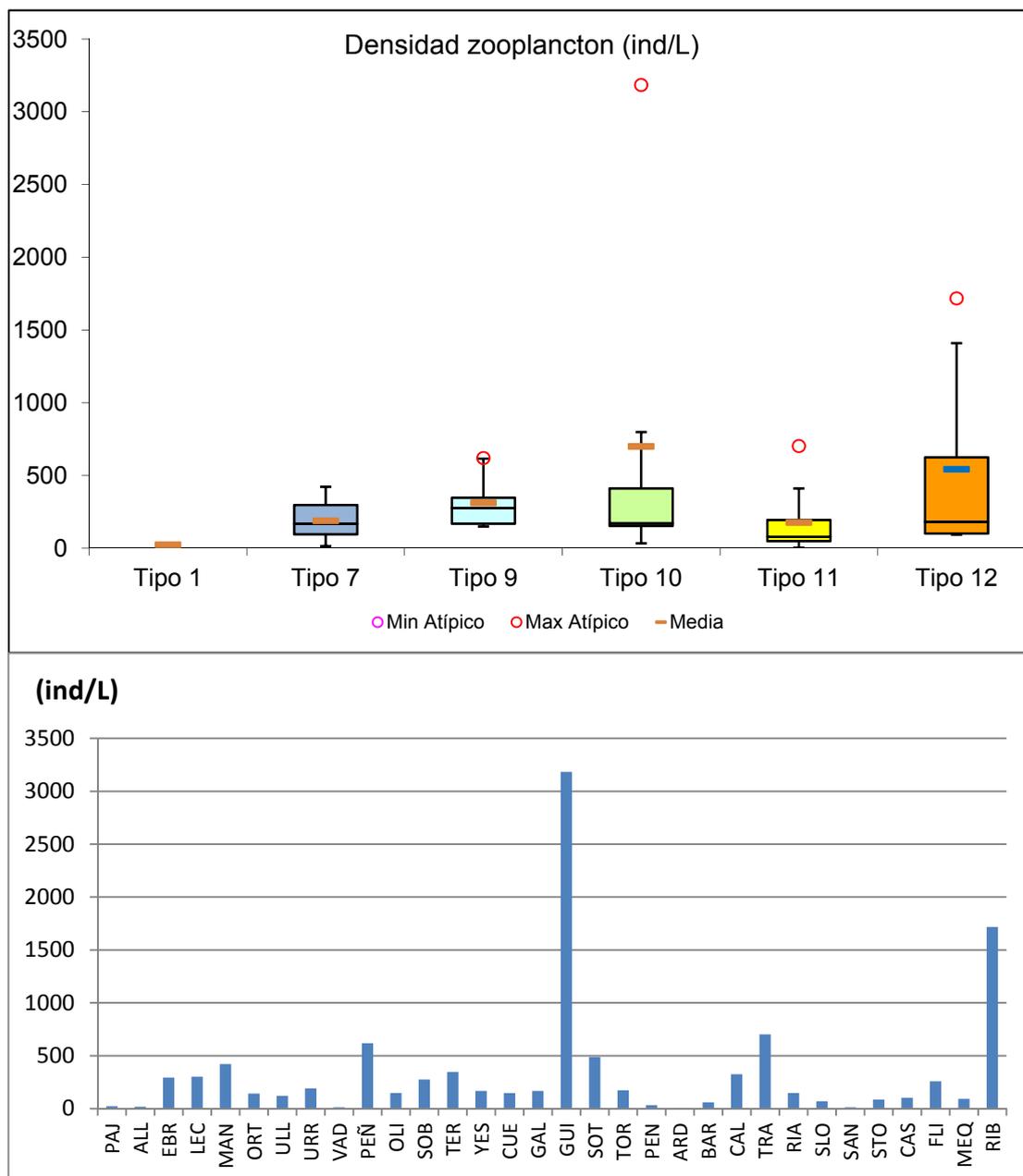


Figura 59. En la parte superior, densidad del zooplancton para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. En la parte inferior, densidad del zooplancton para cada embalse. Leyenda y abreviaturas como en figura 58.

La densidad de individuos media ha sido de 339 ind/L, con valores que han ido desde los 2,04 ind/L en el embalse de Ardisa hasta hasta los 3184 ind/L en Guiamets. Por tipos, los promedios más altos han sido para el tipo 10 y 12, mientras que el más bajo ha sido para el tipo 1, seguido del tipo 11.

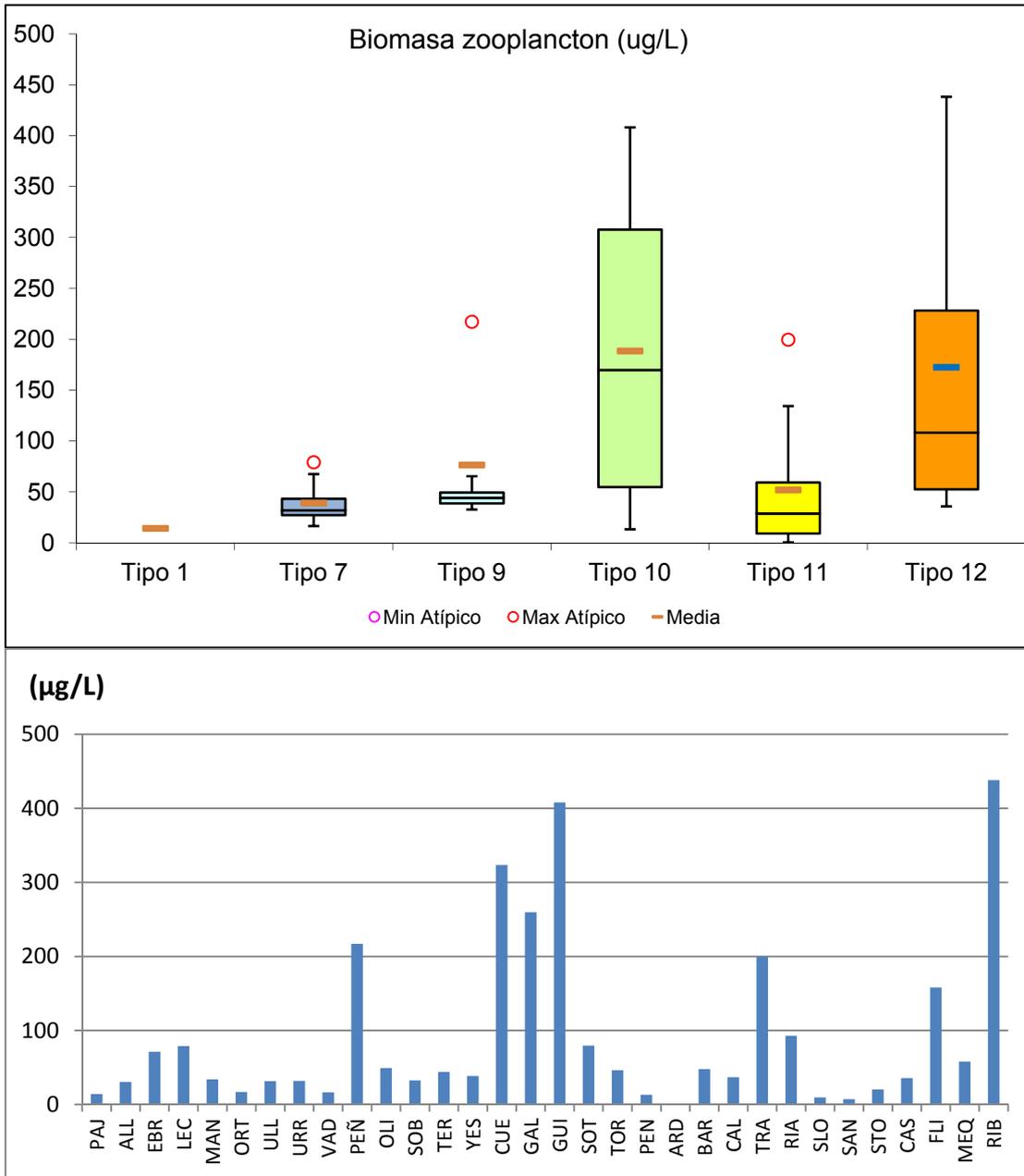


Figura 60. En la parte superior, biomasa del zooplancton para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. En la parte inferior, biomasa del zooplancton para cada embalse, ordenado de menor a mayor. Leyenda y abreviaturas como en figura 58.

La biomasa media fue mayor en el tipo 10, con 223 µg/L (peso seco) seguida del tipo 12 con 172 µg/L. El máximo absoluto se alcanzó en el embalse de Ribarroja (tipo 12), con 438 µg/L, debido sobre todo a los Cladóceros. Otros valores extremos se dieron en el embalse de Guiamets (tipo 10) con 408 µg/L, debido tanto a Cladóceros como a Rotíferos. Sin embargo, en Cueva Foradada (tipo 10) con 323 µg/L es debida a los Copépodos, igual que en Gallipuéen (tipo 10) con 260 µg/L. En la parte opuesta, los valores mínimos se han presentado en algunos embalses del tipo 11, como Ardisa (0,28 µg/L), seguido de Santa Ana (7,26 µg/L) y San Lorenzo (9,61 µg/L).

La diversidad mínima se presenta en el tipo 9 con 1,90 bits, mientras que la máxima está en el tipo 12 con 2,85 bits. En la mayoría de embalses se sitúa en los valores habituales de diversidad para los ecosistemas acuáticos, entre 2 y 3 bits. En los valores inferiores se encuentra Sobrón (tipo 9), donde el plancton está dominado por las larvas de mejillón cebrá sobre las demás especies. En los valores superiores por encima de 3 bits se encuentran los embalses de Santa Ana, Flix y Barasona (máximo absoluto con 3,44 bits).

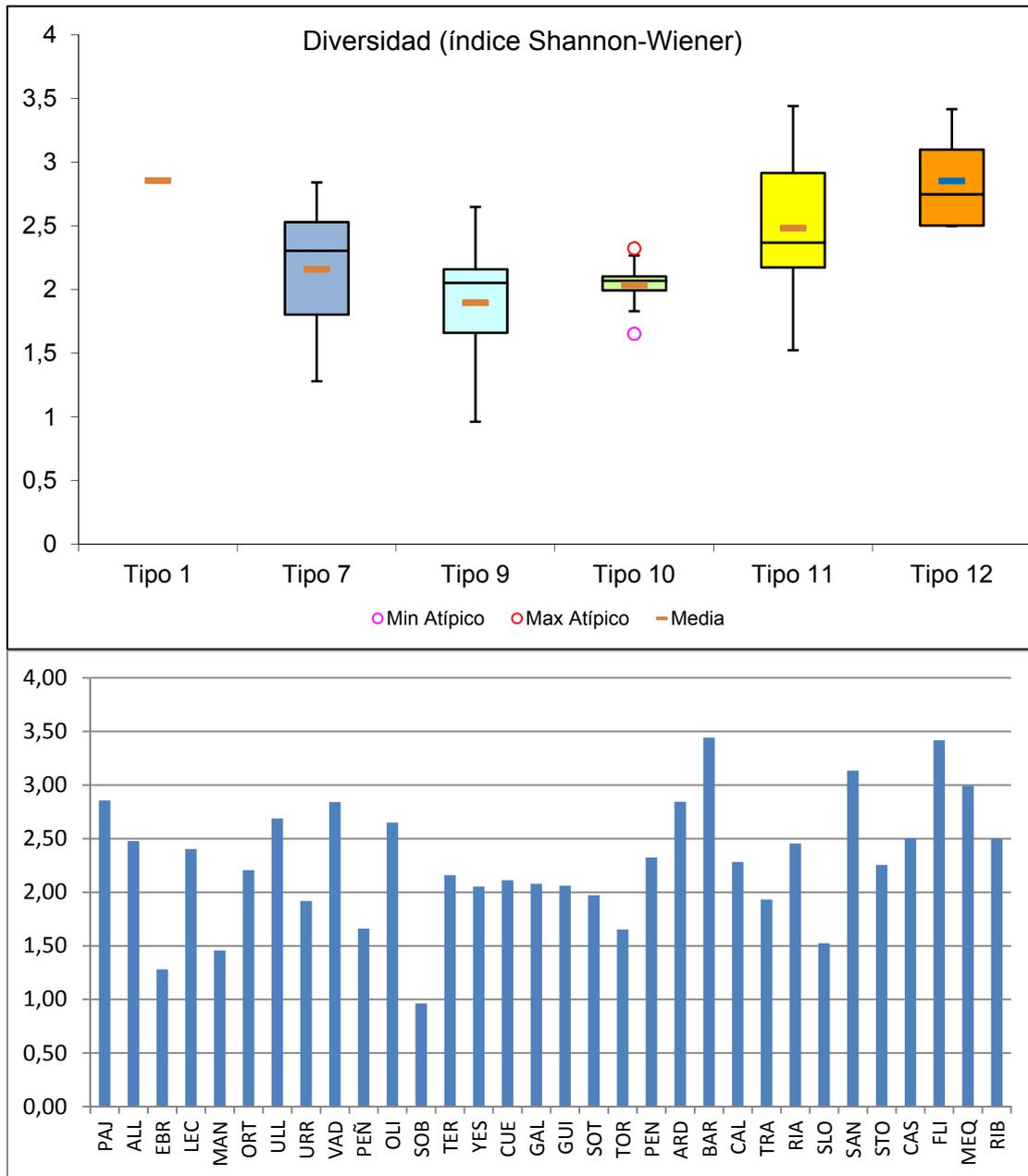


Figura 61. En la parte superior, diversidad del zooplancton estimada según el índice de Shannon-Wiener para los diferentes tipos de embalses del ESTUDIO. En la parte inferior, diversidad del zooplancton para cada embalse. Leyenda y abreviaturas como en figura 58.

En las figuras siguientes (figs. 62 a 66) observamos la distribución por tipos de la densidad del zooplancton en los diversos embalses estudiados, indicando los cuatro grupos zooplanctónicos.

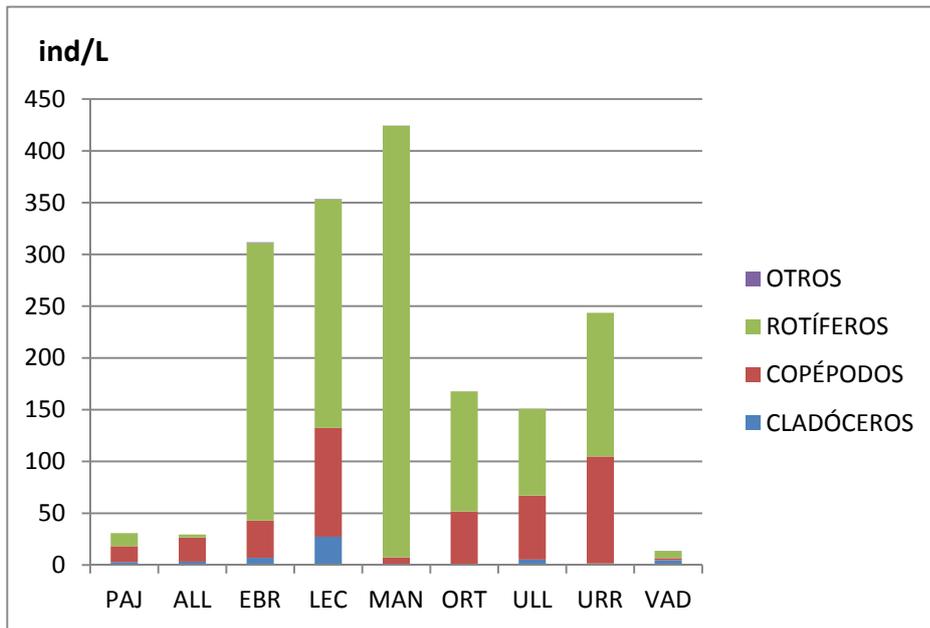


Figura 62. Densidad del zooplancton en los distintos embalses del tipo 1 y 7 estudiados en 2010.

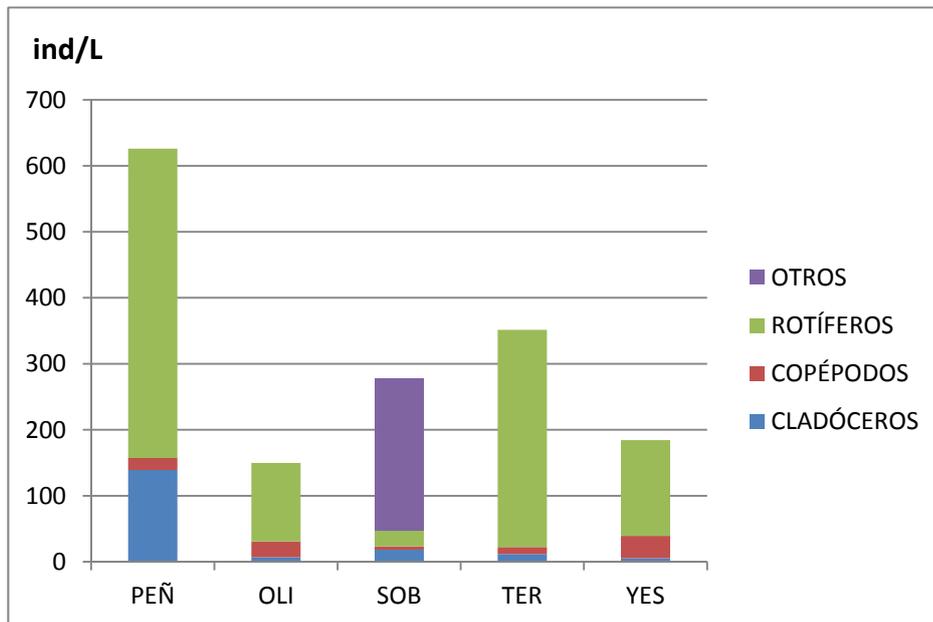


Figura 63. Densidad del zooplancton en los distintos embalses del tipo 9 estudiados en 2010.

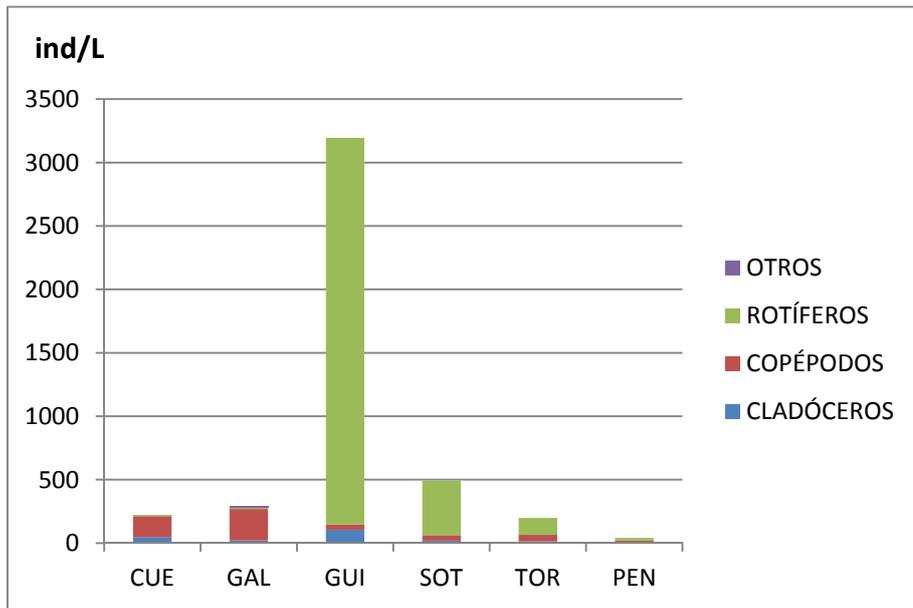


Figura 64. Densidad del zooplancton en los distintos embalses del tipo 10 estudiados en 2010.

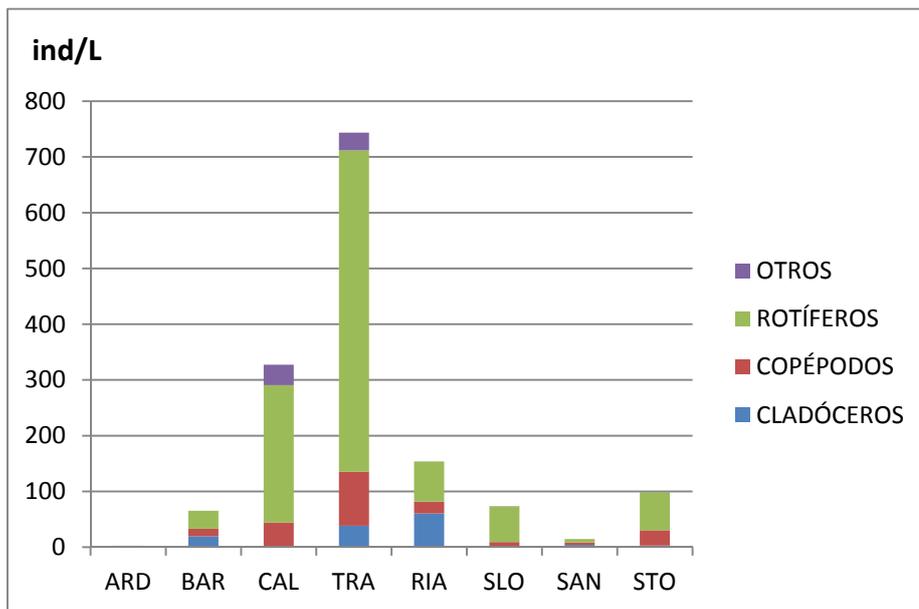


Figura 65. Densidad del zooplancton en los distintos embalses del tipo 11 estudiados en 2010.

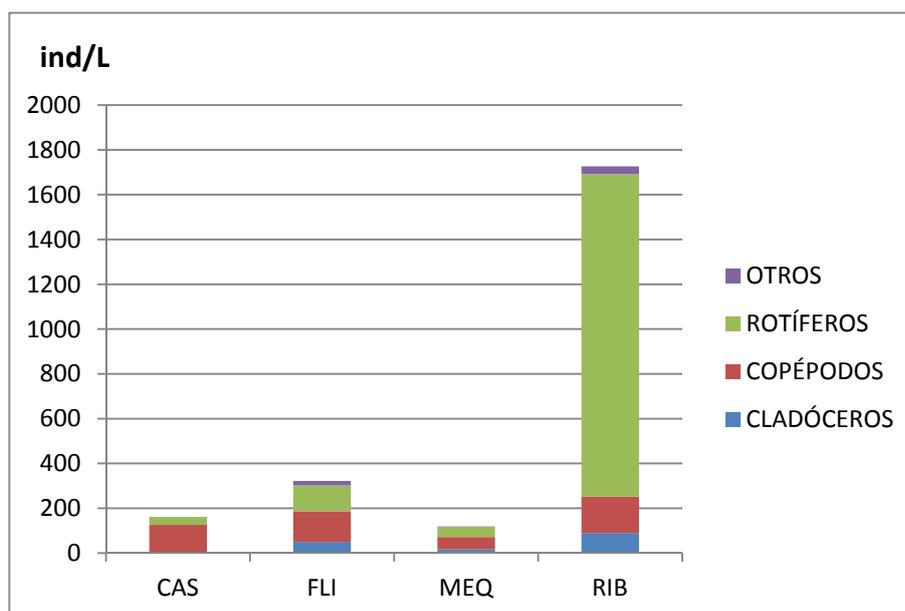


Figura 66. Densidad del zooplancton en los distintos embalses del tipo 12 estudiados en 2010.

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 da en Cueva Foradada, Gallipuéen, Caspe, Mequinzenza y Flix. Las larvas de mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) son las dominantes en Sobrón.

En 2010 se capturaron larvas de mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) en los embalses de Calanda, Flix, Mequinzenza, Ribarroja y Sobrón. La densidad de larvas en el embalse de Sobrón fue la más alta (con 230 ind/L y representando un 84 % de la comunidad zooplanctónica). Seguidamente con densidades menores en valores absolutos se presentaron Calanda y Ribarroja con 36,7 y 35,2 ind/L respectivamente. Comparativamente, han sido Calanda y Flix con 11 y 8 % los valores siguientes en porcentaje de densidad total correspondiente a *D. polymorpha*. En las muestras de red los valores porcentuales han sido similares a los obtenidos con las muestras cuantitativas, presentando la mayor variación el embalse de Calanda, con el 24 % de larvas en la muestra de red.

Cuadro 9

Embalse	Código	<i>D. polymorpha</i> (ind/L)	<i>D. polymorpha</i> (% densidad)	<i>D. polymorpha</i> (% red)
Sobrón	SOB	230,2	84 %	79 %
Calanda	CAL	36,7	11 %	24 %
Ribarroja	RIB	35,2	2 %	7 %
Flix	FLI	19,8	8 %	11 %
Mequinzenza	MEQ	3,1	3 %	2 %

4.4. Análisis multivariante

Seguidamente, con el fin de obtener una imagen o marco general de las variables ambientales estudiadas en los embalses, su distribución por tipos de embalses, así como de las comunidades de fitoplancton y zooplancton, implicadas en esta distribución, 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.

