

Evaluación del estado ecológico y químico

de las masas de agua

• Categoría: RÍOS

[2007-2011]



Evaluación del estado ecológico y químico

de las masas de agua • Categoría: RÍOS

[2007-2011]

DATOS GENERALES DE LA PUBLICACIÓN

Año de publicación: 2012

Publicador: Confederación Hidrográfica del Tajo

EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO Y QUÍMICO DE LAS MASAS DE AGUA. Categoría: ríos [2007-2011]

Copyright © 2012 Confederación Hidrográfica del Tajo

- **EDITA**

Confederación Hidrográfica del Tajo
Avenida de Portugal, nº 81
28011 Madrid

- **DIRECCIÓN Y COORDINACIÓN DEL INFORME POR LA CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL TAJO**



- **ELABORACIÓN Y REDACCIÓN DEL INFORME POR LA CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL TAJO**

Alberto Orio Hernández

Con la colaboración de

INTERLAB, S.A. *en el diseño y gestión de la red de control biológico.*

TECNOMA, S.A. *en la gestión de la red de sustancias peligrosas.*

- **DISEÑO Y MAQUETACIÓN**

IPROMA, S.L.

Artes Gráficas San Miguel, S.A.

- **IMPRESIÓN**

Artes Gráficas San Miguel, S.A.

- **DEPÓSITO LEGAL:** AB-332-2012

1. INTRODUCCIÓN	8
2. IDENTIFICACIÓN Y CLASIFICACIÓN DE LAS MASAS DE AGUA	12
2.1 RED HIDROGRÁFICA BÁSICA	14
2.1.1 Distribución de las masas de agua por provincias	15
2.1.2 Distribución de las masas de agua por subcuencas	16
2.2 CLASIFICACIÓN DE LAS MASAS POR TIPOLOGÍA	17
2.3 CLASIFICACIÓN DE LAS MASAS DE AGUA COMO NATURALES MUY MODIFICADAS Y ARTIFICIALES.	20
3. CRITERIOS PARA LA EVALUACIÓN DEL ESTADO DE LAS MASAS DE AGUA	22
3.1 ESTADO ECOLÓGICO. INDICADORES Y CONDICIONES DE REFERENCIA	24
3.1.1 Indicadores biológicos, fisicoquímicos e hidromorfológicos	25
3.1.2 Condiciones de referencia aplicadas	27
3.2 ESTADO QUÍMICO.	33
4. RED DE CONTROL DEL ESTADO ECOLÓGICO	36
4.1 RED DE CONTROL Y CAMPAÑAS DE MUESTREO	37
4.1.1 Distribución de las estaciones de control	37
4.1.2 Campañas de muestreo	41
4.2 PROTOCOLOS DE MUESTREO Y ANÁLISIS	45
4.2.1 Macroinvertebrados bentónicos.	45
4.2.1.1 Frecuencia de muestreo	46
4.2.1.2 Selección del punto de muestreo.	46
4.2.1.3 Directrices para la toma de muestras.	47
4.2.1.4 Índice IBMWP	48
4.2.1.1 Realización del muestreo	50
4.2.1.2 Tratamiento de las muestras en laboratorio	51
4.2.1.3 Cumplimentación de resultados.	52
4.2.2 Fitobentos	53
4.2.2.1 Definición y valor indicador.	53
4.2.2.2 Frecuencia de muestreo	53
4.2.2.3 Selección del punto de muestreo.	54
4.2.2.4 Directrices para la toma de muestras.	55
4.2.2.5 Conservación de muestras	58
4.2.2.6 Tratamiento de las muestras en laboratorio	58
4.2.2.7 Pretratamiento y limpieza de diatomeas bentónicas.	58
4.2.2.8 Obtención de preparaciones permanentes	59
4.2.2.9 Identificación y recuento	60
4.2.2.10 Índices IPS, IBD, CEE	61
4.2.2.11 Aplicación del IBD	62
4.2.2.12 Aplicación del IPS	63
4.2.3 Indicadores fisicoquímicos.	63
4.2.3.1 Determinación de pH.	64
4.2.3.2 Determinación de la conductividad	65

4.2.3.3	Determinación del oxígeno disuelto	66
4.2.3.4	Definición del parámetro aspecto	67
4.2.4	Parámetros hidromorfológicos	67
4.2.5	Índice de evaluación del hábitat fluvial: IHF	68
4.2.5.1	IHF: Bloques a valorar	69
4.2.5.2	Rangos de calidad según el índice IHF	70
4.2.6	Índice de calidad del bosque de ribera: QBR	71
4.2.6.1	QBR: Bloques a valorar	72
4.2.6.2	Rangos de calidad según el índice QBR	73
5.	CALIDAD BIOLÓGICA, FISICOQUÍMICA E HIDROMORFOLÓGICA	74
5.1	CALIDAD BIOLÓGICA	75
5.1.1	Resultados globales de macroinvertebrados y diatomeas	75
5.1.2	Calidad Biológica en 2009 y 2010	77
5.1.3	Estudio taxonómico de macroinvertebrados	81
5.1.4	Estudio taxonómico del fitobentos	83
5.1.5	Calidad biológica por subcuencas	84
5.2	CALIDAD FISICOQUÍMICA	92
5.3	CALIDAD HIDROMORFOLÓGICA	95
5.4	EVOLUCIÓN ESPACIAL DE LA CALIDAD BIOLÓGICA E HIDROMORFOLÓGICA EN LOS EJES PRINCIPALES	96
5.4.1	Eje río Henares	96
5.4.2	Eje río Jarama	98
5.4.3	Eje río Tajuña	99
5.4.4	Eje río Guadarrama	100
5.4.5	Eje río Alberche	101
5.4.6	Eje río Tiétar	103
5.4.7	Eje río Alagón	104
5.4.8	Eje río Erjas	105
5.4.9	Eje río Tajo	106
6.	ESTADO/POTENCIAL ECOLÓGICO	108
6.1	EVALUACIÓN GLOBAL DEL ESTADO ECOLÓGICO Y POTENCIAL ECOLÓGICO	109
6.1.1	Estado ecológico de todas las masas	110
6.1.2	Estado ecológico de masas de río naturales	112
6.1.3	Potencial ecológico de masas de río muy modificadas o artificiales	114
7.	SUSTANCIAS PELIGROSAS Y EVALUACIÓN DEL ESTADO QUÍMICO	146
7.1	INTRODUCCIÓN	147
7.2	ESTADO QUÍMICO	149
7.2.1	Parámetros analizados y frecuencia de muestreo	149
7.2.