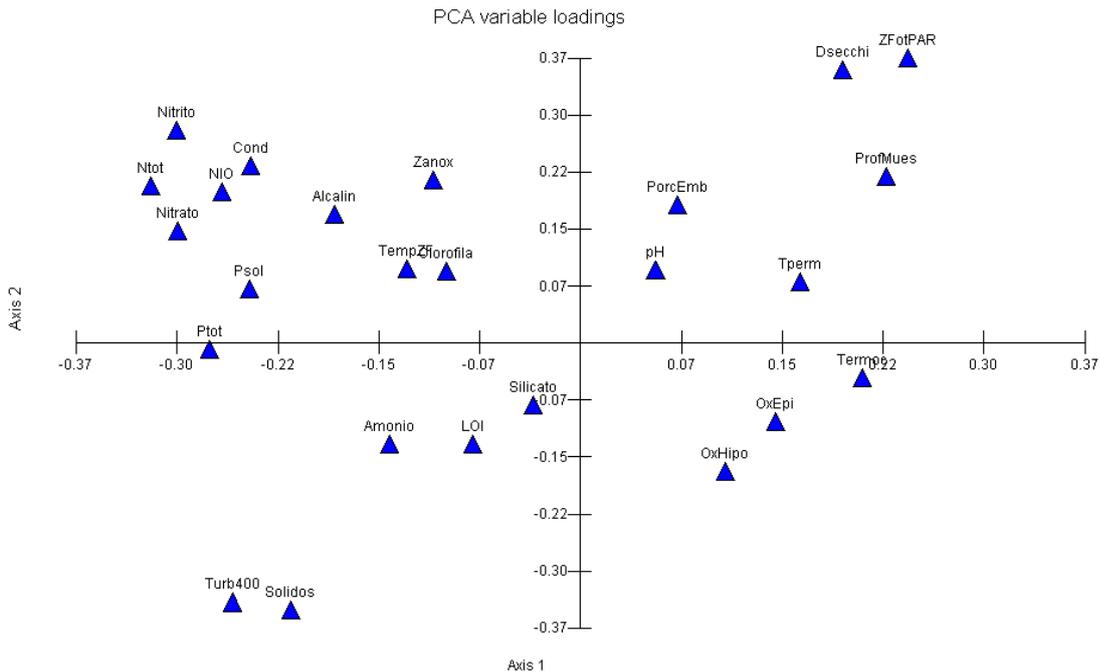


Figura 67. Representación de la posición de las variables estudiadas en los embalses en 2010 frente a los ejes principales 1 y 2 del análisis multivariante PCA.

Los resultados obtenidos muestran que los tres primeros ejes explican un 53,7 de la varianza entre los embalses. El porcentaje de la varianza explicado por el eje 1 es el 22,4 %, el segundo eje 17,4 % y el tercer eje 13,9 %. En la figura 67 se representa la posición de las

variables con respecto a los ejes principales 1 y 2; mientras que la figura 68 hace la representación para los ejes principales 1 y 3.

En el eje 1 tienen mayor peso en la zona positiva las variables relacionadas con la transparencia y aguas bien oxigenadas en los embalses, mientras que en la parte negativa tienen más peso las variables relacionadas con la turbidez y elevadas concentraciones de nitrógeno.

En el eje 2 se separan en la zona positiva las variables relacionadas con las condiciones de las aguas profundas (hipolimnion) como son la escasez de oxígeno, presencia de sustancias reducidas y conductividades altas frente a las condiciones en la zona hipolimnética cuando se encuentra bien oxigenada.

El eje 3 da mayor peso a las condiciones oxigenadas hipolimnéticas típicas de los embalses en buen estado frente a las condiciones anóxicas y con más clorofila, típicas de los embalses en peor estado.

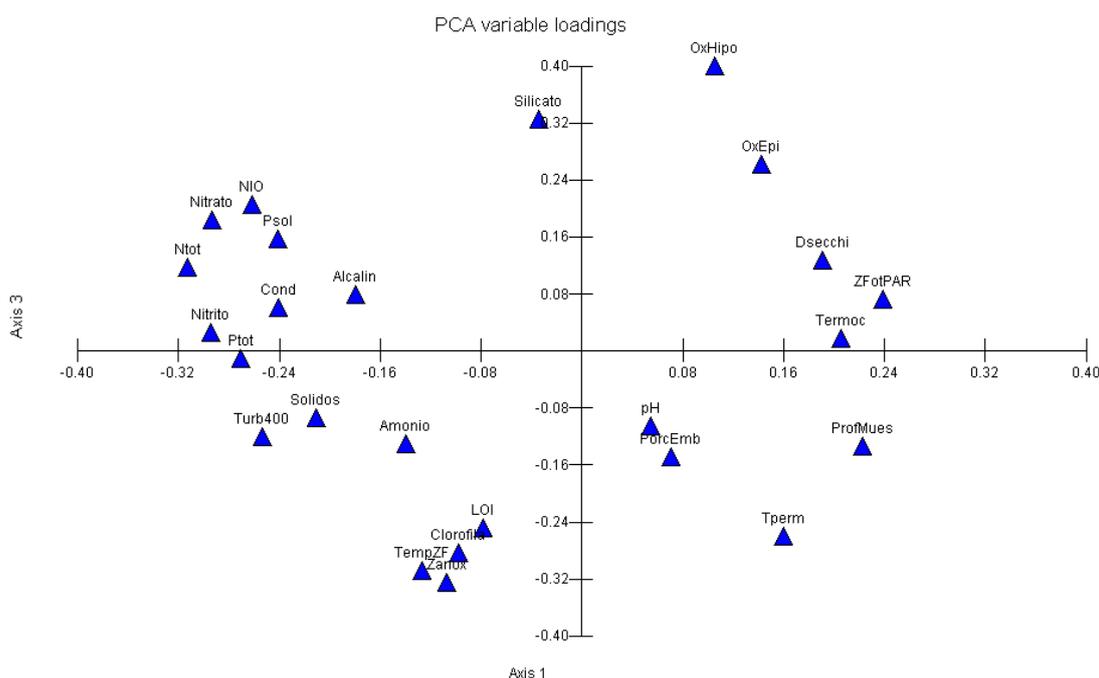


Figura 68. Representación de la posición de las variables estudiadas en los embalses en 2010 frente a los ejes principales 1 y 3 del análisis multivariante PCA.

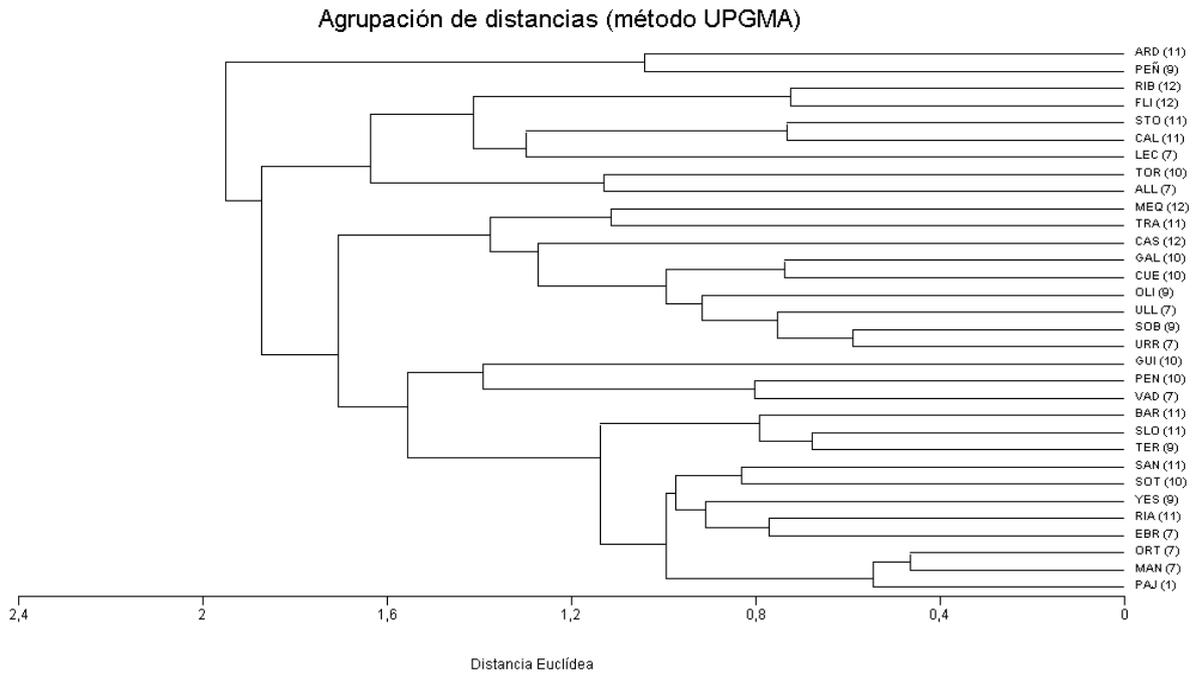


Figura 69. Agrupación de las distancias euclídeas entre los embalses según las variables estudiadas en los embalses en 2010 en base al análisis multivariante PCA.

La agrupación de los embalses nos separa (figura 69) en primer lugar por un gradiente de transparencia de las aguas frente a la turbidez. Por una parte han quedado separados aquellos embalses más someros y turbios, del resto de los embalses. Entre los demás embalses se ha establecido un gradiente de agrupación en función de la combinación de variables de la mineralización y del estado trófico, quedando por un lado los embalses de mejor estado, más transparentes y menos mineralizados, y por otro lado los embalses de tramos bajos, en peor estado o más mineralizados.

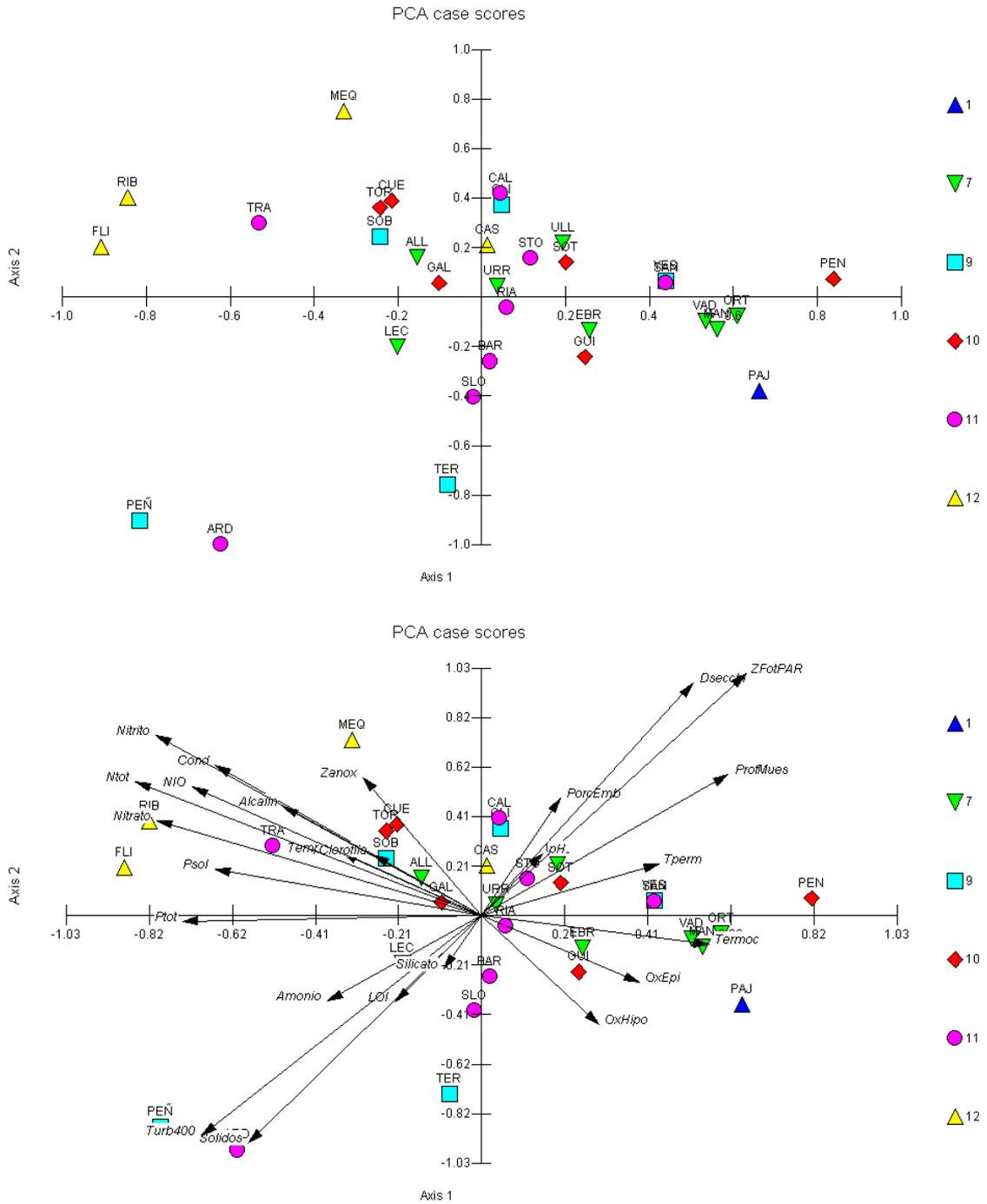
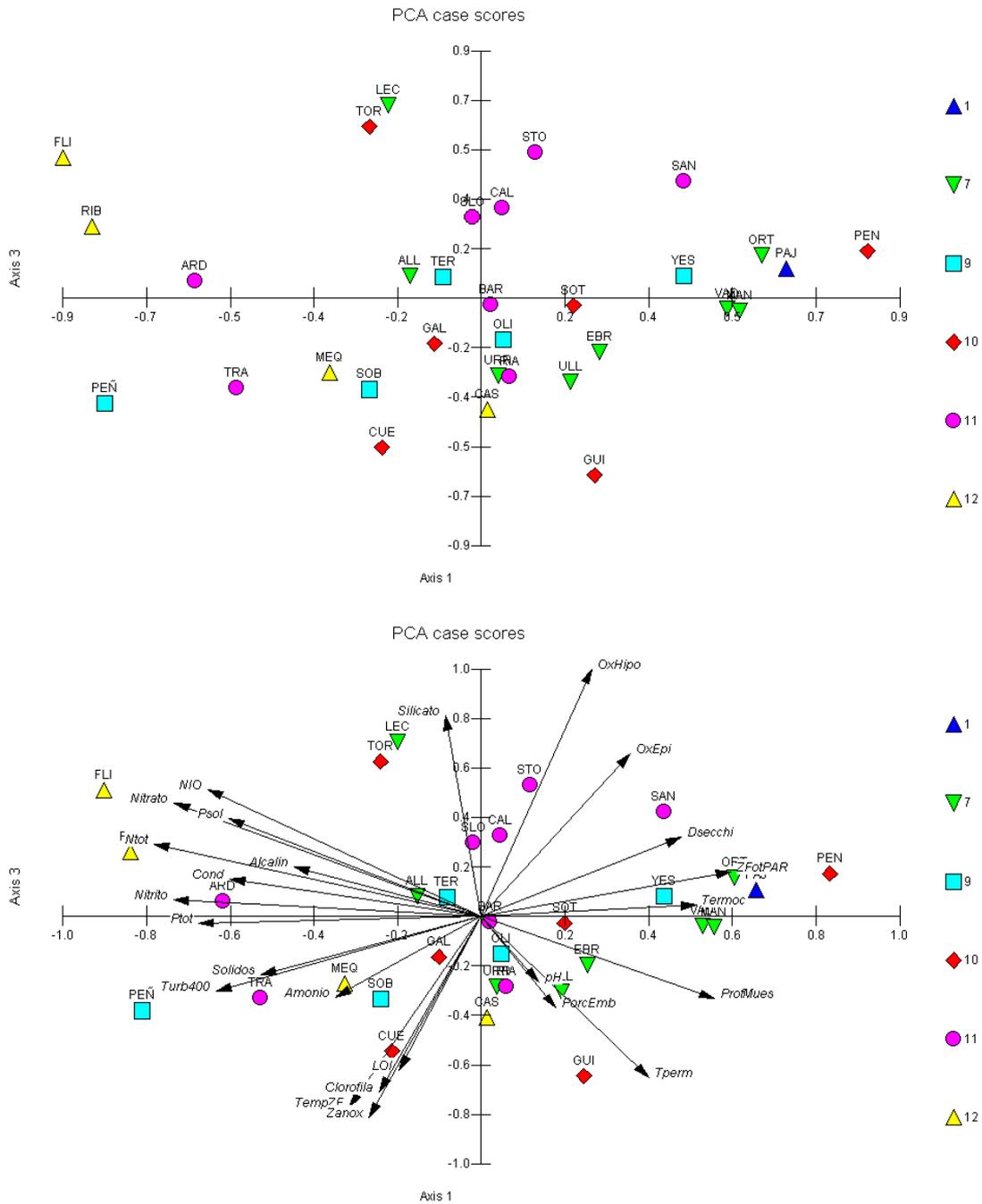


Figura 70. Representación, en la gráfica superior, de la posición de los embalses estudiados en 2010 en el espacio definido por los ejes 1 y 2 del análisis multivariante PCA de las variables consideradas. En la gráfica inferior se ha posicionado además el momento de cada una de las variables representado por el vector que señala en su extremo su posición en los ejes.



Vector scaling: 2,43

Figura 71. Representación, en la parte superior, de la posición de los embalses estudiados en 2010 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 70 y 71 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 el análisis de componentes principales.

Los resultados ponen de manifiesto en la zona positiva del eje 1 los embalses más profundos y transparentes, mientras en la zona negativa están los más turbios y someros. El eje 2 separa en la zona positiva los que son profundos aunque turbios de los que son someros y muy turbios. Por otra parte el eje 3 sitúa en la parte positiva aquellos que son profundos y toda la columna está oxigenada frente a los de la zona negativa que tienen el hipolimnion anóxico y con altas concentraciones de clorofila.

5. ESTADO TRÓFICO

5.1. Introducción

Tal y como se expuso en el informe del año 2009, 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 en 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 (**Cuadro 10**), 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.

CUADRO 10
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 zona fótica ($\mu\text{g/L}$) y densidad celular (n° células/ml).

Los índices contrastados fueron los siguientes:

- **EPA** con tres categorías tróficas y límites de 3 y 20 $\mu\text{g/L}$ para la clorofila (máximo anual) y de 2,000 y 5,000 para la densidad celular.
- **LEE, JONES & RAST**, con cinco categorías tróficas y límites de 2,1 / 3 / 6,7 / 10 $\mu\text{g/L}$ de clorofila (media anual).
- **OCDE**, con cinco categorías tróficas y límites de 1 / 2,5 / 8 y 25 $\mu\text{g/L}$ para la media anual de clorofila-a y de 2,5 / 8 / 25 y 75 $\mu\text{g/L}$ para el máximo anual.
- **MARGALEF**, con dos categorías tróficas y límite de 5 $\mu\text{g/L}$ 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 (**Cuadro 11**). 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 (**Cuadro 11**). Estos

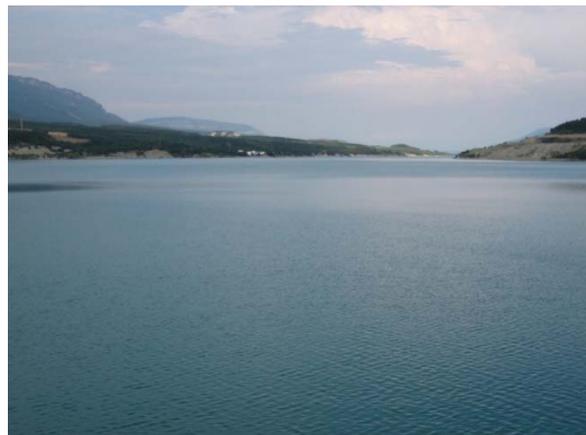
resultados se ajustaban de forma más aproximada a los obtenidos mediante otras métricas estándar de la OCDE como las de P total o clorofila. En el presente ESTUDIO, los índices elegidos son los siguientes:

CUADRO 11
NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA CLOROFILA 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



Embalses de La Tranquera y Pena, con la máxima y mínima concentración de clorofila en 2010



Embalses de La Tranquera y Yesa, con la máxima y mínima densidad de fitoplancton en 2010

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

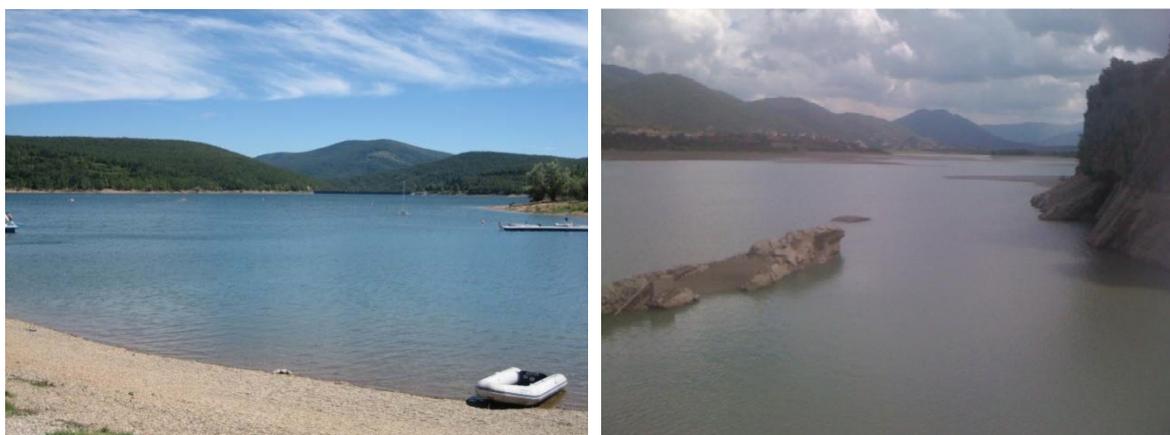
Por su parte, la transparencia, medida como profundidad de visibilidad del disco de Secchi (media y mínimo anual en m), está también íntimamente relacionada con la biomasa algal, aunque más indirectamente, ya que otros factores como la turbidez debida a sólidos en suspensión, o los fenómenos de dispersión 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 (**Cuadro 12**) 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.

CUADRO 12
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 Ortigosa y Peña, con la máxima (6,95 m) y mínima (0,53 m) transparencia en 2010

5.3. Catalogación trófica final

Se han considerando la totalidad de los índices expuestos, que se especifican en el **Cuadro 13**, estableciéndose el estado trófico global de los embalses estudiados según la metodología descrita a continuación.

CUADRO 13
RESUMEN DE LOS PARÁMETROS INDICADORES DE ESTADO TRÓFICO

Parámetros Estado	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
Concentración P (µg 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 (µg/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 el **Cuadro 13** 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:

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 el **Cuadro 14** se incluye también la catalogación de las diferentes masas de agua según la valoración de este estado trófico final.

La **Figura 72** 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.

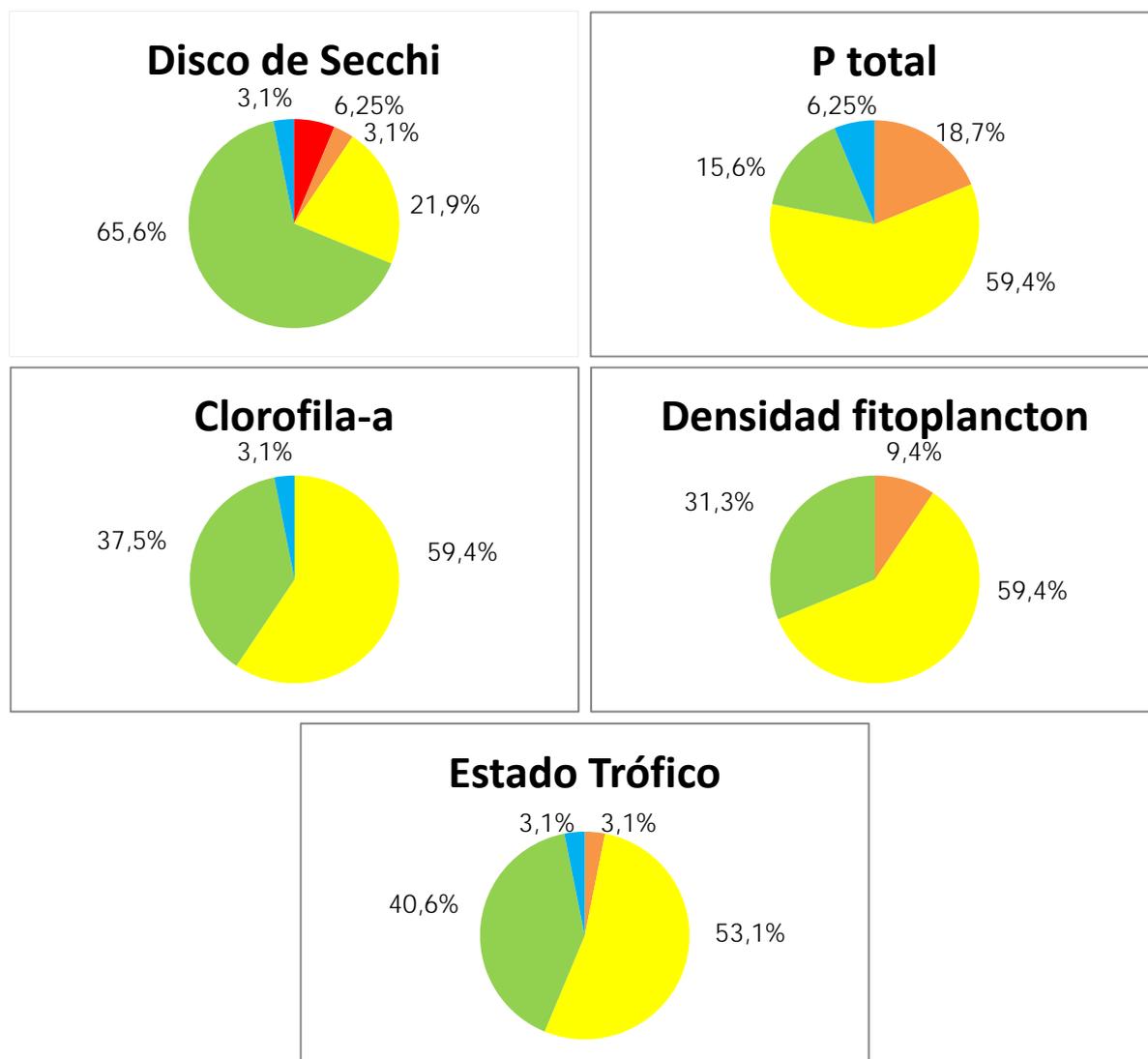


Figura 72. Clasificación trófica de los embalses mediante las diferentes variables y el estado trófico global final.
 Código colores: azul: ultraoligotrófico; verde: oligotrófico; amarillo: mesotrófico; naranja: eutrófico; rojo: hipereutrófico.

La variable más restrictiva a la hora de clasificar el estado trófico fue (al igual que en años anteriores) el P total, que clasificó sólo un 22 % de embalses como oligo-ultraoligotróficos. Las otras variables clasificaron en torno a un 30-60 % de embalses como oligo-ultraoligotróficos. La catalogación trófica final resultó un compromiso entre métricas, muy parecida en proporciones a las clasificaciones según la clorofila-a y la densidad de fitoplancton. Las clases mayoritarias fueron mesotrófico y oligotrófico, con el 53% y el 40% de los embalses respectivamente.

En la **Figura 73** se muestra la localización geográfica de los embalses clasificados por su estado trófico global o final.



Embalses de Pena (ultraoligotrófico), Santa Ana (oligotrófico), y La Peña (Eutrófico)

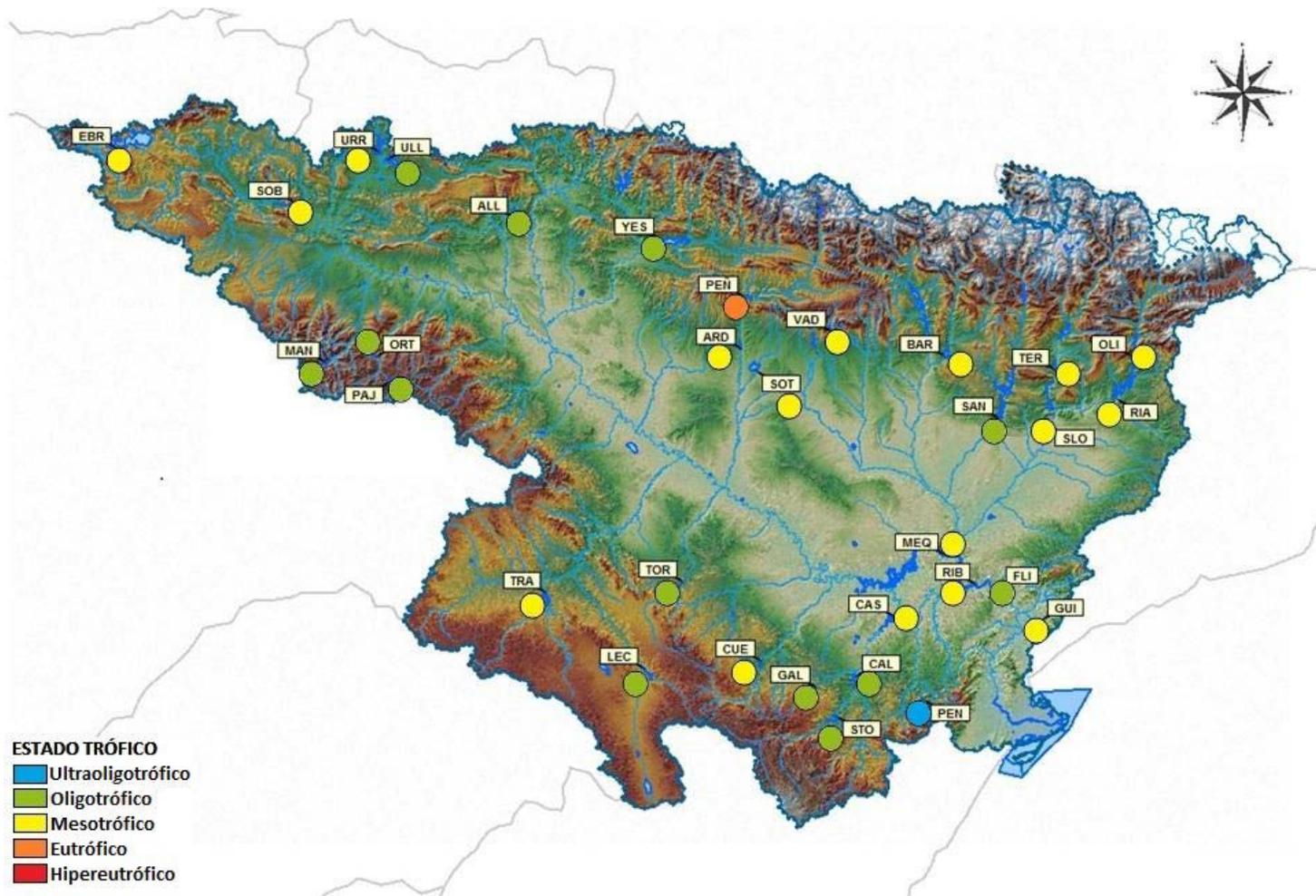


Figura 73. Clasificación de los embalses según su estado trófico en 2010.

CUADRO 14
DIAGNOSTICO DEL ESTADO TRÓFICO EN 2010

Embalse	Código	Disco Secchi	Clorofila a	P total	Densidad fito	ESTADO TRÓFICO
Alloz	ALL	Mesotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Ardisa	ARD	Hipereutrófico	Oligotrófico	Eutrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Barasona	BAR	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Calanda	CAL	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Caspe	CAS	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Cueva Foradada	CUE	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico
Ebro	EBR	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Flix	FLI	Oligotrófico	Oligotrófico	Eutrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Gallipuéñ	GAL	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Guiamets	GUI	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
La Peña	PEÑ	Hipereutrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Oligotrófico	Eutrófico
La Sotonera	SOT	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
La Tranquera	TRA	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico
Las Torcas	TOR	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Lechago	LEC	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Mansilla	MAN	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Mequinenza	MEQ	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Oliana	OLI	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Ortigosa	ORT	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Pajares	PAJ	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico

Embalse	Código	Disco Secchi	Clorofila a	P total	Densidad fito	ESTADO TRÓFICO
Pena	PEN	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico
Rialb	RIA	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico
Ribarroja	RIB	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
San Lorenzo	SLO	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Santa Ana	SAN	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Santolea	STO	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Sobrón	SOB	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Terradets	TER	Eutrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico
Ullivarri-Gamboa	ULL	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
Urrúnaga	URR	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Vadiello	VAD	Oligotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Mesotrófico
Yesa	YES	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico

6. POTENCIAL ECOLÓGICO

6.1. Consideraciones previas

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

Una vez completados los trabajos de caracterización biológica (fitoplancton y zooplancton), 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 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 lagos, 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 de 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. En dicho documento se especifican los valores de referencia y los límites entre los estados bueno/moderado (así como las relaciones 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. A este respecto, señalar que los embalses de los tipos 12 y 13 no podrán ser evaluados debido a que sus condiciones de referencia no están todavía desarrolladas en dicha norma. 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 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 2009 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 2009 y diseñado específicamente para el estudio de los embalses de la cuenca del Ebro. Y se han rechazado los 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)*, Lougheed 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). Y el índice *riTLI*, por no presentar correlaciones significativas con el *TLI*.

En el **Cuadro 15** 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 2010, según la propuesta experimental.

CUADRO 15
PARÁMETROS CANDIDATOS PARA LA DETERMINACIÓN DEL
POTENCIAL ECOLÓGICO: PROPUESTA EXPERIMENTAL

INDICADOR	ELEMENTOS	PARÁMETROS CANDIDATOS
Biológico	Composición, abundancia y biomasa del FITOPLANCTON	Densidad algal
		Biomasa algal: Clorofila-a
		Biovolumen algal
		<i>Phytoplankton Assemblage Index (Q)</i>
		<i>Phytoplankton Trophic Index (PTI)</i>
		<i>Trophic Index (TI)</i>
	Composición, abundancia y biomasa del ZOOPLANCTON	<i>Phytoplankton Reservoir Trophic Index (PRTI)</i>
Fisicoquímico	Concentración de nutrientes	P total (µg P/L)
	Condiciones de oxigenación	Concentración hipolimnética o media
	Transparencia	Profundidad Disco de Secchi

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

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.

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 15,000 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 el **Cuadro 16**.

CUADRO 16

CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO. 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 el **Cuadro 17**.

CUADRO 17
CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO
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 pág. 82 para una justificación de este criterio) para la media de la columna de agua integrando la capa fótica (**Cuadro 18**).

CUADRO 18
CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO
CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA

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 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 *Agencia 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 el **Cuadro 19**.

CUADRO 19
CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO
ÍNDICE DE GRUPOS ALGALES (*IGA*)

Clase de potencial ecológico	Máximo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Rango <i>IGA</i>	<1	1-10	10-100	100-200	>200
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

5) Porcentaje de cianobacterias

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. 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. El valor de referencia se establece en el 0% de cianobacterias, mientras que los límites de clase de potencial establecidos en esta orden, sólo especifican el valor 28,5% como límite entre las clases bueno y moderado (9,2% para los de tipo 1). Por ello, y asumiendo el mismo desfase o diferencia entre una división equitativa en 5 clases de calidad (según la cual este límite se encontraría en el 40%, es decir, una diferencia de 11,5 puntos porcentuales; 30,8 puntos para el tipo 1), se definieron los restantes límites de clase, que se muestran en el **Cuadro 20**.

CUADRO 20
CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO
DENSIDAD RELATIVA DE CIANOBACTERIAS

Clase de potencial ecológico	Máximo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
% cianobacterias (tipo 1)	0	0,1-9,2	9,2-29,2	29,2-49,2	>49,2
% cianobacterias (demás tipos)	<8,5	8,5-28,5	28,5-28,5	48,5-68,5	>68,5
Valoración de cada clase	5	4	3	2	1

6) 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. Estos grupos ya han sido definidos y comentados en la sección 4.3 relativa al fitoplancton (análisis multivariante, pag. 68). 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
H1	1	X1	4
J	1	X2	3,5
K	2	X3	4
Lo	5	Xph	3,5
M	0	Y	2
MP	5	Z	5

El índice Q tomaría la forma:

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

El índice toma valores de 0 a 5, siendo las clases de potencial las definidas en el **Cuadro 21**.

CUADRO 21
CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO. 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

7) 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, 76 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 el **Cuadro 22**, resultantes de hacer 5 clases equitativas del rango 1-5.

CUADRO 22
CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO. 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

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

Del ingles *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, 160 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 el **Cuadro 23**.

CUADRO 23
CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO. 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

9) 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 (datos sin publicar). Se basa en la abundancia relativa de los 165 taxones algales utilizados en el análisis de correspondencias canónicas 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). Para el cálculo de este índice, a cada táxon (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 el **Cuadro 24**.

CUADRO 24
CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO. 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 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; $p = 0,000002$).

10) 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 (sin publicar). Se basa en la abundancia relativa de las 126 especies utilizadas en el análisis de correspondencias canónicas (CCA) de la comunidad de zooplancton (pág. 118). 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 *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 (Cuadro 25).

CUADRO 25
CLASES DE POTENCIAL ECOLÓGICO. 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; $p = 0,00007$).

6.2.2. 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. 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 la página 128.

CUADRO 26

NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA PROFUNDIDAD 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 Ortigosa, con el máximo valor de Disco de Secchi en 2010 (6,95 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 el cuadro adjunto se resumen los límites establecidos.

CUADRO 27

NIVELES DE CALIDAD SEGÚN LA CONCENTRACIÓN DE OXÍGENO

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 Santa Ana, con la máxima concentración de oxígeno en 2010 (9,8 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 la media en la columna de agua, considerando los criterios de la OCDE especificados en el cuadro adjunto (OCDE, 1982).

CUADRO 28
NIVELES DE CALIDAD 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 Ribarroja, donde se obtuvo la máxima concentración de P total en 2010 (46,2 $\mu\text{g P/L}$)

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 2009 (CHE 2010), 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), 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 2010, son los reflejados en el **Cuadro 29** 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 74**, página 140).
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 los **Cuadros 29a** y **29b**.

CUADRO 29a
PARÁMETROS Y LÍMITES DE CLASE

Indicador	Elementos	Parámetros	Máximo	Bueno	Moderado	Deficiente	Maló
Biológico	Composición, abundancia y biomasa de FITOPLANCTON	Densidad algal (cel/ml)	<100	100 – 1000	1000 – 10000	10000 – 100000	>100000
		Clorofila-a (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>	0-20	20 – 40	40 – 60	60 – 80	>80
		<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	
Físico-Químico	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
	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

CUADRO 29b
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-a (µg/L)	9,3	2			
		Biovolumen algal (mm ³ /L)	0,66	3			
		<i>Phytoplankton Assemblage Index (Q)</i>	65	2			
		<i>Phytoplankton Trophic Index (PTI)</i>	3,5	4			
		<i>Trophic Index (TI)</i>	2,51	4			
	<i>Phytoplankton Reservoir Trophic Index (PRTI)</i>	8,0	3				
	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		

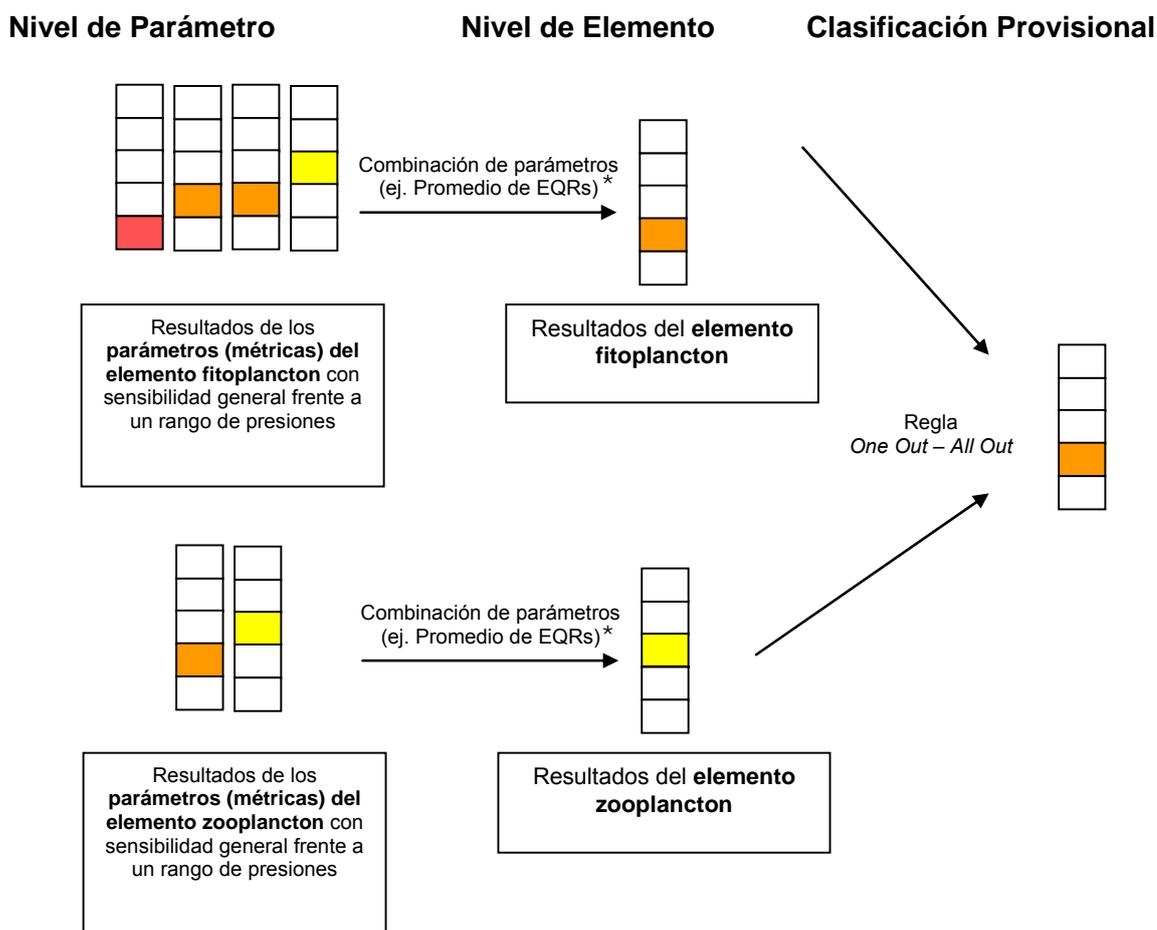


Figura 74. Aproximación experimental. Diagrama de clasificación del potencial ecológico provisional de acuerdo con la combinación de métricas y elementos biológicos. Una vez obtenida la clasificación provisional, esta se verá modificada o no atendiendo a los resultados del indicador fisicoquímico. *EQR: siglas de Índice de Calidad Ecológica.

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 75**.
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 75**), cuando los indicadores biológicos ofrecen un valor por debajo de bueno, la clasificación final del potencial ecológico viene dada directamente por estos. 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.

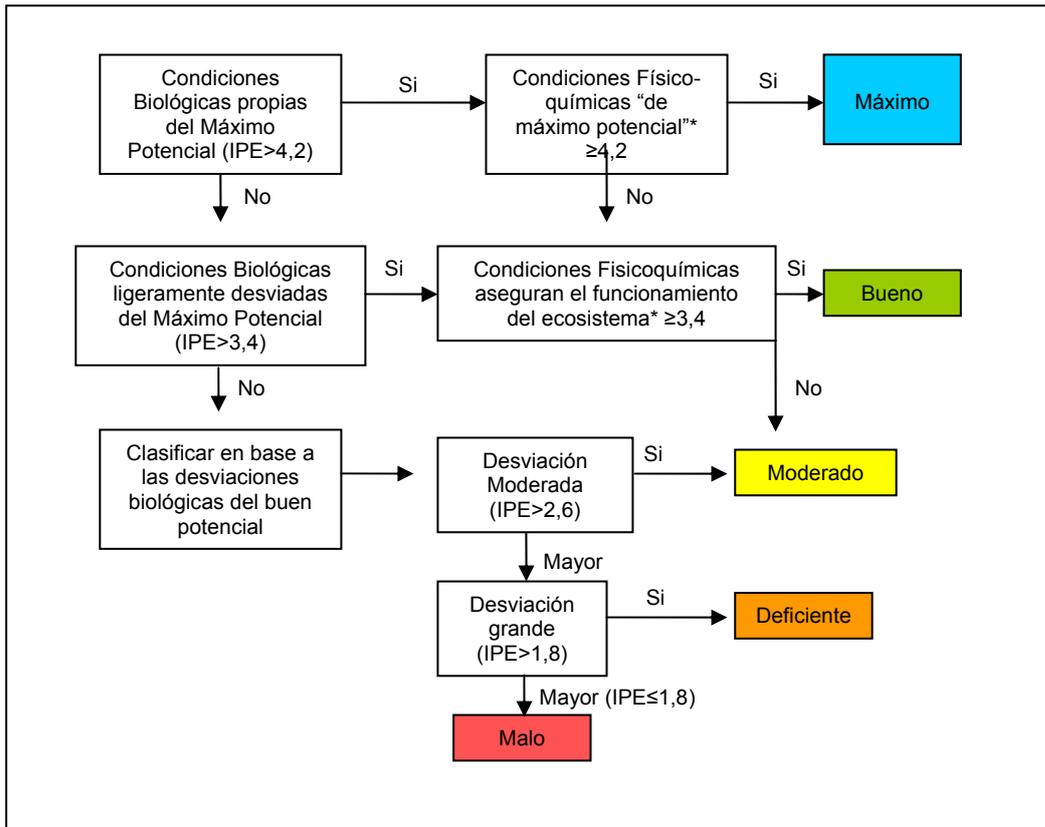


Figura 75. Diagrama de clasificación del potencial ecológico final de acuerdo con las recomendaciones de la UE (CIS Working Group 2A, 2003). IPE: Índice de Potencial Ecológico.

* 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*.

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/Moderado) establecidos para cuatro métricas de fitoplancton en los diversos tipos de embalses (todos los del ESTUDIO excepto los tipos 12 –tramos bajos del eje principal- y el 13 –dimícticos-). 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 clase B/M se especifican en el **Cuadro 30**.

La forma de proceder en la clasificación del potencial ecológico de un embalse dado, en esta aproximación normativa, se basa en los siguientes pasos:

Para la evaluación del Máximo Potencial Ecológico de las masas de agua artificiales y muy modificadas mediante el elemento de calidad fitoplancton se deberá seguir el procedimiento descrito a continuación:

- Cálculo de Ratio de Calidad Ecológico (RCE)

Cálculo para clorofila *a*:

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

Cálculo para biovolumen:

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

Cálculo para el Índice de Grupos Algales (IGA):

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

Cálculo para el porcentaje de cianobacterias:

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

- 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:

Tipos 1, 2 y 3:

<i>Clorofila a</i>	
$x > 0,21$	$y = 0,5063x + 0,4937$
$x \leq 0,21$	$y = 2,8571x$

<i>Biovolumen</i>	
$x > 0,19$	$y = 0,4938x + 0,5062$
$x \leq 0,19$	$y = 3,1579x$

<i>% Cianobacterias</i>	
$x > 0,91$	$y = 4,4444x - 3,4444$
$x \leq 0,91$	$y = 0,6593x$

<i>Índice de Grupos Algales (IGA)</i>	
$x > 0,9737$	$y = 15,234x - 14,233$
$x \leq 0,9737$	$y = 0,6162x$

Tipos 7, 8, 9, 10 y 11:

<i>Clorofila a</i>	
$x > 0,43$	$y = 0,7018x + 0,2982$
$x \leq 0,43$	$y = 1,3953x$

<i>Biovolumen</i>	
$x > 0,36$	$y = 0,625x + 0,375$
$x \leq 0,36$	$y = 1,6667x$

<i>% Cianobacterias</i>	
$x > 0,72$	$y = 1,4286x - 0,4286$
$x \leq 0,72$	$y = 0,8333x$

<i>Índice de Grupos Algales (IGA)</i>	
$x > 0,9822$	$y = 22,533x - 21,533$
$x \leq 0,9822$	$y = 0,6108x$

$x = RCE$

$y = RCE$ transformado

Queda pendiente determinar el procedimiento para la transformación de RCE en los tipos nacionales 4, 5, 6, 12 y 13.

- 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.

- Clasificación

El valor final de la combinación de los RCE transformados se clasificará de acuerdo a la siguiente escala del cuadro 30:

CUADRO 30
RATIOS DE CALIDAD SEGÚN EL ÍNDICE DE POTENCIAL ECOLÓGICO NORMATIVO
IPEnorm

Clase de potencial ecológico	MPE	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
<i>IPEnorm</i>	>0,8	0,6-0,8	0,4-0,6	0,2-0,4	<0,2

CUADRO 31

Valores de referencia propios del tipo (VR_t) y límites de cambio de clase de potencial ecológico (B/M, Bueno-Moderado) 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	B/M (RCE)
Tipo 1	Fitoplancton	Biomasa	Clorofila-a mg/m^3	2	9,5	0,21
			Biovolumen mm^3/L	0,36	1,9	0,19
		Composición	Índice de Catalan (IGA)	0,1	10,6	0,97
			Porcentaje de cianobacterias	0	9,2	0,91
Tipo 7	Fitoplancton	Biomasa	Clorofila-a mg/m^3	2,6	6	0,43
			Biovolumen mm^3/L	0,76	2,1	0,36
		Composición	Índice de Catalan (IGA)	0,61	7,7	0,98
			Porcentaje de cianobacterias	0	28,5	0,72
Tipo 9	Fitoplancton	Biomasa	Clorofila-a mg/m^3	2,6	6	0,43
			Biovolumen mm^3/L	0,76	2,1	0,36
		Composición	Índice de Catalan (IGA)	0,61	7,7	0,98
			Porcentaje de cianobacterias	0	28,5	0,72
Tipo 10	Fitoplancton	Biomasa	Clorofila-a mg/m^3	2,6	6	0,43
			Biovolumen mm^3/L	0,76	2,1	0,36
		Composición	Índice de Catalan (IGA)	0,61	7,7	0,98
			Porcentaje de cianobacterias	0	28,5	0,72
Tipo 11	Fitoplancton	Biomasa	Clorofila-a mg/m^3	2,6	6	0,43
			Biovolumen mm^3/L	0,76	2,1	0,36
		Composición	Índice de Catalan (IGA)	0,61	7,7	0,98
			Porcentaje de cianobacterias	0	28,5	0,72

6.4. Potencial Ecológico: Resultados

6.4.1 Indicadores Biológicos y Físicoquímicos

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

El **fitoplancton** fue el elemento del cual se incluyeron más parámetros indicadores, con un total de 7 métricas. Los resultados obtenidos (en términos de clases de calidad) para cada una de las métricas del fitoplancton se pueden observar en la **Figura 76**.

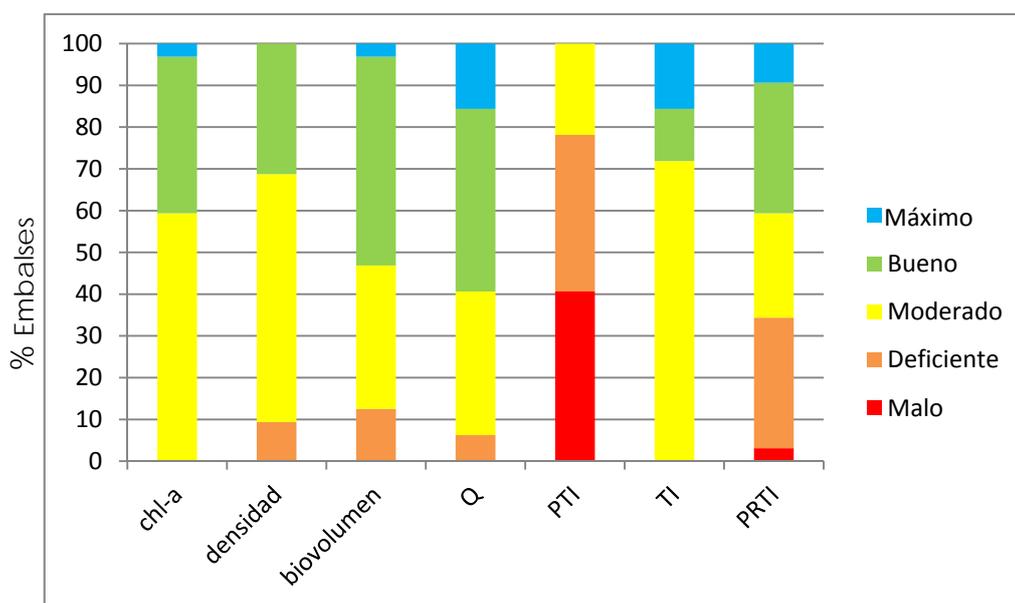


Figura 76. Evaluación de la calidad mediante los parámetros del fitoplancton.

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. Tanto la concentración de clorofila como la densidad celular y el

biovolumen, conceden predominancia a las clases intermedias (moderado y bueno). El Phytoplankton Assemblage Index (Q) y el Trophic Index (TI) se comportaron de forma muy similar.

En cambio, el Phytoplankton Trophic Index (PTI) clasifica a la mayoría de embalses en las clases deficiente y malo, y ninguna como buena u óptima. Mientras que el Phytoplankton Reservoir Trophic Index (PRTI) clasifica los embalses de una forma más equitativa, es la única métrica en la que están representadas todas las clases de potencial ecológico.

En cuanto a la variable del zooplancton, el índice de zooplancton ZRTI, diseñado y aplicado en el estudio de 2009, los resultados obtenidos para cada potencial ecológico en porcentajes se pueden observar en la **Figura 77**.

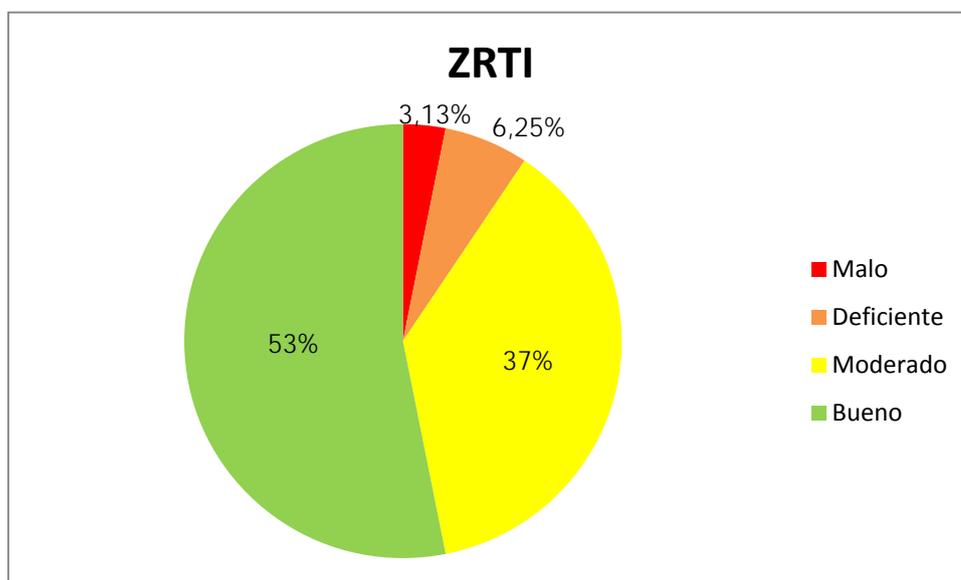


Figura 77. Evaluación de calidad mediante el parámetro de zooplancton ZRTI

Más de la mitad de los embalses son clasificados con buen potencial ecológico, el 53%, seguido de la clase moderado con el 37%, por tanto el índice de zooplancton aplicado sigue la tónica de la mayoría de índices del fitoplancton.

b) Físicoquímicos

Los resultados obtenidos para cada una de las métricas o parámetros físicoquímicos se pueden observar en la **Figura 78**.

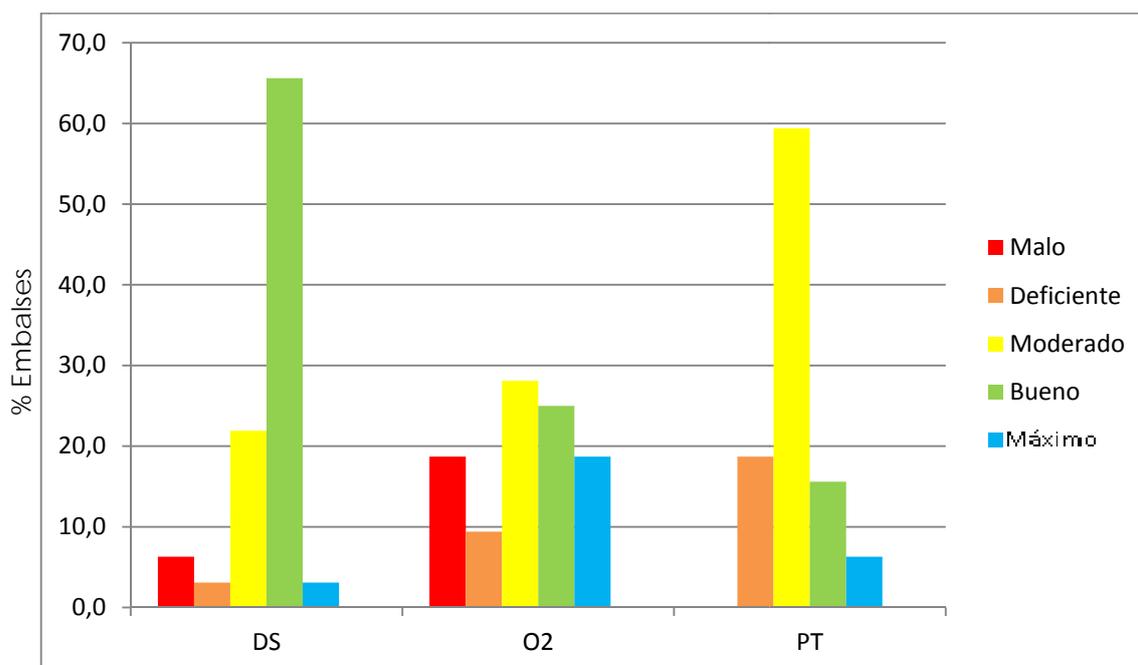


Figura 78. Evaluación de la calidad en embalses mediante los parámetros físico-químicos.

En cuanto a la concentración de oxígeno, hay una clasificación equitativa. El potencial mayoritario fue moderado, con 9 embalses, como buenos se clasificaron 8 embalses y han sido catalogados como malos y óptimos la misma proporción de embalses, 6 y el resto, 3, han sido catalogados como deficientes. En cambio la transparencia, medida como profundidad del disco de Secchi, ofreció resultados con una mayoría de embalses clasificados como buenos, un total de 21 embalses y junto al rango moderado, con 7 embalses, representan el 87% de los embalses. La concentración de P total clasificó los embalses en 4 de las cinco clases de calidad. La clase moderado fue la mayoritaria, con 19 embalses, seguida por la clase deficiente, con 6. La clase bueno estuvo representada por 5 embalses y 2 de los 32 embalses se clasificaron como óptimos.

Finalmente, como resultado de la combinación de parámetros, se estimó el valor global del elemento físicoquímico según la metodología planteada (**Figura 79**).

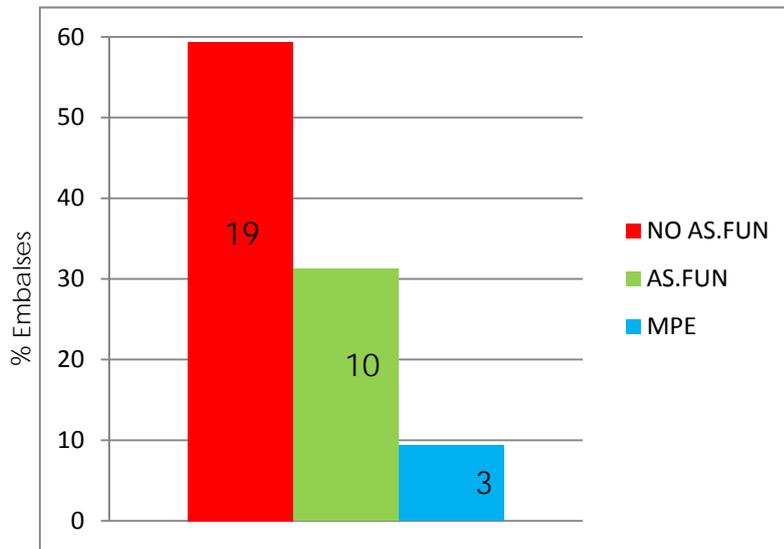


Figura 79. Evaluación de la calidad mediante el indicador fisicoquímico. MPE: máximo potencial ecológico; AS.FUN: asegura el funcionamiento del ecosistema; NO AS.FUN: no asegura el funcionamiento del ecosistema. (Se incluye el número de embalses clasificados en cada categoría en 2010)

En el **Cuadro 32**, se recoge para cada embalse la calidad otorgada por cada variable físico-química y su combinación final que muestra el estado fisicoquímico de cada embalse.

CUADRO 32
ESTABLECIMIENTO DEL ESTADO FISICOQUIMICO

EMBALSE	CÓDIGO	DISCO DE SECCHI	OXÍGENO	P TOT	EST_FQ
Alloz	ALL	Moderado	Bueno	MPE	AS.FUN
Ardisa	ARD	Malo	MPE	Deficiente	NO AS.FUN
Barasona	BAR	Moderado	Bueno	Moderado	NO AS.FUN
Calanda	CAL	Bueno	Moderado	Moderado	NO AS.FUN
Caspe	CAS	Bueno	Moderado	Moderado	NO AS.FUN
Cueva Foradada	CUE	Bueno	Malo	Moderado	NO AS.FUN
Ebro	EBR	Bueno	Deficiente	Moderado	NO AS.FUN
Flix	FLI	Bueno	Bueno	Deficiente	NO AS.FUN
Gallipuéñ	GAL	Bueno	Malo	Moderado	NO AS.FUN
Guiamets	GUI	Moderado	Malo	Moderado	NO AS.FUN
La Peña	PEÑ	Malo	Deficiente	Deficiente	NO AS.FUN
La Sotonera	SOT	Bueno	Bueno	Moderado	AS.FUN
La Tranquera	TRA	Moderado	Moderado	Moderado	NO AS.FUN
Las Torcas	TOR	Bueno	MPE	Moderado	AS.FUN
Lechago	LEC	Bueno	Moderado	Moderado	NO AS.FUN
Mansilla	MAN	Bueno	Moderado	Bueno	AS.FUN
Mequinenza	MEQ	Bueno	Malo	Moderado	NO AS.FUN
Oliana	OLI	Bueno	Moderado	Moderado	NO AS.FUN
Ortigosa	ORT	MPE	Moderado	Moderado	AS.FUN
Pajares	PAJ	Bueno	MPE	Bueno	MPE
Pena	PEN	Bueno	Bueno	MPE	MPE
Rialb	RIA	Moderado	Deficiente	Moderado	NO AS.FUN
Ribarroja	RIB	Bueno	Moderado	Deficiente	NO AS.FUN
San Lorenzo	SLO	Moderado	MPE	Moderado	AS.FUN
Santa Ana	SAN	Bueno	Bueno	Moderado	AS.FUN
Santolea	STO	Bueno	MPE	Bueno	MPE
Sobrón	SOB	Moderado	Malo	Deficiente	NO AS.FUN
Terradets	TER	Deficiente	Bueno	Moderado	NO AS.FUN
Ullivarri-Gamboa	ULL	Bueno	Moderado	Bueno	AS.FUN
Urrúnaga	URR	Bueno	Malo	Deficiente	NO AS.FUN
Vadiello	VAD	Bueno	MPE	Moderado	AS.FUN
Yesa	YES	Bueno	Bueno	Bueno	AS.FUN

6.4.2 Potencial Ecológico final (*aproximación experimental*)

Una vez obtenidos los dos tipos de indicadores, y siguiendo la metodología expuesta en la **Figura 75**, se procedió a la estima del índice de potencial ecológico o *IPE*.

La **Figura 80** 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 en los embalses estudiados en 2010, evaluada en el presente ESTUDIO.

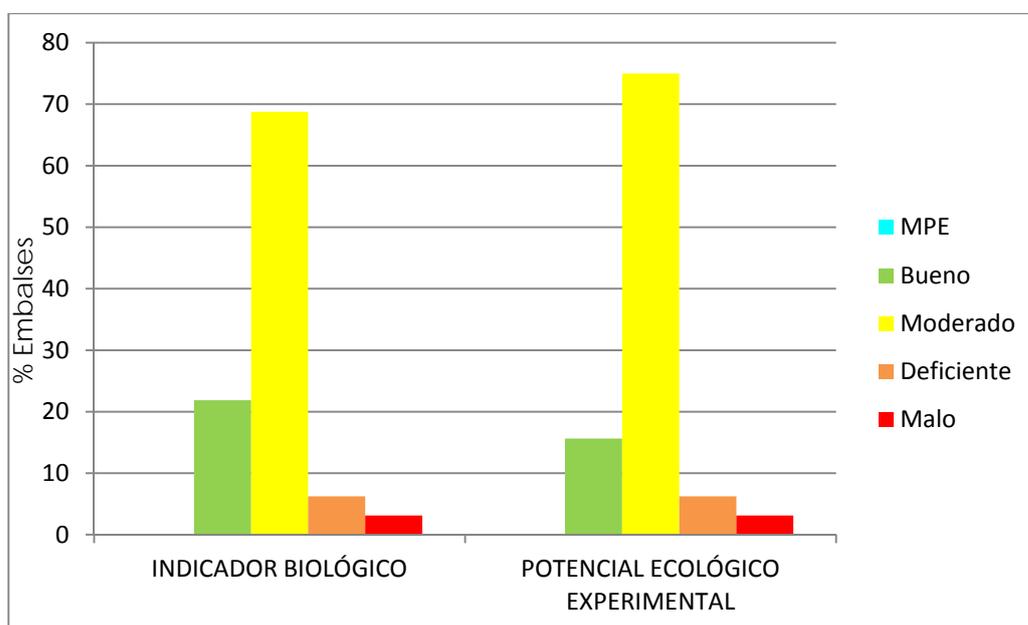


Figura 80. Proporción de clases de potencial ecológico evaluadas mediante el indicador biológico y mediante el *IPE*, tras aplicar los umbrales del indicador fisicoquímico, según el esquema de la Figura 26.

En solo 2 de los 7 embalses calificados como de potencial biológico bueno, el indicador fisicoquímico (inferior al umbral que suponemos asegura el funcionamiento del ecosistema) hizo descender el potencial a moderado.

El **Cuadro 33** 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 81** se muestra el mapa de potencial ecológico de los embalses estudiados.

CUADRO 33

ESTABLECIMIENTO DEL POTENCIAL ECOLOGICO (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
Alloz	ALL	7	3,0	Moderado	AS.FUN	Moderado
Ardisa	ARD	11	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Barasona	BAR	11	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Calanda	CAL	11	3,6	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Caspe	CAS	12	2,9	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Cueva Foradada	CUE	10	2,0	Deficiente	NO AS.FUN	Deficiente
Ebro	EBR	7	3,1	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Flix	FLI	12	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Gallipuéñ	GAL	10	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Guiamets	GUI	10	2,7	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
La Peña	PEÑ	9	3,1	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
La Sotonera	SOT	10	3,0	Moderado	AS.FUN	Moderado
La Tranquera	TRA	11	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Las Torcas	TOR	10	3,0	Moderado	AS.FUN	Moderado
Lechago	LEC	7	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Mansilla	MAN	7	3,4	Bueno	AS.FUN	Bueno
Mequinenza	MEQ	12	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Oliana	OLI	9	2,9	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Ortigosa	ORT	7	3,3	Moderado	AS.FUN	Moderado
Pajares	PAJ	1	3,7	Bueno	MPE	Bueno
Pena	PEN	10	4,0	Bueno	MPE	Bueno
Rialb	RIA	11	3,0	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Ribarroja	RIB	12	2,0	Deficiente	NO AS.FUN	Deficiente
San Lorenzo	SLO	11	3,1	Moderado	AS.FUN	Moderado
Santa Ana	SAN	11	3,0	Moderado	AS.FUN	Moderado
Santolea	STO	11	3,7	Bueno	MPE	Bueno
Sobrón	SOB	9	1,0	Malo	NO AS.FUN	Malo
Terradets	TER	9	3,1	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Ullivarri-Gamboa	ULL	7	3,0	Moderado	AS.FUN	Moderado
Urrúnaga	URR	7	3,4	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Vadiello	VAD	7	3,0	Moderado	AS.FUN	Moderado
Yesa	YES	9	3,4	Bueno	AS.FUN	Bueno

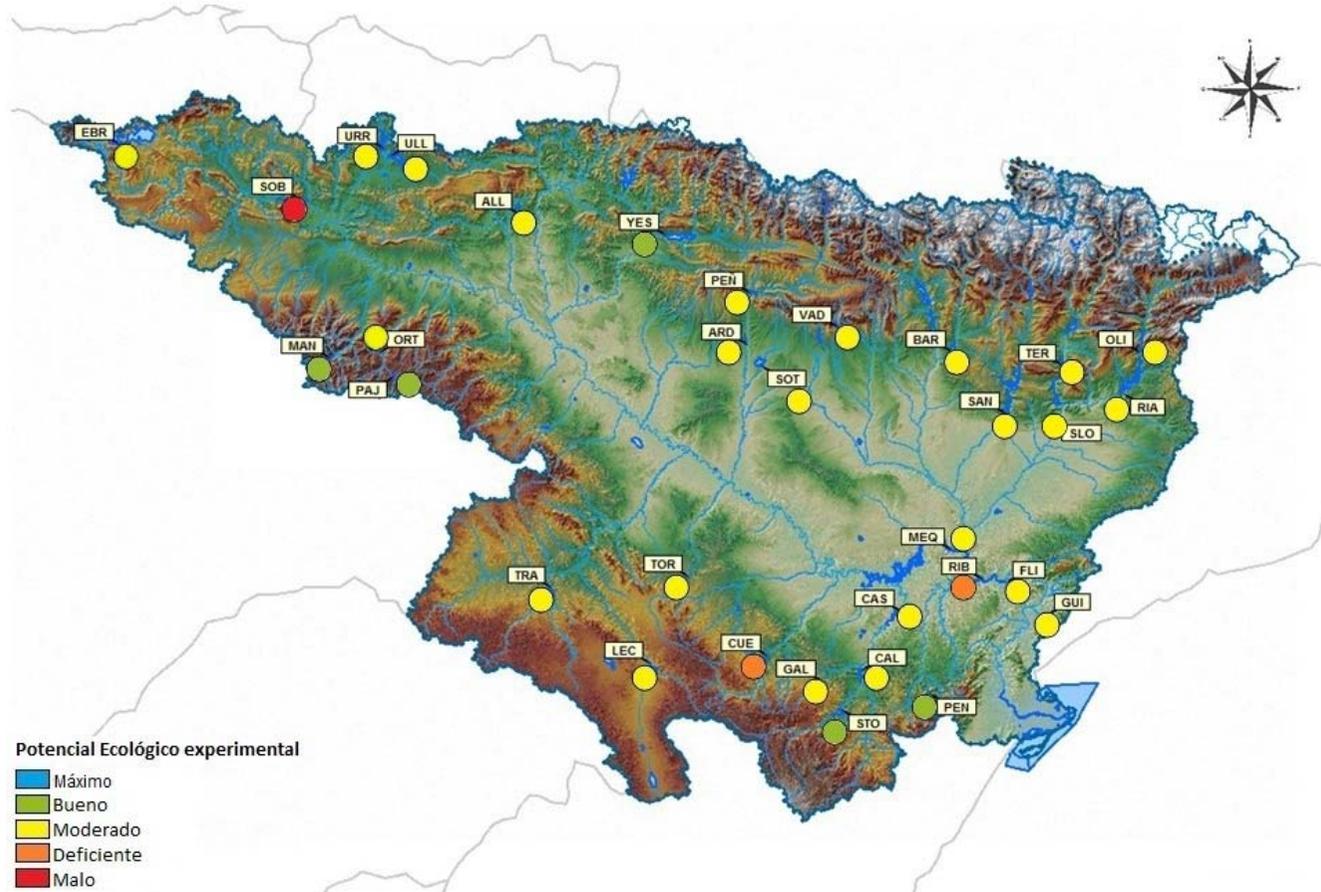


Figura 81. Mapa de clasificación del potencial ecológico (*PEexp*) de los embalses en 2010.

Para concluir se analizan las tendencias de potencial ecológico por tipos de embalse. Se obtuvieron los siguientes resultados, representados gráficamente en la **Figura 82**.

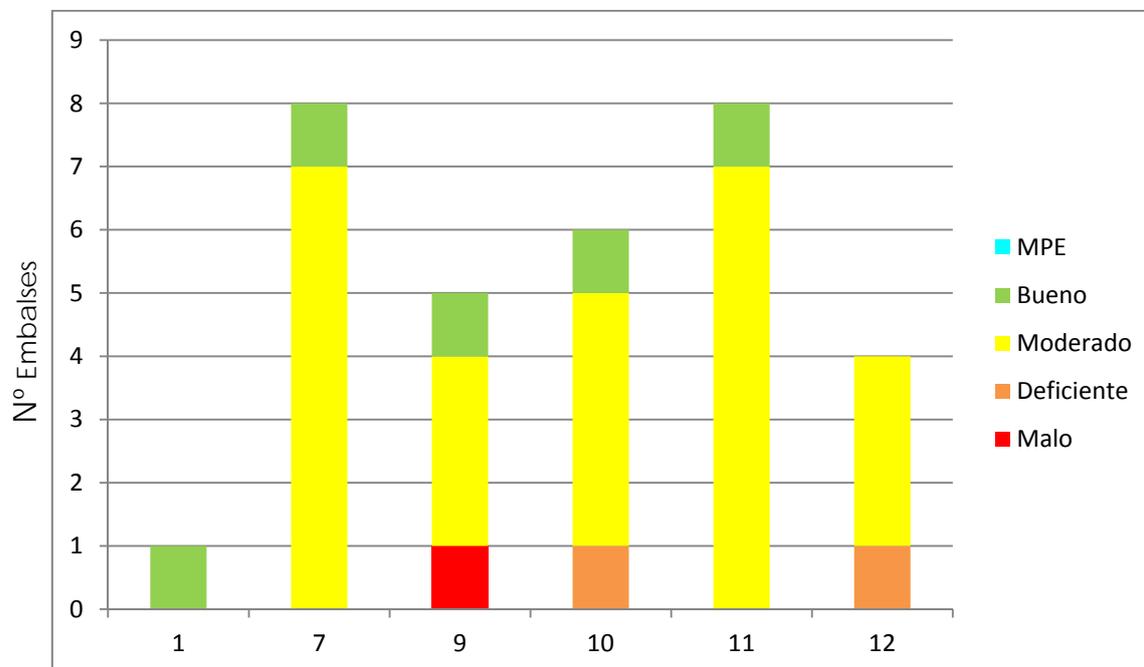


Figura 82. Clasificación del potencial ecológico de los embalses según el *PExp* por tipos de embalse.

El embalse de Tipo 1, esto es, embalse silíceo, en zonas húmedas y frías de cabecera (Pajares), presenta un potencial bueno. En 2009 fue clasificado con un potencial ecológico moderado.

Los embalses de Tipo 7, calcáreos, en zonas húmedas y frías de cabecera, presentaron mayoritariamente un potencial moderado, seguido de bueno para el embalse de Mansilla.

En los embalses del Tipo 9, calcáreo de zonas húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal, solo alcanza el buen potencial el embalse Yesa. En el lado opuesto esta Sobrón clasificado con un potencial ecológico malo.

En los embalses de tipo 10, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de cabecera y tramos altos, sólo el embalse de Pena alcanza el buen potencial, al igual que en 2009. Mientras que no superarían la barrera todos los demás, destacando el embalse de Cueva Foradada que obtuvo un potencial deficiente.

Para el Tipo 11, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a ríos de la red principal, la clase potencial moderado es mayoritaria, con 7 de 8 embalses y 1 embalse se clasifica como de buen potencial: Santolea.

De los cuatro embalses de Tipo 12, calcáreo de zonas no húmedas, pertenecientes a tramos bajos de ejes principales, Ribarroja presentó potencial deficiente. El resto presentó potencial moderado. Ni en 2008 ni 2009, ninguno de estos embalses llegó a alcanzar el buen potencial ecológico.

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, dio como resultado la clasificación de los embalses estudiados (excepto los de los tipos 12 y 13, sin datos en dicha orden) que se expone en el **Cuadro 34**. El potencial ecológico final tiene en cuenta el estado fisicoquímico del embalse, modificándose éste según la misma metodología descrita para la aproximación normativa.

CUADRO 34

Resultado de la aplicación de las condiciones de referencia al potencial ecológico según la "aproximación normativa" (considera 28 embalses, sin incluir los cuatro del tipo 12). 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-JGA	PE-%Ciano	PE_BIO	IND_FQ	PE _{norm}
Alloz	ALL	MPE	MPE	MPE	MPE	MPE	AS.FUN	Bueno
Ardisa	ARD	MPE	MPE	MPE	MPE	MPE	NO AS.FUN	Moderado
Barasona	BAR	Bueno	MPE	MPE	MPE	MPE	NO AS.FUN	Moderado
Calanda	CAL	MPE	MPE	MPE	No alcanza	MPE	NO AS.FUN	Moderado
Cueva Foradada	CUE	Bueno	Bueno	No alcanza	No alcanza	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Ebro	EBR	Bueno	MPE	No alcanza	No alcanza	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Gallipué	GAL	MPE	MPE	MPE	Bueno	MPE	NO AS.FUN	Moderado
Guiamets	GUI	Bueno	Bueno	No alcanza	Bueno	MPE	NO AS.FUN	Moderado
La Peña	PEÑ	Bueno	MPE	MPE	MPE	MPE	NO AS.FUN	Moderado
La Sotonera	SOT	Bueno	MPE	MPE	MPE	MPE	AS.FUN	Bueno
La Tranquera	TRA	Bueno	No alcanza	No alcanza	MPE	Moderado	NO AS.FUN	Moderado
Las Torcas	TOR	MPE	MPE	MPE	Bueno	MPE	AS.FUN	Bueno
Lechago	LEC	Bueno	MPE	MPE	Bueno	MPE	NO AS.FUN	Moderado
Mansilla	MAN	Bueno	MPE	No alcanza	MPE	MPE	AS.FUN	Bueno
Oliana	OLI	Bueno	Bueno	No alcanza	Bueno	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
Ortigosa	ORT	Bueno	MPE	MPE	No alcanza	MPE	AS.FUN	Bueno
Pajares	PAJ	Bueno	MPE	Bueno	No alcanza	MPE	MPE	MPE
Pena	PEN	MPE	MPE	MPE	Bueno	MPE	MPE	MPE
Rialb	RIA	Bueno	Bueno	No alcanza	Bueno	Bueno	NO AS.FUN	Moderado
San Lorenzo	SLO	MPE	MPE	MPE	MPE	MPE	AS.FUN	Bueno
Santa Ana	SAN	MPE	MPE	MPE	MPE	MPE	AS.FUN	Bueno
Santolea	STO	MPE	MPE	MPE	MPE	MPE	MPE	MPE
Sobrón	SOB	Bueno	MPE	No alcanza	MPE	MPE	NO AS.FUN	Moderado
Terradets	TER	MPE	MPE	Bueno	MPE	MPE	NO AS.FUN	Moderado
Ullivari-Gambo	ULL	Bueno	MPE	No alcanza	No alcanza	Bueno	AS.FUN	Bueno
Urrúnaga	URR	Bueno	MPE	No alcanza	No alcanza	MPE	NO AS.FUN	Moderado
Vadiello	VAD	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno	MPE	AS.FUN	Bueno
Yesa	YES	MPE	MPE	MPE	MPE	MPE	AS.FUN	Bueno

En el siguiente gráfico (**Figura 83**) se resumen los resultados ofrecidos por cada una de las métricas utilizadas en el cálculo del potencial ecológico según esta aproximación normativa.

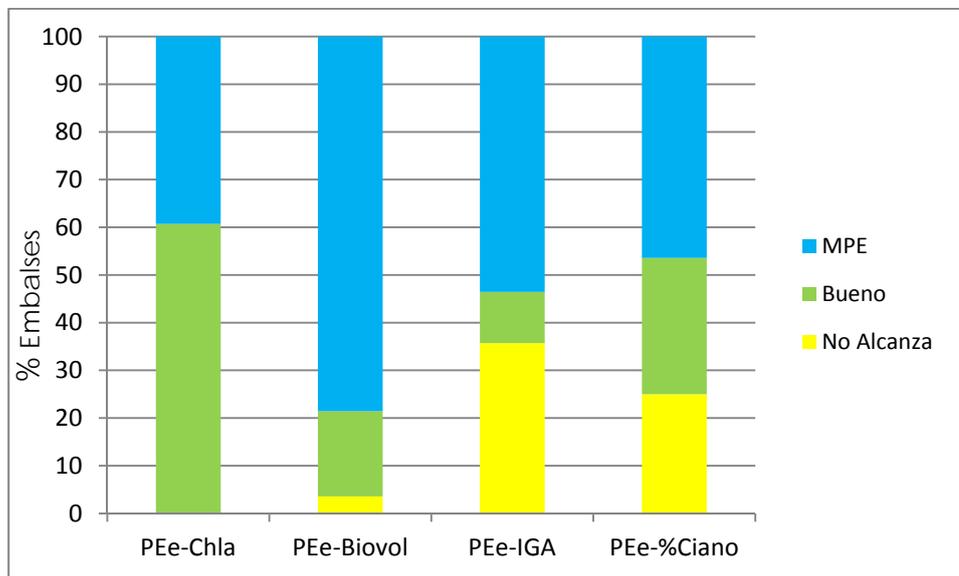


Figura 83. Clasificación del potencial ecológico según los parámetros de la aproximación normativa.

Asimismo, en la siguiente figura (**Figura 84**) se muestran los resultados finales de potencial ecológico *PE_{norm}* derivados de estas cuatro métricas, combinadas según la metodología expuesta anteriormente (sección 6,3,1.b), en comparación con aquellos obtenidos previamente mediante la aproximación experimental, *PE_{exp}* (según la metodología expuesta en la sección 6,3,1.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 y ninguno en deficiente o malo.

Las variables clorofila *a* y biovolumen clasifican más del 95% de los embalses como en bueno-máximo potencial. El porcentaje de cianobacterias es un poco más restrictivo y ya clasifica un 25% de los embalses con un potencial inferior a bueno. Pero el indicador más restrictivo es el IGA, que a diferencia del ESTUDIO de 2009, ha clasificado un 35% de embalses como de potencial inferior a bueno. Esto se debe 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).

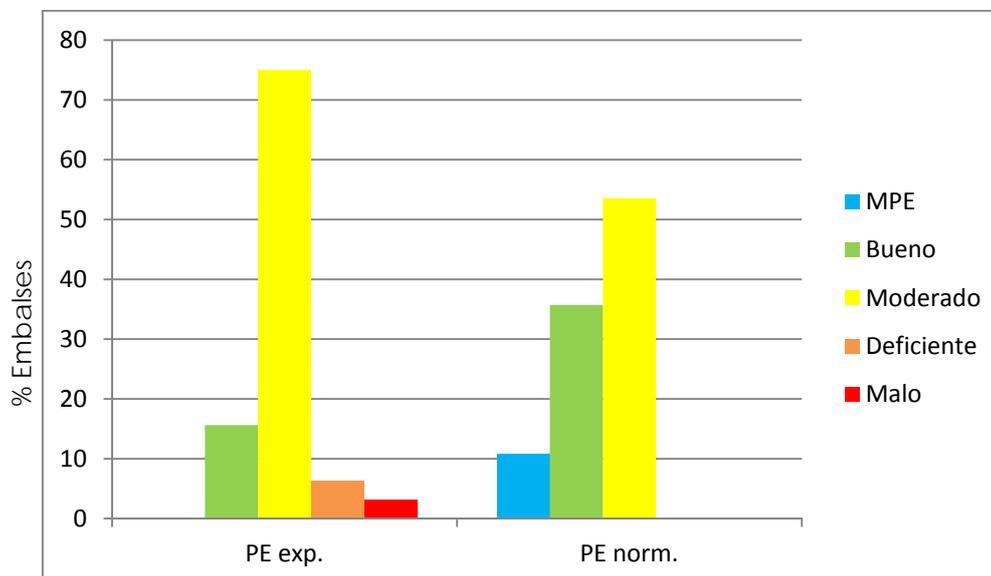


Figura 84. Clasificación del potencial ecológico final según la aproximación normativa *PE_{norm}* y la aproximación experimental, *PE_{exp}*. (Para ver las metodologías de cálculo, ir a la sección 6.3 a y b).

La **Figura 85** muestra el mapa de potencial ecológico de los embalses muestreados en 2010 clasificados conforme a la Instrucción de Planificación Hidrológica (Orden ARM/2656/2008), esto es, según la aproximación normativa o *PE_{norm}*. y la **Figura 86** muestra el mapa que refleja para los embalses muestreados el Estado Trófico y los Potenciales Ecológicos (*PE_{exp}* y *PE_{norm}*) calculados de modo que sirva como comparación de los resultados. A partir de esta comparación se puede ver que hay una relación entre el estado trófico y el potencial ecológico, ya que no hay más de un salto de clase (trófica o de potencial) de diferencia entre los resultados para un mismo embalse. Sólo hay una diferencia mayor, en el embalse de Sobrón, donde el estado trófico y el potencial ecológico normativo son mesotrófico y moderado respectivamente y el potencial ecológico experimental es malo. Esto puede deberse a que el potencial ecológico experimental se calcula con un parámetro relacionado con las especies de zooplancton, el ZRTI, y que precisamente el zooplancton es el elemento restrictivo en este embalse, donde hay una gran presencia de mejillón cebra.

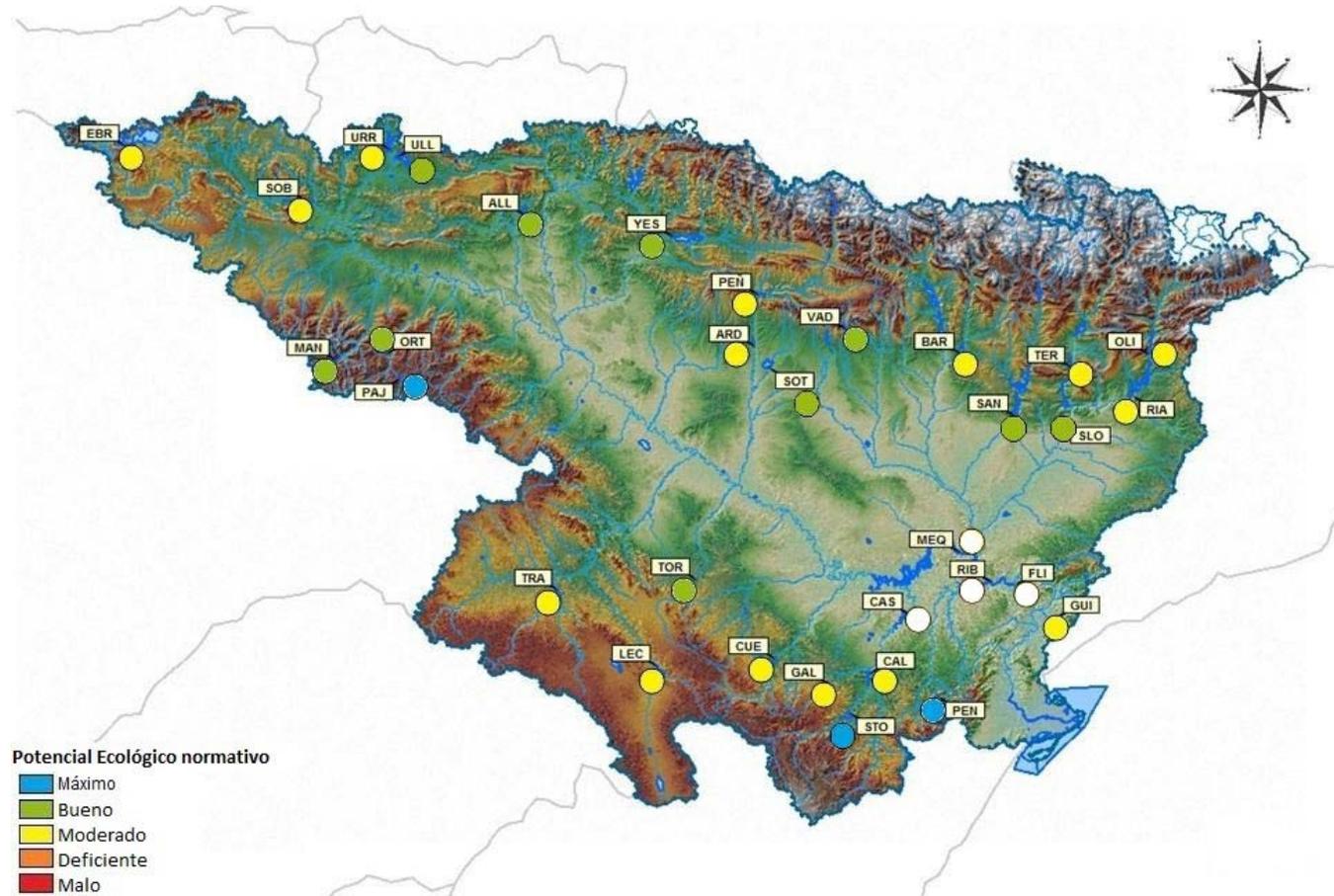


Figura 85. Mapa de clasificación del potencial ecológico (PE_{norm}) de los embalses en 2010.

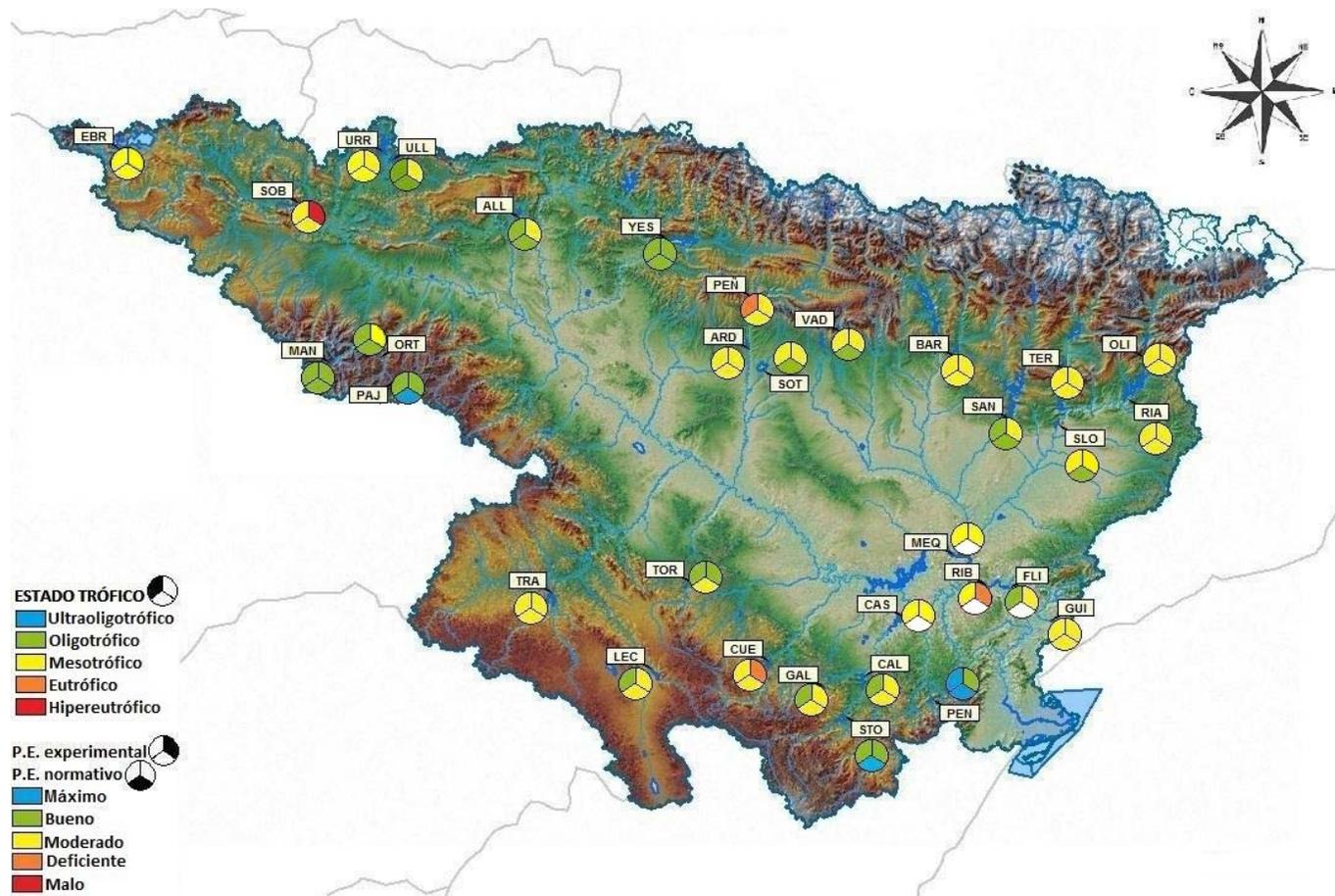


Figura 86. Mapa de clasificación Estado trófico y del del potencial ecológico (PE_{exp} y PE_{norm}) de los embalses en 2010.

7. RESUMEN – CONCLUSIONES

Clasificación

➤ Los 32 embalses se han clasificado en 6 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 1	Tipo 7	Tipo 9	Tipo 10	Tipo 11	Tipo 12
1	7	5	6	9	4
3,13 %	21,9 %	15,7 %	18,8 %	28,1 %	12,5 %

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

Se destaca la presencia de un solo embalse de tipo 1, lo que indica la escasez de embalses con sustrato silíceo en el área de estudio.

Características hidromorfológicas

➤ Las masas de agua son de capacidad variable, con volúmenes inferiores a 30 hm³ en un 51% de los casos. Un 14% de embalses presentan volúmenes intermedios, entre 30 y 70 hm³, un 12% presentan volúmenes algo mayores, entre 70 y 150 hm³; un 9% presentan capacidades de entre 150 y 300 hm³, y finalmente, un 15% 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 23 ha del embalse de Gallipué, hasta las 6478 ha del embalse de Mequinenza. La gran mayoría de embalses no superan las 500 ha (70% de los embalses)

➤ Las masas de agua son de profundidad muy variable, con un rango de 9,5 a 79 m, valores registrados para los embalses de Terradets y Mequinzenza respectivamente. Se pueden observar dos modas, situadas en torno a los 30 m y 70 m de profundidad respectivamente.

➤ El rango de áreas de cuenca va desde los escasos 40 km² del embalse de Ortigosa, hasta los más de 80000 km² de Ribarroja o Flix. La mayoría de embalses estudiados tienen cuencas de aportación relativamente pequeñas, casi un 90% con menos de 10000 km². A su vez, dentro de este 90%, alrededor de un 60% tienen cuencas de menos de 1000 km², siendo ésta por tanto la clase predominante.

➤ El tiempo de renovación ha presentado los valores más bajos en aquellos embalses situados en cursos de agua con importante flujo y escasa capacidad embalsada. Es el caso de Flix y Ardisa, con los valores mínimos inferiores a tres días. También existen embalses de mayor tamaño pero cuyas aportaciones son elevadas. Es el caso de Oliana con una tasa de 0,1 meses y Ribarroja con 0,2 meses. Los valores más elevados se han presentado en los embalses situados en cursos con escasa aportación como Pena con 25,6 meses y Guiamets con 48,3 meses. El 80 % de los embalses estudiados son anuales, presentando una tasa de renovación inferior a un año.

Características fisicoquímicas

➤ En lo tocante al disco de Secchi, los tipos 7 y 12 son los que mayor transparencia media presentan. El máximo absoluto correspondió a Ortigosa (tipo 7), con 6,95 m. Los embalses del tipo 9 presentan los valores medios de transparencia más bajos, siendo La Peña el menor, con 0,53 m, seguido del embalse de Ardisa, del grupo 11, que presentó un valor de 0,60 m.

➤ En cuanto a la temperatura de los embalses, considerando la media en la zona fótica (menos influenciada por las condiciones meteorológicas inmediatas o por la hora del muestreo que la superficial), observamos las temperaturas más bajas en los embalses de tipo 1, este es el caso del embalse de Pajares, debido a la altitud a la que se encuentra, por estar localizado en el Sistema Ibérico en La Rioja en altitud próxima a los 1200 m. Las temperaturas más elevadas se dan en embalses del tipo 9, en las partes más bajas de la cuenca. Se da una correlación negativa significativa entre la altitud de un embalse y la temperatura en la zona fótica.

➤ Respecto al pH en la zona fótica, resaltan los valores de pH más bajos en el tipo 1, debido a la geología silíceas. Los demás tipos, todos en geologías calcáreas, presentan valores muy similares, con cierta tendencia a la basicidad. Destaca el promedio más alto de pH en el tipo 10. También destaca el valor máximo del embalse de Ollana con un pH de 8,89 y Ortigosa con 8,80.

➤ Respecto a la conductividad media en la zona fótica, los valores más elevados se dan en el tipo 12. Destacan dos datos extremos u outliers en el tipo 7, con valores superiores a 1300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (embalse de Lechago). Cabe resaltar también la baja conductividad del tipo 1, típica de zonas silíceas. Las conductividades máximas y en profundidad presentan patrones similares, con datos extremos como los 2291 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de Alloz o los 1458 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de Lechago.

➤ Las tendencias observadas en relación a la alcalinidad en la zona fótica, el tipo 1 muestra los valores más bajos de alcalinidad, como corresponde a la geología silíceas de su cuenca. Los embalses de tipo 10 muestran los valores promedio más elevados con 2,76 meq/L. Puntualmente algunos datos extremos son Lechago con 3,55 meq/L en la muestra integrada y La Tranquera con 4,04 meq/L (en el fondo).

➤ La turbidez fue baja en casi todos los tipos de embalses. El valor más bajo se ha presentado en el embalse de Pena con 0,49 NTU. El promedio más elevado ha sido para los embalses del tipo 9 con 7,05 NTU. Los valores más elevados de turbidez se han dado en los

tres embalses turbios (La Peña, Ardisa y Terradets), embalses pequeños, someros y con elevada renovación, que hace que sus aguas sean más similares al río que los alimenta, con la turbidez propia de ellas. 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 buena oxigenación del epilimnion, siendo los valores mayores para los tipos 7 y 11. Se destacan valores bajos de oxigenación (inferiores a 5 mg O₂/L) en el embalse de Cueva Foradada, con 4,3 mg/L. Los máximos de oxigenación se sitúan en torno a los 12 mg O₂/L y se alcanzan normalmente a profundidades comprendidas entre los 3 y los 7 metros. El máximo de oxígeno se sitúa en profundidad en Vadiello, a unos 7 m, con una saturación de 139 %. Los valores más grandes de espesor de hipolimnion anóxico se han presentado en los embalses de Mequinenza con 36m, Sobrón con 11.5 m y Caspe y La Tranquera con 9,5 m.

➤ La calidad de las masas de agua según la oxigenación es óptima y buena en un 44 % de los embalses. Las masas de agua con niveles bajos de oxigenación (nivel de calidad deficiente o mala, un 28 %) coinciden con masas de agua estratificadas que presentan un hipolimnion poco oxigenado.

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 los valores extremos de los embalses de Las Torcas (máximo absoluto), La Tranquera y Alloz. Los valores mínimos se dan en el tipo 1 y en el embalse de Pena.

➤ Es la variabilidad en la concentración de nitrato la que marca las tendencias generales en el N total. En cuanto al amonio, los valores han sido inferiores a 0,1 mg N-NH₄/L. Los promedios más altos se han presentado en los tipos 9 y 12. Mientras que los más bajos se presentan en los tipos 7 y 11.

➤ En cuanto a la fracción porcentual del N orgánico, este domina claramente en los embalses de Irabia, Guiamets, Rialb y Caspe. A nivel general, esta fracción representa alrededor del 20-40 %.

➤ En relación al **P total**, el tipo 12 muestra los valores más elevados otra vez. El máximo absoluto está en el embalse de Ribarroja, con 74,26 µg P/L, seguido de Flix con 63,85 µg P/L. Los valores mínimos se dan, como en el caso del N total, en el tipo 1 y tipo 10, siendo los embalses de Alloz y Pena los de menores valores, cercanos al límite de detección.

➤ La fracción de P soluble presenta concentraciones importantes en los embalses de Flix y Ribarroja. El resto de embalses presenta valores bajos, siendo una tercera parte de ellos del orden del límite de detección.

➤ Las concentraciones de sílice se sitúan generalmente en el rango 1-6 mg SiO₂/L, con las excepciones de Lechago, con una concentración superior a 14 mg SiO₂/L, y los embalses de Alloz y Guiamets, con concentraciones por debajo de 1 mg SiO₂/L.

Características biológicas

➤ La comunidad fitoplanctónica estudiada (un total de 206 taxones en 32 embalses) está representada por nueve grandes grupos algales, entre los que destacan, por su riqueza, los clorófitos y las diatomeas (Bacillariophyceae). Las Chlorophyta son el taxón más abundante en casi todos los embalses, seguido de las Bacillariophyceae. En algunos embalses son las Chrysophyceae las más abundantes situándose en primer o segundo lugar en riqueza.

➤ La riqueza media de especies de fitoplancton en los diferentes tipos osciló en torno a las 28-46 especies por embalse. El tipo 12 destacó, al igual que en 2009, por el gran número de especies, con una media de 46 especies. El máximo absoluto se registró en el

embalse de Ribarroja, con 54 especies. Le siguieron Guiamets con 48 y Caspe con 46 especies. Los valores menores se han dado en Ardisa, Gallipué y La Peña.

➤ La densidad celular fue más alta en los embalses de tipo 11, destacando el máximo absoluto en La Tranquera, con 23023 cel/ml. El tipo 9 presenta las densidades más bajas. Sin embargo, es el embalse de Flix el que presenta una densidad muy baja dentro de su tipo, con 135 cel/ml. Aquellos embalses con la tasa de renovación más baja, más parecidos a un río que a un embalse son los que han presentado los menores valores, como es el caso en 2010 de Santolea y Ardisa.

➤ El comportamiento del biovolumen fue similar al de la densidad, con los embalses del tipo 11 presentando valores mucho más elevados. El embalse de La Tranquera es el de valor más elevado con 5,43 mm³/L. También cabe señalar los embalses de Guiamets y Ribarroja, con valores por encima de 2 mm³/L. En el lado contrario, los valores menores se han presentado en Yesa, con 0,081 mm³/L, seguidos de Santolea y Flix, como casos de densidad algal muy baja.

➤ Los valores de diversidad son los habituales en estudios de fitoplancton, entre 2,5 y 3 bits. El tipo 12 es el de mayor diversidad, por encima de los 3 bits, mientras que el promedio más bajo se ha dado en el tipo 7, donde el embalse de Allos ha sido el de menor diversidad absoluta, con 1,17 bits.

➤ Las concentraciones de clorofila *a* presentaron valores medios entre 2 y 4 µg/L en todos los tipos, con la excepción del tipo 12, con una media de 4,1 µg/L. Por embalses, es La Tranquera, con 7,10 µg/L el más elevado. Le han seguido cerca Rialb con 6,89 µg/L y Oliana con 6,84 µg/L. En los valores mínimos, ha sido Pena el de valor inferior, con menos de 1 µg/L. Le han seguido rozando este valor Ardisa y Santolea.

➤ En gran parte de los embalses no hay Cianobacterias o su densidad es suficiente baja para no presentar problemas, menores del 5 % del total. Los embalses de Urrúnaga, Ullivarri-Gamboa, Cueva Foradada y Ebro presentan densidades en porcentaje superior al

50 % del fitoplancton. 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 Clorofíceas, seguido de las Dinofíceas y las Criptofíceas.

➤ Se identificaron 108 especies de zooplancton en las muestras cuantitativas en un total de 32 embalses, agrupadas en tres grupos taxonómicos principales, el orden Cladocera (20 especies), la subclase Copepoda (14 especies) y el phylum Rotifera (67 especies). También se contabilizaron las fases larvianas planctónicas de *Dreissena polymorpha* (Mollusca, Bivalvia). Las muestras de red añadieron algunos taxones secundarios, manteniendo unas proporciones similares.

➤ La riqueza de especies se movió en torno a las 15 especies por embalse, con el tipo 12 presentando el mayor valor (18 especies) y el tipo 1 presentando el valor más bajo entre todos los tipos (10 especies). Valores destacados de riqueza zooplanctónica fueron: San Lorenzo (28 especies), Flix (22 especies) y Ullivarri-Gamboa (20 especies).

➤ La densidad de individuos media ha sido más alta para los tipos 10 y 12, mientras que la más baja ha sido para el tipo 1, seguido del 11. Guiamets ha tenido el valor más elevado con 3184 ind/L, mientras que el menor ha sido para Ardisa con 2,04 ind/L. Los rotíferos son los más abundantes en densidad, en general en casi todos los embalses, aunque en cinco de ellos (Cueva Foradada, Gallipué, Caspe, Mequinenza y Flix) son los copépodos. En Sobrón son las larvas de mejillón cebrá las que dominan el zooplancton.

➤ La biomasa media fue mayor en el tipo 10, con 223 µg/L. Los valores menores han sido para el tipo 1. El máximo absoluto se alcanzó en el embalse de Ribarroja (tipo 12) con 438 µg/L, seguido de Guiamets (tipo 10) con 408 µg/L, respectivamente). El valor menor ha sido para el embalse de Ardisa con 0,28 µg/L.

➤ La diversidad presenta los valores habituales para los ecosistemas acuáticos entre 2 y 3. El tipo 9 presenta la diversidad mínima con 1,90 bits, mientras que la máxima está en el tipo 12 con 2,85 bits.

➤ En 2010 se capturaron larvas de mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) en los embalses de Sobrón, Calanda, Ribarroja, Mequinenza y Flix. La densidad de larvas en el embalse de Sobrón fue la más alta (con 230 ind/L y representando un 84 % de la comunidad zooplanctónica). El valor más bajo se presentó en Flix con un 8 % de la comunidad, aunque la densidad más baja fue para Mequinenza con 3,1 ind/L.

➤ El análisis multivariante PCA aplicado a las muestras planctónicas y las variables fisicoquímicas ha explicado un 53 % de la variabilidad, asignando al primer eje un 22 % de la varianza explicada, al segundo un 17 % y al tercero un 14 %. En el eje 1 tienen mayor peso en la parte positiva las variables relacionadas con la transparencia y aguas oxigenadas, mientras que en la parte negativa lo tienen las variables relacionadas con la turbidez y altas concentraciones de nitrógeno. En el eje 2 se separan en la zona positiva las condiciones de fondo, con oxígeno bajo, conductividad alta frente a las condiciones del hipolimnion oxigenado.

➤ La agrupación de distancias euclídeas entre embalses según los resultados del PCA nos asocia por un lado los embalses más turbios, y entre los restantes se establece un gradiente en función de la combinación de variables de la mineralización y el estado trófico, desde los más transparentes y menos mineralizados hasta los mineralizados en peor estado.

Estado trófico

➤ De los 32 embalses analizados, la mayor parte de ellos son mesotróficos, no habiéndose analizado en este ESTUDIO muchos de los embalses en mejor estado de la Cuenca del Ebro, por lo que los promedios resultantes del estado trófico difieren bastante de

los resultados de años anteriores. En 2010 el P total es el elemento más restrictivo, de tal manera que clasifica solo un 22 % de los embalses como oligotróficos o ultraoligotróficos. La combinación final de variables da como resultado para el estado trófico de los embalses uno como ultraoligotrófico (el embalse de Pena), uno como eutrófico (el embalse de La Peña) y de los 30 restantes (94 % del total), el 41 % son oligotróficos y el 53 % 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, densidad, biovolumen, y los índices *Q*, *PTI*, *TI* y *PRTI* fueron utilizadas finalmente en las estimas de potencial ecológico. El *PTI* es el índice que peor valora el estado de los embalses, mientras que el *Q* es el que mejor los valora, clasificando en estado bueno y máximo el 60 % de los embalses y en estado moderado o deficiente el 40 % restante. Las clases dominantes son las de bueno y moderado en los índices, salvo el *PTI* donde el 79 % de los embalses son malos o deficientes.

➤ **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. Tres embalses aparecen como en estado malo o deficiente y los restantes 29 (90 % del total) se clasifican 37 % en estado moderado y 53 % en estado bueno. Ninguno se clasifica como malo.

➤ **MÉTRICAS FISICOQUÍMICAS:** La concentración de P total clasificó los embalses en cuatro de las cinco clases de calidad (ninguno como malo). La clase moderado fue la mayoritaria, con el 59 % de los embalses, seguida por la clase deficiente con el 19 %. La transparencia, medida como profundidad del disco de Secchi, ofreció resultados menos restrictivos, con el 69 % de los embalses en las categorías bueno y máximo; pero el 9 % de

los embalses han sido malo o deficiente. En cuanto a la concentración de oxígeno, todas las clases aparece más o menos representadas en proporciones parecidas, siendo la mayoritaria la categoría moderado con 29 % y la menor el deficiente con 10 %.

➤ De acuerdo con la combinación de parámetros fisicoquímicos, el valor global ha sido de tres embalses con el máximo potencial ecológico, diez embalses aseguran el funcionamiento del sistema y en 19 embalses no se asegura el funcionamiento del sistema.

➤ *Potencial ecológico final: aproximación experimental.* En 1 de los 7 embalses calificados como de potencial biológico bueno, el indicador fisicoquímico hizo descender el potencial a moderado.

La siguiente tabla resume los resultados de potencial ecológico para los 32 embalses estudiados en 2010, obtenidos mediante la ***aproximación experimental***.

Máximo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Ninguno -	Mansilla, Pajares, Pena, Santolea, Yesa	Alloz, Ardisa, Barasona, Calanda, Caspe, Ebro, Flix, Gallipuéñ, Guiamets, La Peña, La Sotonera, La Tranquera, Las Torcas, Lechago, Mequinenza, Oliana, Ortigosa, Rialb, San Lorenzo, Santa Ana, Terradets, Ullivarri-Gamboa, Urrúnaga, Vadiello	Cueva Foradada, Ribarroja	Sobrón

➤ **Potencial ecológico final: aproximación normativa.**

La siguiente tabla resume los resultados de potencial ecológico para los embalses estudiados en 2010, obtenidos mediante la **aproximación normativa**. No incluye los embalses del tipo 12, por no estar incluidos en esta aproximación.

Máximo	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Pajares, Pena, Santolea	Alloz, La Sotonera, Las Torcas, Mansilla, Ortigosa, San Lorenzo, Santa Ana, Ullivarri-Gamboa, Vadiello, Yesa.	Ardisa, Barasona, Calanda, Cueva Foradada, Ebro, Gallipuéñ, Guiamets, La Peña, La Tranquera, Lechago, Oliana, Rialb, Sobrón, Terradets, Urrúnaga.	Ninguno	Ninguno

8. REFERENCIAS

ACA (2003a). *Desenvolupament d'un índex integral de qualitat ecològica i regionalització ambiental dels sistemes lacustres de catalunya*. Agència 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 on-line en: <http://oph.chebro.es/DOCUMENTACION/DirectivaMarco/DemarcacionDirectivaM.htm>

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.

CHE (2007). *Informe final potencial ecológico en embalses 2006*. UTE Red Biológica del Ebro. Disponible en: http://oph.chebro.es/DOCUMENTACION/Calidad/dma/indicadoresbiologicos/informe_biologico_embalses_2006.pdf

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

CHE (2008). *Informe final potencial ecológico en embalses 2007*. UTE Red Biológica del Ebro. Disponible en: http://oph.chebro.es/DOCUMENTACION/Calidad/dma/2007embalsesbio/2007_Embalses_BIO_MEMORIA.pdf

CHE (2009). *Informe final potencial ecológico en embalses 2008*. UTE Red Biológica del Ebro. Sin publicar.

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.

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.

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

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.

9. ANEXO: 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	Z	Volumen	% Emb	T. Perm.	Temp	Termoc	Cond	pH	Disco	Zona Fótica	Zona Fótica	Zona
	CHE		(m)	(Hm3)		(año)	(°C)	(P/A)	(μS/cm)		(m)	(DS) (m)	(PAR) (m)	Anox
														(m)
EBR	EB00004001	20-jul-10	19,6	437	81	1,15	23,3	P	209	8,49	3,90	9,8	8,5	0,0
URR	EB00004002	26-jul-10	18,0	57	79	1,67	21,7	P	203	8,60	3,80	9,5	10,0	6,0
ULL	EB00004007	29-ago-10	22,0	110	75	3,64	22,1	A	265	8,52	4,20	10,5	12,0	6,0
SOB	EB00004022	30-ago-10	26,5	18	90	0,59	26,3	P	306	8,08	3,00	7,5	9,0	12,5
ALL	EB00004027	27-jul-10	38,5	49	74	0,50	22,5	P	748	8,15	2,00	5,0	10,5	0,0
YES	EB00004037	21-jul-10	47,2	379	85	0,26	25,0	A	242	8,32	3,60	9,0	15,0	0,0
PEÑ	EB00004044	7-sep-10	9,0	3	20	0,02	21,0	A	277	7,99	0,53	1,3	-	3,0
VAD	EB00004051	22-jul-10	55,0	14	88	0,41	23,3	P	287	8,22	4,40	11,0	12,0	0,0
OLI	EB00004053	10-ago-10	49,5	90	89	0,08	24,0	A	219	8,79	4,95	11,5	11,5	5,0
ARD	EB00004055	8-sep-10	8,6	1,4	28	0,002	20,6	A	298	8,32	0,60	1,5	2,0	0,0
BAR	EB00004056	7-sep-10	24,6	45	53	0,09	24,0	A	291	8,47	2,30	5,8	9,0	0,0
TER	EB00004059	9-ago-10	12,0	21	91	0,03	20,4	P	200	8,12	0,75	1,9	3,0	0,0
MAN	EB00004061	3-ago-10	41,0	41	60	0,18	21,3	P	135	8,65	4,60	12,0	12,5	0,0
SOT	EB00004062	8-sep-10	19,0	146	77	0,38	22,0	A	286	8,41	3,60	9,0	12,0	2,0
RIA	EB00004063	28-sep-10	55,0	295	73	0,31	20,3	A	246	8,14	2,70	6,7	9,0	1,0
PAJ	EB00004064	4-ago-10	45,5	24	69	0,57	20,9	P	68	8,14	3,80	11,0	11,0	0,0
SAN	EB00004066	9-sep-10	47,3	114	48	0,29	18,8	P	313	8,35	3,82	9,5	17,5	1,0
SLO	EB00004067	10-ago-10	9,4	8	89	0,004	21,5	A	225	8,18	1,60	4,0	-	0,0

Abrev	Código	Fecha	Z (m)	Volumen (Hm3)	% Emb	T. Perm. (año)	Temp (°C)	Termoc (P/A)	Cond 20°C (µS/cm)	pH	Disco Secchi (m)	Zona Fótica (DS) (m)	Zona Fótica (PAR) (m)	Zona Anox (m)
	CHE													
MEQ	EB00004070	18-sep-10	52,0	1182	77	0,21	23,8	A	1022	8,16	5,10	12,5	13,0	36,0
FLI	EB00004074	28-sep-10	8,2	4	100	0,0003	20,8	A	884	7,97	3,20	8,2	8,2	0,0
TOR	EB00004075	18-jun-10	21,0	5	71	0,39	19,5	P	488	8,23	4,60	11,5	12,5	0,0
TRA	EB00004076	30-ago-10	28,5	55	67	0,67	23,5	A	583	8,24	2,46	6,2	9,0	9,5
CAS	EB00004078	21-sep-10	24,5	46	56	0,90	22,6	A	995	8,16	4,22	12,0	12,0	9,5
GUI	EB00004079	1-jul-10	31,0	6	60	3,97	26,1	P	408	8,28	1,70	4,3	7,5	0,0
CUE	EB00004080	28-jul-10	20,5	15	68	0,64	24,6	P	863	8,32	4,20	10,5	12,0	7,0
CAL	EB00004082	13-sep-10	23,4	34	63	0,32	23,0	A	585	8,05	5,80	14,5	17,5	0,0
STO	EB00004085	30-jun-10	18,6	11	23	0,12	22,3	A	427	8,21	6,00	15,0	13,5	0,0
LEC	EB00004087	17-jun-10	7,5	1	6	0,14	17,0	P	1355	8,02	4,50	7,5	7,5	0,0
PEN	EB00004912	28-jun-10	26,8	14	78	2,11	22,1	P	316	8,37	4,80	12,0	21,0	0,0
GAL	EB00004913	29-jun-10	14,5	3	75	1,08	22,0	P	552	8,27	3,20	8,0	9,5	2,0
ORT	EB00004916	4-ago-10	33,5	23	70	0,43	22,0	P	159	8,80	6,95	17,4	11,5	0,0
RIB	EB00004949	29-sep-10	27,8	206	98	0,02	20,7	A	895	8,22	3,60	8,0	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)	(µg/L)	(mM)	(mg/L)	(µM)	(mg/L)	(µM)	(mg/L)	(mg N/L)
EBR	EB00004001	9,0	20-jul-10	211	8,05	1,99	0,90	3,22	2,80	1,37	137	13,21	0,82	0,082	0,0038	0,19
URR	EB00004002	9,0	26-jul-10	201	8,12	1,45	1,02	3,22	2,98	1,52	152	31,58	1,96	0,194	0,0089	0,44
ULL	EB00004007	12,0	29-ago-10	266	8,29	1,77	0,77	2,79	3,72	2,30	230	24,00	1,49	0,059	0,0027	0,34
SOB	EB00004022	9,0	30-ago-10	300	8,08	1,85	0,18	3,89	3,64	2,14	214	34,00	2,11	0,459	0,0211	0,48
ALL	EB00004027	6,0	27-jul-10	733	8,12	4,69	0,80	3,61	1,78	2,57	257	126,00	7,81	0,804	0,0370	1,78
YES	EB00004037	9,0	21-jul-10	240	8,29	1,52	0,60	1,09	1,00	2,45	245	16,95	1,05	0,116	0,0053	0,24
PEÑ	EB00004044	1,3	7-sep-10	277	7,99	13,31	1,48	19,90	3,90	2,28	228	32,32	2,00	0,318	0,0146	0,46
VAD	EB00004051	12,0	22-jul-10	295	8,16	2,86	1,04	1,64	3,68	3,15	315	0,32	0,02	0,000	0,0000	0,00
OLI	EB00004053	12,0	10-ago-10	229	8,33	1,50	0,65	1,70	6,34	1,72	172	31,00	1,92	1,119	0,0515	0,45
ARD	EB00004055	2,0	8-sep-10	296	8,27	22,03	1,56	15,86	1,06	2,12	212	28,28	1,75	0,330	0,0152	0,40
BAR	EB00004056	9,0	7-sep-10	281	8,15	3,70	0,82	4,89	3,32	1,72	172	13,13	0,81	0,126	0,0058	0,19
TER	EB00004059	3,0	9-ago-10	200	8,18	8,69	0,61	8,69	2,19	1,60	160	21,00	1,30	0,002	0,0001	0,29
MAN	EB00004061	12,0	3-ago-10	135	8,35	1,79	0,75	2,25	3,43	1,18	118	4,13	0,26	0,085	0,0039	0,06
SOT	EB00004062	9,0	8-sep-10	285	8,41	1,70	0,61	1,94	2,66	2,28	228	10,47	0,65	0,356	0,0164	0,15
RIA	EB00004063	9,0	28-sep-10	239	8,07	2,70	1,14	3,25	4,79	1,70	170	23,23	1,44	0,043	0,0020	0,33
PAJ	EB00004064	11,0	4-ago-10	68	7,47	1,64	1,02	2,16	2,36	0,48	48	6,76	0,42	0,052	0,0024	0,10
SAN	EB00004066	9,0	9-sep-10	301	8,15	1,45	0,63	1,64	1,62	1,91	191	20,20	1,25	0,058	0,0027	0,28
SLO	EB00004067	4,0	10-ago-10	225	8,16	3,56	0,29	3,07	2,22	1,80	180	27,00	1,67	0,000	0,0000	0,38
MEQ	EB00004070	13,0	18-sep-10	1022	8,16	1,60	0,74	2,16	3,04	2,47	247	80,00	4,96	2,367	0,1089	1,15

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)	(µg/L)	(mM)	(mg/L)	(µM)	(mg/L)	(µM)	(mg/L)	(mg N/L)
FLI	EB00004074	7,5	28-sep-10	884	7,97	2,83	0,58	3,68	1,47	2,97	297	104,04	6,45	2,811	0,1293	1,50
TOR	EB00004075	12,0	18-jun-10	484	8,10	2,55	0,81	2,19	2,37	2,74	274	308,16	19,11	0,989	0,0455	4,33
TRA	EB00004076	9,0	30-ago-10	580	8,24	3,73	2,10	2,86	7,10	3,03	303	130,00	8,06	1,238	0,0570	1,84
CAS	EB00004078	12,0	21-sep-10	972	8,16	1,90	0,89	2,19	4,96	2,05	205	2,92	0,18	0,383	0,0176	0,05
GUI	EB00004079	7,5	1-jul-10	405	8,35	4,73	1,57	3,98	3,94	2,61	261	0,28	0,02	0,008	0,0004	0,00
CUE	EB00004080	12,0	28-jul-10	867	8,05	2,49	1,43	2,00	3,50	2,76	276	24,56	1,52	1,445	0,0665	0,36
CAL	EB00004082	15,0	13-sep-10	573	8,22	1,32	0,53	1,70	1,30	2,67	267	59,41	3,68	0,534	0,0245	0,84
STO	EB00004085	13,5	30-jun-10	440	8,18	1,42	0,56	1,03	1,09	2,78	278	56,12	3,48	0,251	0,0116	0,79
LEC	EB00004087	6,0	17-jun-10	1393	7,73	1,51	0,84	2,79	2,70	3,55	355	45,97	2,85	0,144	0,0066	0,65
PEN	EB00004912	12,0	28-jun-10	320	8,45	1,76	0,36	0,49	0,73	2,86	286	0,36	0,02	0,008	0,0004	0,01
GAL	EB00004913	9,0	29-jun-10	555	8,15	3,28	1,03	2,43	2,23	3,29	329	32,65	2,02	0,444	0,0204	0,46
ORT	EB00004916	14,0	4-ago-10	157	8,25	1,53	1,05	2,16	3,52	1,37	137	6,99	0,43	0,028	0,0013	0,10
RIB	EB00004949	9,0	29-sep-10	895	8,27	2,70	0,54	3,34	6,89	3,05	305	104,04	6,45	3,0190	0,1389	1,50

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 N/L)	(mg/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	9,0	2,16	0,030	0,039	30,45	0,43	0,0000	0,00000	0,0000	0,5950	0,01844	19,06	1,14
URR	EB00004002	9,0	3,36	0,047	0,061	54,84	0,77	0,0546	0,00169	0,0052	1,4293	0,04431	25,34	1,52
ULL	EB00004007	12,0	1,17	0,016	0,021	51,88	0,73	0,0437	0,00136	0,0042	0,2953	0,00915	22,76	1,37
SOB	EB00004022	9,0	2,62	0,037	0,047	57,91	0,81	0,2186	0,00678	0,0208	1,8955	0,05876	35,73	2,14
ALL	EB00004027	6,0	0,84	0,012	0,015	131,63	1,84	0,0328	0,00102	0,0031	0,0463	0,00143	4,19	0,25
YES	EB00004037	9,0	4,83	0,068	0,087	21,75	0,30	0,0000	0,00000	0,0000	0,1403	0,00435	32,26	1,94
PEÑ	EB00004044	1,3	5,79	0,081	0,104	41,40	0,58	0,0108	0,00034	0,0010	1,1654	0,03613	54,19	3,25
VAD	EB00004051	12,0	1,86	0,026	0,034	8,70	0,12	0,0108	0,00034	0,0010	0,5725	0,01775	49,86	2,99
OLI	EB00004053	12,0	1,40	0,020	0,025	51,88	0,73	0,0164	0,00051	0,0016	0,5964	0,01849	48,95	2,94
ARD	EB00004055	2,0	2,61	0,037	0,047	43,70	0,61	0,1999	0,00620	0,0190	1,1479	0,03559	49,83	2,99
BAR	EB00004056	9,0	1,16	0,016	0,021	28,75	0,40	0,0162	0,00050	0,0015	0,5944	0,01842	69,26	4,16
TER	EB00004059	3,0	2,07	0,029	0,037	26,54	0,37	0,0328	0,00102	0,0031	0,4015	0,01245	76,60	4,60
MAN	EB00004061	12,0	2,23	0,031	0,040	14,02	0,20	0,0000	0,00000	0,0000	0,3008	0,00932	49,77	2,99
SOT	EB00004062	9,0	0,50	0,007	0,009	29,90	0,42	0,0162	0,00050	0,0015	0,4545	0,01409	61,00	3,66
RIA	EB00004063	9,0	2,16	0,030	0,039	40,29	0,56	0,0000	0,00000	0,0000	0,5381	0,01668	25,93	1,56
PAJ	EB00004064	11,0	2,32	0,033	0,042	14,02	0,20	0,0109	0,00034	0,0010	0,2287	0,00709	56,36	3,38
SAN	EB00004066	9,0	0,38	0,005	0,007	32,20	0,45	0,0648	0,00201	0,0062	1,0256	0,03179	67,78	4,07
SLO	EB00004067	4,0	1,42	0,020	0,025	39,81	0,56	0,0219	0,00068	0,0021	0,5078	0,01574	69,43	4,17
MEQ	EB00004070	13,0	1,10	0,015	0,020	98,10	1,37	0,0000	0,00000	0,0000	0,3879	0,01202	34,43	2,07

Abrev	Código	Prof. Integ.	Amonio	Amonio	Amonio	Ntot	Ntot	Psol	Psol	Fosfatos	Ptot	Ptot	Silicato	Silicato
	CHE	(m)	(μ M)	(mg N/L)	(mg/L)	(μ M)	(mg N/L)	(μ M)	(mg P/L)	(mg/L)	(μ M)	(mg P/L)	(μ M)	(mg SiO ₂ /L)
FLI	EB00004074	7,5	4,26	0,060	0,077	126,45	1,77	1,5941	0,04942	0,1514	2,0598	0,06385	103,06	6,18
TOR	EB00004075	12,0	0,56	0,008	0,010	314,05	4,40	0,0482	0,00149	0,0046	0,5422	0,01681	29,34	1,76
TRA	EB00004076	9,0	2,47	0,035	0,044	166,48	2,33	0,0000	0,00000	0,0000	0,7677	0,02380	14,08	0,85
CAS	EB00004078	12,0	3,33	0,047	0,060	30,86	0,43	0,0375	0,00116	0,0036	0,5700	0,01767	53,69	3,22
GUI	EB00004079	7,5	2,13	0,030	0,038	28,44	0,40	0,0424	0,00131	0,0040	0,4360	0,01352	6,53	0,39
CUE	EB00004080	12,0	2,68	0,038	0,048	43,88	0,61	0,0000	0,00000	0,0000	0,3643	0,01129	17,86	1,07
CAL	EB00004082	15,0	0,18	0,002	0,003	74,75	1,05	0,0108	0,00033	0,0010	0,4778	0,01481	87,31	5,24
STO	EB00004085	13,5	2,09	0,029	0,038	61,44	0,86	0,0106	0,00033	0,0010	0,1319	0,00409	78,49	4,71
LEC	EB00004087	6,0	3,17	0,044	0,057	75,20	1,05	0,0535	0,00166	0,0051	0,3980	0,01234	237,23	14,23
PEN	EB00004912	12,0	2,72	0,038	0,049	9,10	0,13	0,0053	0,00016	0,0005	0,0574	0,00178	34,92	2,10
GAL	EB00004913	9,0	4,80	0,067	0,086	48,92	0,68	0,0424	0,00131	0,0040	0,5335	0,01654	21,81	1,31
ORT	EB00004916	14,0	0,72	0,010	0,013	18,33	0,26	0,0000	0,00000	0,0000	0,3556	0,01102	72,78	4,37
RIB	EB00004949	9,0	4,00	0,056	0,072	133,16	1,86	1,2687	0,03933	0,1205	2,3954	0,07426	99,93	6,00

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°C (µS/cm)	pH	Solidos (mg/L)	LOI (mg/L)	Turb 400 (NTU)	Alcalin (mM)	Clorofila (µg/L)
EB00004001	EBR	integ 9 m	20-jul-10	-	-	-	211	8,05	1,99	0,90	3,22	1,37	2,80
EB00004001	EBR	3	20-jul-10	22,8	8,3	105	206	8,30	-	-	2,55	1,22	2,73
EB00004001	EBR	9,5	20-jul-10	18,6	3,7	43	235	7,57	-	-	5,16	1,49	3,06
EB00004001	EBR	18	20-jul-10	14,3	2,7	29	207	7,28	21,34	2,96	24,48	1,41	2,20
EB00004002	URR	integ 9 m	26-jul-10	-	-	-	201	8,12	1,45	1,02	3,22	1,52	2,98
EB00004002	URR	5	26-jul-10	21,6	8,7	103	201	8,32	-	-	2,73	1,64	2,60
EB00004002	URR	10	26-jul-10	14,6	3,3	33	191	7,40	-	-	5,01	1,45	1,99
EB00004002	URR	16	26-jul-10	12,4	0,4	4	243	7,30	2,16	1,34	5,22	2,07	1,13
EB00004007	ULL	integ 12 m	29-ago-10	-	-	-	266	8,29	1,77	0,77	2,79	2,30	3,72
EB00004007	ULL	8,5	29-ago-10	20,4	6,9	81	265	8,40	-	-	2,73	2,24	4,74
EB00004007	ULL	14	29-ago-10	16,3	0,9	10	296	7,58	-	-	3,40	2,61	2,36
EB00004007	ULL	21	29-ago-10	13,1	0	0	306	7,56	4,25	0,95	11,54	2,76	0,85
EB00004022	SOB	integ 9 m	30-ago-10	-	-	-	300	8,08	1,85	0,18	3,89	2,14	3,64
EB00004022	SOB	12,5	30-ago-10	22,3	3,6	43	305	7,59	11,73	1,04	13,27	2,30	1,57
EB00004022	SOB	21	30-ago-10	13,7	0	0	303	7,46	-	-	11,57	2,68	1,24
EB00004022	SOB	26	30-ago-10	13,4	0	0	338	7,34	5,06	1,15	12,97	3,30	0,62

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Temp (°C)	Oxig (mg/L)	Sat Oxi (%)	Cond 20°C (µS/cm)	pH	Solidos (mg/L)	LOI (mg/L)	Turb 400 (NTU)	Alcalin (mM)	Clorofila (µg/L)
EB00004027	ALL	integ 6 m	27-jul-10	-	-	-	733	8,12	4,69	0,80	3,61	2,57	1,78
EB00004027	ALL	6	27-jul-10	22,3	8,4	100	736	8,06	-	-	2,98	2,57	1,82
EB00004027	ALL	10,5	27-jul-10	15,1	9,8	99	655	7,97	-	-	1,97	3,30	1,23
EB00004027	ALL	14	27-jul-10	11,5	8,8	84	949	7,98	-	-	2,79	3,42	1,71
EB00004027	ALL	34	27-jul-10	10,0	6,2	54	2291	7,75	6,53	1,63	5,65	3,73	0,45
EB00004037	YES	integ 9 m	21-jul-10	-	-	-	240	8,29	1,52	0,60	1,09	2,45	1,00
EB00004037	YES	12	21-jul-10	17,8	9,6	105	248	8,27	-	-	0,58	2,53	1,06
EB00004037	YES	16,5	21-jul-10	15,6	8,8	94	253	8,26	-	-	0,64	2,57	0,77
EB00004037	YES	40	21-jul-10	8	6,5	55	341	7,90	5,72	1,06	5,16	2,80	0,20
EB00004044	PEÑ	integ 1.3 m	7-sep-10	-	-	-	277	7,99	13,31	1,48	19,90	2,28	3,90
EB00004044	PEÑ	3	7-sep-10	19,4	2,2	25	275	7,79	-	-	24,06	2,12	2,19
EB00004044	PEÑ	7,5	7-sep-10	17,4	0	0	278	7,63	-	-	81,53	2,69	1,55
EB00004051	VAD	integ 12 m	22-jul-10	-	-	-	295	8,16	2,86	1,04	1,64	3,15	3,68
EB00004051	VAD	7	22-jul-10	20,9	11,6	139	299	8,14	-	-	3,52	3,26	6,56
EB00004051	VAD	9	22-jul-10	18	11	124	302	8,13	-	-	1,79	2,95	5,15
EB00004051	VAD	34	22-jul-10	10,2	10,1	90	335	8,01	1,58	0,89	0,70	3,11	1,05
EB00004053	OLI	integ 12 m	10-ago-10	-	-	-	229	8,33	1,50	0,65	1,70	1,72	6,34
EB00004053	OLI	4	10-ago-10	23,5	10	122	215	8,89	-	-	1,58	1,72	4,67
EB00004053	OLI	7	10-ago-10	22,2	7,2	86	229	8,40	-	-	1,73	1,80	10,90
EB00004053	OLI	45	10-ago-10	12,7	0	0	232	8,80	-	-	1,61	1,72	3,66

CHE		(m)		(°C)	(mg/L)	(%)	(µS/cm)		(mg/L)	(mg/L)	(NTU)	(mM)	(µg/L)
EB00004055	ARD	integ 2 m	8-sep-10	-	-	-	296	8,27	22,03	1,56	15,86	2,12	1,06
EB00004055	ARD	3,5	8-sep-10	20,4	8,4	97	300	8,28	-	-	16,77	2,24	1,07
EB00004055	ARD	7	8-sep-10	19,7	8,3	94	300	8,23	-	-	19,75	2,28	0,97
EB00004056	BAR	integ 9 m	7-sep-10	-	-	-	281	8,15	3,70	0,82	4,89	1,72	3,32
EB00004056	BAR	6,5	7-sep-10	22,8	6,7	81	285	8,04	-	-	4,37	1,70	4,49
EB00004056	BAR	12	7-sep-10	21,8	6,1	72	298	7,88	-	-	10,87	1,74	0,83
EB00004056	BAR	24	7-sep-10	21	6,4	72	302	7,95	52,76	3,60	58,63	2,09	2,13
EB00004059	TER	integ 3 m	9-ago-10	-	-	-	200	8,18	8,69	0,61	8,69	1,60	2,19
EB00004059	TER	2	9-ago-10	20,1	8,5	96	199	8,18	-	-	7,62	1,52	2,09
EB00004059	TER	7	9-ago-10	17	7,4	79	198	7,97	22,87	1,63	17,53	1,60	1,11
EB00004059	TER	12	9-ago-10	13,3	7,3	71	395	7,49	43,50	2,50	25,58	3,21	0,58
EB00004061	MAN	integ 12 m	3-ago-10	-	-	-	135	8,35	1,79	0,75	2,25	1,18	3,43
EB00004061	MAN	7	3-ago-10	20,6	8,4	101	135	8,46	-	-	1,34	1,22	3,84
EB00004061	MAN	20	3-ago-10	13,8	6,1	64	138	7,61	-	-	1,70	1,22	0,77
EB00004061	MAN	35	3-ago-10	8,9	5,5	48	135	7,58	-	-	2,55	1,22	2,58
EB00004062	SOT	integ 9 m	8-sep-10	-	-	-	285	8,41	1,70	0,61	1,94	2,28	2,66
EB00004062	SOT	10	8-sep-10	21,9	8,7	102	285	8,42	-	-	2,07	2,20	2,38
EB00004062	SOT	13	8-sep-10	20,9	4,8	55	292	7,98	-	-	3,49	2,20	1,55
EB00004062	SOT	17	8-sep-10	18,2	0,2	2	325	7,58	-	-	5,50	2,55	1,50

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Temp (°C)	Oxig (mg/L)	Sat Oxi (%)	Cond (uS/cm)	pH	Solidos (mg/L)	LOI (mg/L)	Turb 400 (NTU)	Alcalin (mM)	Clorofila (µg/L)
EB00004063	RIA	integ 9 m	28-sep-10	-	-	-	239	8,07	2,70	1,14	3,25	1,70	4,79
EB00004063	RIA	15	28-sep-10	20,1	6,7	76	243	8,10	-	-	3,22	1,62	4,90
EB00004063	RIA	42	28-sep-10	15,5	2,3	24	227	7,59	-	-	3,07	1,82	0,49
EB00004063	RIA	50	28-sep-10	14,9	1	10	225	7,52	-	-	3,98	1,93	0,42
EB00004064	PAJ	integ 11 m	4-ago-10	-	-	-	68	7,47	1,64	1,02	2,16	0,48	2,36
EB00004064	PAJ	7,5	4-ago-10	17	8,8	102	70	7,50	-	-	2,79	0,71	3,53
EB00004064	PAJ	12	4-ago-10	7,9	8,8	85	67	6,96	-	-	2,92	0,48	1,99
EB00004064	PAJ	44	4-ago-10	5,9	7,2	58	73	6,75	-	-	2,64	0,40	0,71
EB00004066	SAN	integ 9 m	9-sep-10	-	-	-	301	8,15	1,45	0,63	1,64	1,91	1,62
EB00004066	SAN	13	9-sep-10	12,7	10,1	97	288	7,92	-	-	1,52	2,05	1,84
EB00004066	SAN	19	9-sep-10	12,2	9,8	93	295	7,88	-	-	1,06	1,97	0,76
EB00004066	SAN	47	9-sep-10	7,8	0,5	4	339	7,58	-	-	1,76	2,32	0,30
EB00004067	SLO	integ 4 m	10-ago-10	-	-	-	225	8,16	3,56	0,29	3,07	1,80	2,22
EB00004067	SLO	1	10-ago-10	21,8	9,3	107	225	8,23	-	-	3,77	1,76	2,40
EB00004067	SLO	3	10-ago-10	19,1	9,1	99	225	8,25	-	-	3,07	1,76	2,08
EB00004067	SLO	9	10-ago-10	18,5	8,6	93	224	8,11	3,30	0,46	3,07	1,76	2,15
EB00004070	MEQ	integ 13 m	18-sep-10	-	-	-	1022	8,16	1,60	0,74	2,16	2,47	3,04
EB00004070	MEQ	12	18-sep-10	23,7	6,7	80	1023	8,05	-	-	1,97	2,47	2,96
EB00004070	MEQ	20	18-sep-10	22,4	0	0	1159	7,54	-	-	3,74	3,05	0,80
EB00004070	MEQ	51	18-sep-10	17,4	0	0	1219	7,50	-	-	7,90	3,63	1,08

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Temp (°C)	Oxig (mg/L)	Sat Oxi (%)	Cond (uS/cm)	pH	Solidos (mg/L)	LOI (mg/L)	Turb 400 (NTU)	Alcalin (mM)	Clorofila (µg/L)
EB00004074	FLI	integ 7,5 m	28-sep-10	-	-	-	884	7,97	2,83	0,58	3,68	2,97	1,47
EB00004074	FLI	8	28-sep-10	20,5	6,3	69	887	7,88	-	-	2,95	3,01	1,38
EB00004075	TOR	integ 12 m	18-jun-10	-	-	-	484	8,10	2,55	0,81	2,19	2,74	2,37
EB00004075	TOR	13	18-jun-10	13,9	9,9	102	492	8,02	-	-	3,01	2,86	4,15
EB00004075	TOR	20	18-jun-10	12,5	6	59	513	7,85	-	-	3,83	3,10	1,93
EB00004076	TRA	integ 9 m	30-ago-10	-	-	-	580	8,24	3,73	2,10	2,86	3,03	7,10
EB00004076	TRA	8	30-ago-10	23,2	9,9	124	581	8,24	-	-	3,07	3,07	7,04
EB00004076	TRA	18	30-ago-10	19,6	2,2	26	627	7,81	-	-	2,28	3,73	0,75
EB00004076	TRA	28	30-ago-10	14,7	0	0	641	7,58	5,48	0,83	6,44	4,04	0,98
EB00004078	CAS	integ 12 m	21-sep-10	-	-	-	972	8,16	1,90	0,89	2,19	2,05	4,96
EB00004078	CAS	6	21-sep-10	22	7,4	85	971	8,12	-	-	2,37	2,32	6,57
EB00004078	CAS	15	21-sep-10	21,3	0,3	2	1044	7,48	3,58	1,33	2,46	2,55	2,47
EB00004078	CAS	17	21-sep-10	20,4	0	0	1026	7,54	-	-	3,22	2,94	1,52
EB00004078	CAS	24	21-sep-10	18,6	0	0	984	7,65	4,18	1,26	8,69	2,90	1,08
EB00004079	GUI	integ 7.5 m	1-jul-10	-	-	-	405	8,35	4,73	1,57	3,98	2,61	3,94
EB00004079	GUI	3,8	1-jul-10	22,1	9,8	112	395	8,40	-	-	3,01	2,44	2,61
EB00004079	GUI	7,1	1-jul-10	16,2	3,8	39	421	8,17	-	-	4,83	2,74	6,28
EB00004079	GUI	25	1-jul-10	8,3	1,2	10	459	7,96	-	-	2,10	3,46	0,99

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Temp (°C)	Oxig (mg/L)	Sat Oxi (%)	Cond (uS/cm)	pH	Solidos (mg/L)	LOI (mg/L)	Turb 400 (NTU)	Alcalin (mM)	Clorofila (µg/L)
EB00004080	CUE	integ 12 m	28-jul-10	-	-	-	867	8,05	2,49	1,43	2,00	2,76	3,50
EB00004080	CUE	5,5	28-jul-10	23,2	7,3	90	846	8,35	-	-	1,79	2,45	4,39
EB00004080	CUE	13,5	28-jul-10	15	0	0	908	7,72	-	-	4,95	3,26	1,94
EB00004080	CUE	19	28-jul-10	12,8	0	0	965	7,76	5,08	1,50	7,69	3,46	1,32
EB00004082	CAL	integ 15 m	13-sep-10	-	-	-	573	8,22	1,32	0,53	1,70	2,67	1,30
EB00004082	CAL	8	13-sep-10	22,4	8,1	95	568	8,11	-	-	1,15	2,67	1,38
EB00004082	CAL	14	13-sep-10	22	6	71	579	8,09	-	-	2,49	2,74	1,26
EB00004082	CAL	23	13-sep-10	20,9	1,9	21	661	7,55	5,28	1,40	5,35	3,15	0,70
EB00004085	STO	integ 13,5 m	30-jun-10	-	-	-	440	8,18	1,42	0,56	1,03	2,78	1,09
EB00004085	STO	5	30-jun-10	19,8	9,4	107	437	8,21	-	-	0,49	2,78	0,89
EB00004085	STO	11	30-jun-10	18	8,1	89	447	8,13	-	-	0,91	2,78	1,17
EB00004085	STO	17	30-jun-10	17,3	6,3	69	454	7,99	-	-	6,35	2,86	1,14
EB00004087	LEC	integ 6 m	17-jun-10	-	-	-	1393	7,73	1,51	0,84	2,79	3,55	2,70
EB00004087	LEC	5	17-jun-10	14,2	6,9	74	1430	7,63	-	-	3,13	3,92	2,59
EB00004087	LEC	6,5	17-jun-10	13,1	4,4	46	1458	7,67	-	-	2,89	3,96	3,05
EB00004912	PEN	integ 12 m	28-jun-10	-	-	-	320	8,45	1,76	0,36	0,49	2,86	0,73
EB00004912	PEN	14	28-jun-10	8,6	10,9	99	329	8,63	-	-	0,39	2,95	1,10
EB00004912	PEN	15,7	28-jun-10	7,9	9,8	87	332	8,62	-	-	1,55	2,95	1,61
EB00004912	PEN	25	28-jun-10	7	4,6	38	341	8,03	-	-	3,34	3,25	1,41

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Temp (°C)	Oxig (mg/L)	Sat Oxi (%)	Cond (uS/cm)	pH	Solidos (mg/L)	LOI (mg/L)	Turb 400 (NTU)	Alcalin (mM)	Clorofila (µg/L)
EB00004913	GAL	integ 9 m	29-jun-10	-	-	-	555	8,15	3,28	1,03	2,43	3,29	2,23
EB00004913	GAL	8	29-jun-10	16,2	6,6	71	563	8,17	-	-	2,10	3,08	2,05
EB00004913	GAL	9	29-jun-10	14,5	4,3	44	572	8,09	-	-	2,04	3,63	2,23
EB00004913	GAL	11,8	29-jun-10	11,8	0	0	586	7,65	-	-	6,38	3,93	3,45
EB00004916	ORT	integ 14 m	4-ago-10	-	-	-	157	8,25	1,53	1,05	2,16	1,37	3,52
EB00004916	ORT	8	4-ago-10	17,1	13	149	169	8,80	-	-	1,82	1,52	2,43
EB00004916	ORT	11	4-ago-10	9,6	6,1	59	153	7,43	-	-	4,07	1,29	8,01
EB00004916	ORT	33	4-ago-10	6,1	4,2	34	154	7,25	-	-	2,95	1,33	0,39
EB00004949	RIB	integ 9 m	29-sep-10	-	-	-	895	8,27	2,70	0,54	3,34	3,05	6,89
EB00004949	RIB	4	29-sep-10	20,6	7,3	80	895	8,16	-	-	3,46	2,97	7,95
EB00004949	RIB	19	29-sep-10	20,2	4	43	921	8,00	-	-	4,89	3,13	1,72
EB00004949	RIB	27	29-sep-10	20	5,1	56	918	7,92	-	-	9,33	3,21	1,43

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

Código	Muestra	Prof	Fecha	Nitrato	Nitrito	NIO	Nitrato	Nitrito	Amonio	Amonio	Amonio	Ntot	Ntot
CHE		(m)		(µM)	(µM)	(mg N/L)	(mg/L)	(mg/L)	(µM)	(mg N/L)	(mg/L)	(µM)	(mg N/L)
EB00004001	EBR	integ 9 m	20-jul-10	13,21	0,082	0,19	0,82	0,0038	2,16	0,030	0,039	30,45	0,43
EB00004001	EBR	3	20-jul-10	13,66	0,032	0,19	0,85	0,0015	0,96	0,013	0,017	29,36	0,41
EB00004001	EBR	9,5	20-jul-10	16,19	0,096	0,23	1,00	0,0044	9,47	0,133	0,170	41,32	0,58
EB00004001	EBR	18	20-jul-10	18,07	0,130	0,25	1,12	0,0060	7,99	0,112	0,144	44,59	0,62
EB00004002	URR	integ 9 m	26-jul-10	31,58	0,194	0,44	1,96	0,0089	3,36	0,047	0,061	54,84	0,77
EB00004002	URR	5	26-jul-10	30,00	0,285	0,42	1,86	0,0131	1,74	0,024	0,031	50,46	0,71
EB00004002	URR	10	26-jul-10	43,00	0,148	0,60	2,67	0,0068	3,29	0,046	0,059	61,43	0,86
EB00004002	URR	16	26-jul-10	50,00	0,343	0,70	3,10	0,0158	3,17	0,044	0,057	70,20	0,98
EB00004007	ULL	integ 12 m	29-ago-10	24,00	0,059	0,34	1,49	0,0027	1,17	0,016	0,021	51,88	0,73
EB00004007	ULL	8,5	29-ago-10	26,00	0,030	0,36	1,61	0,0014	2,07	0,029	0,037	50,67	0,71
EB00004007	ULL	14	29-ago-10	43,00	0,729	0,61	2,67	0,0335	0,53	0,007	0,010	71,18	1,00
EB00004007	ULL	21	29-ago-10	14,00	0,497	0,20	0,87	0,0229	18,75	0,262	0,337	57,91	0,81
EB00004022	SOB	integ 9 m	30-ago-10	34,00	0,459	0,48	2,11	0,0211	2,62	0,037	0,047	57,91	0,81
EB00004022	SOB	12,5	30-ago-10	34,00	1,815	0,50	2,11	0,0835	6,63	0,093	0,119	66,35	0,93
EB00004022	SOB	21	30-ago-10	43,00	0,043	0,60	2,67	0,0020	7,52	0,105	0,135	76,00	1,06
EB00004022	SOB	26	30-ago-10	6,00	0,300	0,09	0,37	0,0138	43,62	0,611	0,785	82,03	1,15

Código	Muestra	Prof	Fecha	Nitrato	Nitrito	NIO	Nitrato	Nitrito	Amonio	Amonio	Amonio	Ntot	Ntot
CHE		(m)		(µM)	(µM)	(mg N/L)	(mg/L)	(mg/L)	(µM)	(mg N/L)	(mg/L)	(µM)	(mg N/L)
EB00004027	ALL	integ 6 m	27-jul-10	126,00	0,804	1,78	7,81	0,0370	0,84	0,012	0,015	131,63	1,84
EB00004027	ALL	6	27-jul-10	126,00	0,864	1,78	7,81	0,0397	1,02	0,014	0,018	132,72	1,86
EB00004027	ALL	10,5	27-jul-10	126,00	0,531	1,77	7,81	0,0244	1,31	0,018	0,024	132,72	1,86
EB00004027	ALL	14	27-jul-10	141,00	0,377	1,98	8,74	0,0173	1,88	0,026	0,034	145,89	2,04
EB00004027	ALL	34	27-jul-10	141,00	0,018	1,97	8,74	0,0008	2,25	0,031	0,040	153,56	2,15
EB00004037	YES	integ 9 m	21-jul-10	16,95	0,116	0,24	1,05	0,0053	4,83	0,068	0,087	21,75	0,30
EB00004037	YES	12	21-jul-10	19,34	0,120	0,27	1,20	0,0055	1,81	0,025	0,033	27,19	0,38
EB00004037	YES	16,5	21-jul-10	19,39	0,088	0,27	1,20	0,0040	0,92	0,013	0,017	22,84	0,32
EB00004037	YES	40	21-jul-10	41,46	0,004	0,58	2,57	0,0002	1,67	0,023	0,030	51,11	0,72
EB00004044	PEÑ	integ 1.3 m	7-sep-10	32,32	0,318	0,46	2,00	0,0146	5,79	0,081	0,104	41,40	0,58
EB00004044	PEÑ	3	7-sep-10	18,18	0,476	0,26	1,13	0,0219	5,63	0,079	0,101	43,70	0,61
EB00004044	PEÑ	7,5	7-sep-10	13,13	2,324	0,22	0,81	0,1069	7,65	0,107	0,138	44,85	0,63
EB00004051	VAD	integ 12 m	22-jul-10	0,32	0,000	0,00	0,02	0,0000	1,86	0,026	0,034	8,70	0,12
EB00004051	VAD	7	22-jul-10	0,87	0,014	0,01	0,05	0,0006	1,88	0,026	0,034	7,61	0,11
EB00004051	VAD	9	22-jul-10	0,83	0,000	0,01	0,05	0,0000	0,97	0,014	0,017	7,61	0,11
EB00004051	VAD	34	22-jul-10	0,63	0,000	0,01	0,04	0,0000	1,55	0,022	0,028	8,70	0,12
EB00004053	OLI	integ 12 m	10-ago-10	31,00	1,119	0,45	1,92	0,0515	1,40	0,020	0,025	51,88	0,73
EB00004053	OLI	4	10-ago-10	23,00	0,068	0,32	1,43	0,0031	1,51	0,021	0,027	42,22	0,59
EB00004053	OLI	7	10-ago-10	27,00	0,255	0,38	1,67	0,0117	2,16	0,030	0,039	48,26	0,68
EB00004053	OLI	45	10-ago-10	23,00	0,054	0,32	1,43	0,0025	4,84	0,068	0,087	42,22	0,59

CHE		(m)		(µM)	(µM)	(mg N/L)	(mg/L)	(mg/L)	(µM)	(mg N/L)	(mg/L)	(µM)	(mg N/L)
EB00004055	ARD	integ 2 m	8-sep-10	28,28	0,330	0,40	1,75	0,0152	2,61	0,037	0,047	43,70	0,61
EB00004055	ARD	3,5	8-sep-10	30,30	0,412	0,43	1,88	0,0190	2,09	0,029	0,038	49,45	0,69
EB00004055	ARD	7	8-sep-10	29,29	0,322	0,41	1,82	0,0148	2,71	0,038	0,049	43,70	0,61
EB00004056	BAR	integ 9 m	7-sep-10	13,13	0,126	0,19	0,81	0,0058	1,16	0,016	0,021	28,75	0,40
EB00004056	BAR	6,5	7-sep-10	13,13	0,064	0,18	0,81	0,0029	2,16	0,030	0,039	26,45	0,37
EB00004056	BAR	12	7-sep-10	15,15	0,266	0,22	0,94	0,0122	3,80	0,053	0,068	29,90	0,42
EB00004056	BAR	24	7-sep-10	20,20	0,158	0,29	1,25	0,0073	4,07	0,057	0,073	32,20	0,45
EB00004059	TER	integ 3 m	9-ago-10	21,00	0,002	0,29	1,30	0,0001	2,07	0,029	0,037	26,54	0,37
EB00004059	TER	2	9-ago-10	21,00	0,018	0,29	1,30	0,0008	2,90	0,041	0,052	31,37	0,44
EB00004059	TER	7	9-ago-10	20,00	0,010	0,28	1,24	0,0005	2,46	0,034	0,044	31,37	0,44
EB00004059	TER	12	9-ago-10	24,00	0,014	0,34	1,49	0,0006	2,90	0,041	0,052	30,16	0,42
EB00004061	MAN	integ 12 m	3-ago-10	4,13	0,085	0,06	0,26	0,0039	2,23	0,031	0,040	14,02	0,20
EB00004061	MAN	7	3-ago-10	3,67	0,079	0,05	0,23	0,0036	2,07	0,029	0,037	14,02	0,20
EB00004061	MAN	20	3-ago-10	16,25	0,026	0,23	1,01	0,0012	1,41	0,020	0,025	19,41	0,27
EB00004061	MAN	35	3-ago-10	3,36	0,081	0,05	0,21	0,0037	1,87	0,026	0,034	10,78	0,15
EB00004062	SOT	integ 9 m	8-sep-10	10,47	0,356	0,15	0,65	0,0164	0,50	0,007	0,009	29,90	0,42
EB00004062	SOT	10	8-sep-10	9,03	0,322	0,13	0,56	0,0148	0,77	0,011	0,014	23,00	0,32
EB00004062	SOT	13	8-sep-10	12,12	0,898	0,18	0,75	0,0413	1,01	0,014	0,018	23,00	0,32
EB00004062	SOT	17	8-sep-10	12,12	0,720	0,18	0,75	0,0331	1,80	0,025	0,032	26,45	0,37

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Nitrato (µM)	Nitrito (µM)	NIO (mg N/L)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Amonio (µM)	Amonio (mg N/L)	Amonio (mg/L)	Ntot (µM)	Ntot (mg N/L)
EB00004063	RIA	integ 9 m	28-sep-10	23,23	0,043	0,33	1,44	0,0020	2,16	0,030	0,039	40,29	0,56
EB00004063	RIA	15	28-sep-10	22,22	0,067	0,31	1,38	0,0031	2,45	0,034	0,044	39,17	0,55
EB00004063	RIA	42	28-sep-10	38,38	0,000	0,54	2,38	0,0000	3,18	0,044	0,057	44,76	0,63
EB00004063	RIA	50	28-sep-10	38,38	0,000	0,54	2,38	0,0000	2,52	0,035	0,045	47,00	0,66
EB00004064	PAJ	integ 11 m	4-ago-10	6,76	0,052	0,10	0,42	0,0024	2,32	0,033	0,042	14,02	0,20
EB00004064	PAJ	7,5	4-ago-10	5,35	0,038	0,08	0,33	0,0018	1,29	0,018	0,023	14,02	0,20
EB00004064	PAJ	12	4-ago-10	12,44	0,002	0,17	0,77	0,0001	1,06	0,015	0,019	19,41	0,27
EB00004064	PAJ	44	4-ago-10	18,03	0,054	0,25	1,12	0,0025	1,82	0,025	0,033	24,80	0,35
EB00004066	SAN	integ 9 m	9-sep-10	20,20	0,058	0,28	1,25	0,0027	0,38	0,005	0,007	32,20	0,45
EB00004066	SAN	13	9-sep-10	20,20	0,040	0,28	1,25	0,0018	0,00	0,000	0,000	34,50	0,48
EB00004066	SAN	19	9-sep-10	22,22	0,110	0,31	1,38	0,0051	0,00	0,000	0,000	32,20	0,45
EB00004066	SAN	47	9-sep-10	13,13	3,074	0,23	0,81	0,1414	17,92	0,251	0,323	46,00	0,64
EB00004067	SLO	integ 4 m	10-ago-10	27,00	0,000	0,38	1,67	0,0000	1,42	0,020	0,025	39,81	0,56
EB00004067	SLO	1	10-ago-10	27,00	0,000	0,38	1,67	0,0000	1,89	0,026	0,034	43,43	0,61
EB00004067	SLO	3	10-ago-10	29,00	0,000	0,41	1,80	0,0000	1,64	0,023	0,030	39,81	0,56
EB00004067	SLO	9	10-ago-10	27,00	0,000	0,38	1,67	0,0000	2,01	0,028	0,036	39,81	0,56
EB00004070	MEQ	integ 13 m	18-sep-10	80,00	2,367	1,15	4,96	0,1089	1,10	0,015	0,020	98,10	1,37
EB00004070	MEQ	12	18-sep-10	79,00	2,311	1,14	4,90	0,1063	1,43	0,020	0,026	102,51	1,44
EB00004070	MEQ	20	18-sep-10	80,00	0,270	1,12	4,96	0,0124	11,54	0,162	0,208	102,51	1,44
EB00004070	MEQ	51	18-sep-10	7,00	2,977	0,14	0,43	0,1369	82,72	1,158	1,489	105,81	1,48

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Nitrato (µM)	Nitrito (µM)	NIO (mg N/L)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Amonio (µM)	Amonio (mg N/L)	Amonio (mg/L)	Ntot (µM)	Ntot (mg N/L)
EB00004074	FLI	integ 7,5 m	28-sep-10	104,04	2,811	1,50	6,45	0,1293	4,26	0,060	0,077	126,45	1,77
EB00004074	FLI	8	28-sep-10	107,07	2,952	1,54	6,64	0,1358	5,43	0,076	0,098	123,09	1,72
EB00004075	TOR	integ 12 m	18-jun-10	308,16	0,989	4,33	19,11	0,0455	0,56	0,008	0,010	314,05	4,40
EB00004075	TOR	13	18-jun-10	312,24	0,612	4,38	19,36	0,0282	1,59	0,022	0,029	316,26	4,43
EB00004075	TOR	20	18-jun-10	308,16	0,900	4,33	19,11	0,0414	3,76	0,053	0,068	342,80	4,80
EB00004076	TRA	integ 9 m	30-ago-10	130,00	1,238	1,84	8,06	0,0570	2,47	0,035	0,044	166,48	2,33
EB00004076	TRA	8	30-ago-10	131,00	1,230	1,85	8,12	0,0566	1,35	0,019	0,024	162,86	2,28
EB00004076	TRA	18	30-ago-10	149,00	1,514	2,11	9,24	0,0697	1,15	0,016	0,021	174,93	2,45
EB00004076	TRA	28	30-ago-10	87,00	1,133	1,23	5,39	0,0521	21,69	0,304	0,390	135,12	1,89
EB00004078	CAS	integ 12 m	21-sep-10	2,92	0,383	0,05	0,18	0,0176	3,33	0,047	0,060	30,86	0,43
EB00004078	CAS	6	21-sep-10	4,01	0,536	0,06	0,25	0,0247	4,79	0,067	0,086	30,86	0,43
EB00004078	CAS	15	21-sep-10	3,03	0,772	0,05	0,19	0,0355	16,53	0,231	0,298	44,09	0,62
EB00004078	CAS	17	21-sep-10	0,00	0,000	0,00	0,00	0,0000	22,04	0,309	0,397	41,88	0,59
EB00004078	CAS	24	21-sep-10	0,00	0,026	0,00	0,00	0,0012	50,30	0,704	0,905	61,72	0,86
EB00004079	GUI	integ 7.5 m	1-jul-10	0,28	0,008	0,00	0,02	0,0004	2,13	0,030	0,038	28,44	0,40
EB00004079	GUI	3,8	1-jul-10	0,34	0,000	0,00	0,02	0,0000	1,61	0,023	0,029	27,30	0,38
EB00004079	GUI	7,1	1-jul-10	0,24	0,004	0,00	0,01	0,0002	0,73	0,010	0,013	30,72	0,43
EB00004079	GUI	25	1-jul-10	33,67	0,065	0,47	2,09	0,0030	2,35	0,033	0,042	54,61	0,76

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Nitrato (µM)	Nitrito (µM)	NIO (mg N/L)	Nitrato (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Amonio (µM)	Amonio (mg N/L)	Amonio (mg/L)	Ntot (µM)	Ntot (mg N/L)
EB00004080	CUE	integ 12 m	28-jul-10	24,56	1,445	0,36	1,52	0,0665	2,68	0,038	0,048	43,88	0,61
EB00004080	CUE	5,5	28-jul-10	14,40	1,134	0,22	0,89	0,0522	1,49	0,021	0,027	37,29	0,52
EB00004080	CUE	13,5	28-jul-10	16,93	1,139	0,25	1,05	0,0524	4,21	0,059	0,076	43,88	0,61
EB00004080	CUE	19	28-jul-10	1,88	0,663	0,04	0,12	0,0305	16,82	0,235	0,303	36,20	0,51
EB00004082	CAL	integ 15 m	13-sep-10	59,41	0,534	0,84	3,68	0,0245	0,18	0,002	0,003	74,75	1,05
EB00004082	CAL	8	13-sep-10	60,40	0,544	0,85	3,74	0,0250	1,02	0,014	0,018	71,30	1,00
EB00004082	CAL	14	13-sep-10	60,40	0,698	0,86	3,74	0,0321	0,58	0,008	0,010	75,90	1,06
EB00004082	CAL	23	13-sep-10	74,26	1,095	1,05	4,60	0,0504	2,51	0,035	0,045	87,40	1,22
EB00004085	STO	integ 13,5 m	30-jun-10	56,12	0,251	0,79	3,48	0,0116	2,09	0,029	0,038	61,44	0,86
EB00004085	STO	5	30-jun-10	56,12	0,272	0,79	3,48	0,0125	1,44	0,020	0,026	72,81	1,02
EB00004085	STO	11	30-jun-10	56,12	0,203	0,79	3,48	0,0093	1,94	0,027	0,035	62,57	0,88
EB00004085	STO	17	30-jun-10	54,08	0,263	0,76	3,35	0,0121	2,60	0,036	0,047	65,99	0,92
EB00004087	LEC	integ 6 m	17-jun-10	45,97	0,144	0,65	2,85	0,0066	3,17	0,044	0,057	75,20	1,05
EB00004087	LEC	5	17-jun-10	51,02	0,182	0,72	3,16	0,0084	7,45	0,104	0,134	81,83	1,15
EB00004087	LEC	6,5	17-jun-10	56,12	0,165	0,79	3,48	0,0076	5,93	0,083	0,107	74,09	1,04
EB00004912	PEN	integ 12 m	28-jun-10	0,36	0,008	0,01	0,02	0,0004	2,72	0,038	0,049	9,10	0,13
EB00004912	PEN	14	28-jun-10	0,25	0,004	0,00	0,02	0,0002	2,12	0,030	0,038	9,10	0,13
EB00004912	PEN	15,7	28-jun-10	0,31	0,000	0,00	0,02	0,0000	2,30	0,032	0,041	11,38	0,16
EB00004912	PEN	25	28-jun-10	2,61	0,430	0,04	0,16	0,0198	4,41	0,062	0,079	34,13	0,48

Código	Muestra	Prof	Fecha	Nitrato	Nitrito	NIO	Nitrato	Nitrito	Amonio	Amonio	Amonio	Ntot	Ntot
CHE		(m)		(μ M)	(μ M)	(mg N/L)	(mg/L)	(mg/L)	(μ M)	(mg N/L)	(mg/L)	(μ M)	(mg N/L)
EB00004913	GAL	integ 9 m	29-jun-10	32,65	0,444	0,46	2,02	0,0204	4,80	0,067	0,086	48,92	0,68
EB00004913	GAL	8	29-jun-10	26,53	0,515	0,38	1,64	0,0237	3,97	0,056	0,071	50,06	0,70
EB00004913	GAL	9	29-jun-10	29,59	0,576	0,42	1,83	0,0265	7,33	0,103	0,132	58,02	0,81
EB00004913	GAL	11,8	29-jun-10	20,41	0,693	0,30	1,27	0,0319	23,22	0,325	0,418	64,85	0,91
EB00004916	ORT	integ 14 m	4-ago-10	6,99	0,028	0,10	0,43	0,0013	0,72	0,010	0,013	18,33	0,26
EB00004916	ORT	8	4-ago-10	0,70	0,020	0,01	0,04	0,0009	2,12	0,030	0,038	14,02	0,20
EB00004916	ORT	11	4-ago-10	9,86	0,018	0,14	0,61	0,0008	1,69	0,024	0,030	25,88	0,36
EB00004916	ORT	33	4-ago-10	29,06	0,028	0,41	1,80	0,0013	2,04	0,028	0,037	36,67	0,51
EB00004949	RIB	integ 9 m	29-sep-10	104,04	3,0190	1,50	6,45	0,1389	4,00	0,056	0,072	133,16	1,86
EB00004949	RIB	4	29-sep-10	103,03	2,8373	1,48	6,39	0,1305	4,04	0,057	0,073	126,45	1,77
EB00004949	RIB	19	29-sep-10	114,14	6,9565	1,70	7,08	0,3200	7,05	0,099	0,127	136,52	1,91
EB00004949	RIB	27	29-sep-10	124,24	2,8965	1,78	7,70	0,1332	12,71	0,178	0,229	152,19	2,13

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

Código	Muestra	Prof	Fecha	Psol	Psol	Fosfatos	Ptot	Ptot	Silicato	Silicato
CHE		(m)		(μ M)	(mg P/L)	(mg/L)	(μ M)	(mg P/L)	(μ M)	(mg SiO ₂ /L)
EB00004001	EBR	integ 9 m	20-jul-10	0,000	0,00000	0,0000	0,595	0,01844	19,06	1,14
EB00004001	EBR	3	20-jul-10	0,054	0,00168	0,0051	0,573	0,01775	17,60	1,06
EB00004001	EBR	9,5	20-jul-10	0,032	0,00101	0,0031	0,988	0,03062	25,46	1,53
EB00004001	EBR	18	20-jul-10	0,157	0,00486	0,0149	1,718	0,05324	35,31	2,12
EB00004002	URR	integ 9 m	26-jul-10	0,055	0,00169	0,0052	1,429	0,04431	25,34	1,52
EB00004002	URR	5	26-jul-10	0,016	0,00051	0,0016	0,023	0,00072	21,89	1,31
EB00004002	URR	10	26-jul-10	0,049	0,00152	0,0047	0,104	0,00323	36,89	2,21
EB00004002	URR	16	26-jul-10	0,027	0,00085	0,0026	0,064	0,00197	57,22	3,43
EB00004007	ULL	integ 12 m	29-ago-10	0,044	0,00136	0,0042	0,295	0,00915	22,76	1,37
EB00004007	ULL	8,5	29-ago-10	0,000	0,00000	0,0000	0,272	0,00842	23,37	1,40
EB00004007	ULL	14	29-ago-10	0,000	0,00000	0,0000	0,254	0,00787	59,32	3,56
EB00004007	ULL	21	29-ago-10	0,639	0,01982	0,0607	2,634	0,08164	92,11	5,53
EB00004022	SOB	integ 9 m	30-ago-10	0,219	0,00678	0,0208	1,896	0,05876	35,73	2,14
EB00004022	SOB	12,5	30-ago-10	0,525	0,01626	0,0498	1,760	0,05455	45,77	2,75
EB00004022	SOB	21	30-ago-10	0,497	0,01542	0,0472	1,205	0,03734	80,66	4,84
EB00004022	SOB	26	30-ago-10	0,678	0,02101	0,0644	1,736	0,05382	104,46	6,27

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Psol (µM)	Psol (mg P/L)	Fosfatos (mg/L)	Ptot (µM)	Ptot (mg P/L)	Silicato (µM)	Silicato (mg SiO ₂ /L)
EB00004027	ALL	integ 6 m	27-jul-10	0,033	0,00102	0,0031	0,046	0,00143	4,19	0,25
EB00004027	ALL	6	27-jul-10	0,191	0,00593	0,0182	0,046	0,00143	4,12	0,25
EB00004027	ALL	10,5	27-jul-10	0,044	0,00135	0,0042	0,104	0,00323	16,90	1,01
EB00004027	ALL	14	27-jul-10	0,005	0,00017	0,0005	0,030	0,00093	33,91	2,03
EB00004027	ALL	34	27-jul-10	0,016	0,00051	0,0016	0,058	0,00179	57,22	3,43
EB00004037	YES	integ 9 m	21-jul-10	0,000	0,00000	0,0000	0,140	0,00435	32,26	1,94
EB00004037	YES	12	21-jul-10	0,000	0,00000	0,0000	0,213	0,00661	30,54	1,83
EB00004037	YES	16,5	21-jul-10	0,027	0,00084	0,0026	0,404	0,01253	31,27	1,88
EB00004037	YES	40	21-jul-10	0,027	0,00084	0,0026	0,348	0,01079	64,61	3,88
EB00004044	PEÑ	integ 1.3 m	7-sep-10	0,011	0,00034	0,0010	1,165	0,03613	54,19	3,25
EB00004044	PEÑ	3	7-sep-10	0,043	0,00134	0,0041	1,369	0,04245	55,99	3,36
EB00004044	PEÑ	7,5	7-sep-10	0,038	0,00117	0,0036	3,065	0,09502	52,90	3,17
EB00004051	VAD	integ 12 m	22-jul-10	0,011	0,00034	0,0010	0,573	0,01775	49,86	2,99
EB00004051	VAD	7	22-jul-10	0,011	0,00034	0,0010	0,500	0,01549	49,91	2,99
EB00004051	VAD	9	22-jul-10	0,000	0,00000	0,0000	1,510	0,04681	50,76	3,05
EB00004051	VAD	34	22-jul-10	0,005	0,00017	0,0005	0,253	0,00783	53,26	3,20
EB00004053	OLI	integ 12 m	10-ago-10	0,016	0,00051	0,0016	0,596	0,01849	48,95	2,94
EB00004053	OLI	4	10-ago-10	0,071	0,00220	0,0068	0,342	0,01062	33,67	2,02
EB00004053	OLI	7	10-ago-10	0,049	0,00153	0,0047	0,650	0,02014	37,56	2,25
EB00004053	OLI	45	10-ago-10	0,049	0,00153	0,0047	0,390	0,01208	36,31	2,18

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Psol (μ M)	Psol (mg P/L)	Fosfatos (mg/L)	Ptot (μ M)	Ptot (mg P/L)	Silicato (μ M)	Silicato (mg SiO ₂ /L)
EB00004055	ARD	integ 2 m	8-sep-10	0,200	0,00620	0,0190	1,148	0,03559	49,83	2,99
EB00004055	ARD	3,5	8-sep-10	0,043	0,00134	0,0041	1,200	0,03721	54,17	3,25
EB00004055	ARD	7	8-sep-10	0,027	0,00084	0,0026	1,183	0,03667	45,55	2,73
EB00004056	BAR	integ 9 m	7-sep-10	0,016	0,00050	0,0015	0,594	0,01842	69,26	4,16
EB00004056	BAR	6,5	7-sep-10	0,000	0,00000	0,0000	0,524	0,01626	55,69	3,34
EB00004056	BAR	12	7-sep-10	0,000	0,00000	0,0000	1,364	0,04227	64,34	3,86
EB00004056	BAR	24	7-sep-10	0,000	0,00000	0,0000	1,375	0,04263	81,22	4,87
EB00004059	TER	integ 3 m	9-ago-10	0,033	0,00102	0,0031	0,402	0,01245	76,60	4,60
EB00004059	TER	2	9-ago-10	0,022	0,00068	0,0021	0,555	0,01721	72,61	4,36
EB00004059	TER	7	9-ago-10	0,049	0,00153	0,0047	3,153	0,09775	74,57	4,47
EB00004059	TER	12	9-ago-10	0,055	0,00170	0,0052	0,750	0,02325	76,19	4,57
EB00004061	MAN	integ 12 m	3-ago-10	0,000	0,00000	0,0000	0,301	0,00932	49,77	2,99
EB00004061	MAN	7	3-ago-10	0,000	0,00000	0,0000	0,323	0,01000	46,57	2,79
EB00004061	MAN	20	3-ago-10	0,011	0,00034	0,0010	0,189	0,00587	77,45	4,65
EB00004061	MAN	35	3-ago-10	0,104	0,00322	0,0099	0,700	0,02171	49,19	2,95
EB00004062	SOT	integ 9 m	8-sep-10	0,016	0,00050	0,0015	0,455	0,01409	61,00	3,66
EB00004062	SOT	10	8-sep-10	0,022	0,00067	0,0021	0,501	0,01553	44,33	2,66
EB00004062	SOT	13	8-sep-10	0,005	0,00017	0,0005	0,501	0,01553	58,82	3,53
EB00004062	SOT	17	8-sep-10	0,005	0,00017	0,0005	1,055	0,03270	81,69	4,90

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Psol (μ M)	Psol (mg P/L)	Fosfatos (mg/L)	Ptot (μ M)	Ptot (mg P/L)	Silicato (μ M)	Silicato (mg SiO ₂ /L)
EB00004063	RIA	integ 9 m	28-sep-10	0,000	0,00000	0,0000	0,538	0,01668	25,93	1,56
EB00004063	RIA	15	28-sep-10	0,076	0,00235	0,0072	0,231	0,00717	23,12	1,39
EB00004063	RIA	42	28-sep-10	0,445	0,01378	0,0422	0,405	0,01256	84,64	5,08
EB00004063	RIA	50	28-sep-10	1,242	0,03849	0,1180	0,989	0,03067	102,60	6,16
EB00004064	PAJ	integ 11 m	4-ago-10	0,011	0,00034	0,0010	0,229	0,00709	56,36	3,38
EB00004064	PAJ	7,5	4-ago-10	0,033	0,00102	0,0031	0,229	0,00709	52,02	3,12
EB00004064	PAJ	12	4-ago-10	0,000	0,00000	0,0000	0,194	0,00600	58,87	3,53
EB00004064	PAJ	44	4-ago-10	0,000	0,00000	0,0000	0,399	0,01236	68,66	4,12
EB00004066	SAN	integ 9 m	9-sep-10	0,065	0,00201	0,0062	1,026	0,03179	67,78	4,07
EB00004066	SAN	13	9-sep-10	0,000	0,00000	0,0000	0,245	0,00759	71,73	4,30
EB00004066	SAN	19	9-sep-10	0,016	0,00050	0,0015	0,897	0,02782	75,15	4,51
EB00004066	SAN	47	9-sep-10	0,054	0,00168	0,0051	0,781	0,02421	117,49	7,05
EB00004067	SLO	integ 4 m	10-ago-10	0,022	0,00068	0,0021	0,508	0,01574	69,43	4,17
EB00004067	SLO	1	10-ago-10	0,033	0,00102	0,0031	0,644	0,01995	68,46	4,11
EB00004067	SLO	3	10-ago-10	0,033	0,00102	0,0031	0,661	0,02050	70,65	4,24
EB00004067	SLO	9	10-ago-10	0,077	0,00237	0,0073	0,514	0,01593	72,00	4,32
EB00004070	MEQ	integ 13 m	18-sep-10	0,000	0,00000	0,0000	0,388	0,01202	34,43	2,07
EB00004070	MEQ	12	18-sep-10	0,022	0,00068	0,0021	0,376	0,01166	34,18	2,05
EB00004070	MEQ	20	18-sep-10	1,256	0,03893	0,1193	1,657	0,05137	86,85	5,21
EB00004070	MEQ	51	18-sep-10	16,209	0,50249	1,5399	17,330	0,53723	151,47	9,09

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Psol (μ M)	Psol (mg P/L)	Fosfatos (mg/L)	Ptot (μ M)	Ptot (mg P/L)	Silicato (μ M)	Silicato (mg SiO ₂ /L)
EB00004074	FLI	integ 7,5 m	28-sep-10	1,594	0,04942	0,1514	2,060	0,06385	103,06	6,18
EB00004074	FLI	8	28-sep-10	1,719	0,05328	0,1633	2,083	0,06457	103,88	6,23
EB00004075	TOR	integ 12 m	18-jun-10	0,048	0,00149	0,0046	0,542	0,01681	29,34	1,76
EB00004075	TOR	13	18-jun-10	0,016	0,00050	0,0015	0,271	0,00840	39,95	2,40
EB00004075	TOR	20	18-jun-10	0,048	0,00149	0,0046	0,537	0,01664	60,80	3,65
EB00004076	TRA	integ 9 m	30-ago-10	0,000	0,00000	0,0000	0,768	0,02380	14,08	0,85
EB00004076	TRA	8	30-ago-10	0,000	0,00000	0,0000	0,372	0,01153	12,32	0,74
EB00004076	TRA	18	30-ago-10	0,000	0,00000	0,0000	0,230	0,00714	34,75	2,09
EB00004076	TRA	28	30-ago-10	0,896	0,02778	0,0851	2,138	0,06627	105,79	6,35
EB00004078	CAS	integ 12 m	21-sep-10	0,038	0,00116	0,0036	0,570	0,01767	53,69	3,22
EB00004078	CAS	6	21-sep-10	0,129	0,00399	0,0122	0,470	0,01457	52,58	3,15
EB00004078	CAS	15	21-sep-10	0,075	0,00233	0,0071	0,688	0,02131	72,59	4,36
EB00004078	CAS	17	21-sep-10	0,000	0,00000	0,0000	0,752	0,02332	71,55	4,29
EB00004078	CAS	24	21-sep-10	0,949	0,02942	0,0902	1,551	0,04809	79,16	4,75
EB00004079	GUI	integ 7.5 m	1-jul-10	0,042	0,00131	0,0040	0,436	0,01352	6,53	0,39
EB00004079	GUI	3,8	1-jul-10	0,037	0,00115	0,0035	0,574	0,01778	4,90	0,29
EB00004079	GUI	7,1	1-jul-10	0,042	0,00131	0,0040	0,688	0,02134	12,56	0,75
EB00004079	GUI	25	1-jul-10	0,042	0,00131	0,0040	0,275	0,00854	25,24	1,51

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Psol (μ M)	Psol (mg P/L)	Fosfatos (mg/L)	Ptot (μ M)	Ptot (mg P/L)	Silicato (μ M)	Silicato (mg SiO ₂ /L)
EB00004080	CUE	integ 12 m	28-jul-10	0,000	0,00000	0,0000	0,364	0,01129	17,86	1,07
EB00004080	CUE	5,5	28-jul-10	0,224	0,00694	0,0213	1,446	0,04482	9,97	0,60
EB00004080	CUE	13,5	28-jul-10	0,038	0,00119	0,0036	0,272	0,00843	41,37	2,48
EB00004080	CUE	19	28-jul-10	0,453	0,01405	0,0431	1,122	0,03478	71,47	4,29
EB00004082	CAL	integ 15 m	13-sep-10	0,011	0,00033	0,0010	0,478	0,01481	87,31	5,24
EB00004082	CAL	8	13-sep-10	0,000	0,00000	0,0000	0,507	0,01572	92,27	5,54
EB00004082	CAL	14	13-sep-10	0,032	0,00100	0,0031	0,286	0,00885	93,07	5,58
EB00004082	CAL	23	13-sep-10	0,016	0,00050	0,0015	0,420	0,01301	137,00	8,22
EB00004085	STO	integ 13,5 m	30-jun-10	0,011	0,00033	0,0010	0,132	0,00409	78,49	4,71
EB00004085	STO	5	30-jun-10	0,005	0,00016	0,0005	0,115	0,00356	72,73	4,36
EB00004085	STO	11	30-jun-10	0,042	0,00131	0,0040	0,092	0,00285	75,49	4,53
EB00004085	STO	17	30-jun-10	0,011	0,00033	0,0010	0,344	0,01067	82,07	4,92
EB00004087	LEC	integ 6 m	17-jun-10	0,054	0,00166	0,0051	0,398	0,01234	237,23	14,23
EB00004087	LEC	5	17-jun-10	0,145	0,00448	0,0137	0,534	0,01656	242,71	14,56
EB00004087	LEC	6,5	17-jun-10	0,075	0,00232	0,0071	0,469	0,01454	255,57	15,33
EB00004912	PEN	integ 12 m	28-jun-10	0,005	0,00016	0,0005	0,057	0,00178	34,92	2,10
EB00004912	PEN	14	28-jun-10	0,011	0,00033	0,0010	0,103	0,00320	40,81	2,45
EB00004912	PEN	15,7	28-jun-10	0,042	0,00131	0,0040	0,138	0,00427	41,28	2,48
EB00004912	PEN	25	28-jun-10	0,074	0,00230	0,0070	0,465	0,01441	33,62	2,02

Código CHE	Muestra	Prof (m)	Fecha	Psol (μ M)	Psol (mg P/L)	Fosfatos (mg/L)	Ptot (μ M)	Ptot (mg P/L)	Silicato (μ M)	Silicato (mg SiO ₂ /L)
EB00004913	GAL	integ 9 m	29-jun-10	0,042	0,00131	0,0040	0,534	0,01654	21,81	1,31
EB00004913	GAL	8	29-jun-10	0,021	0,00066	0,0020	0,425	0,01316	24,08	1,44
EB00004913	GAL	9	29-jun-10	0,026	0,00082	0,0025	0,207	0,00640	28,72	1,72
EB00004913	GAL	11,8	29-jun-10	0,037	0,00115	0,0035	0,820	0,02543	54,71	3,28
EB00004916	ORT	integ 14 m	4-ago-10	0,000	0,00000	0,0000	0,356	0,01102	72,78	4,37
EB00004916	ORT	8	4-ago-10	0,000	0,00000	0,0000	0,276	0,00855	68,93	4,14
EB00004916	ORT	11	4-ago-10	0,000	0,00000	0,0000	0,434	0,01345	73,06	4,38
EB00004916	ORT	33	4-ago-10	1,416	0,04391	0,1346	1,507	0,04673	106,16	6,37
EB00004949	RIB	integ 9 m	29-sep-10	1,269	0,03933	0,1205	2,395	0,07426	99,93	6,00
EB00004949	RIB	4	29-sep-10	1,296	0,04017	0,1231	1,967	0,06098	102,86	6,17
EB00004949	RIB	19	29-sep-10	2,619	0,08118	0,2488	3,061	0,09488	110,64	6,64
EB00004949	RIB	27	29-sep-10	2,982	0,09245	0,2833	3,813	0,11820	125,34	7,52

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".

Anexo 2

Matriz de correlaciones entre las variables estudiadas, indicando su nivel de significación.

INFORME FINAL EMBALSES. AÑO 2010

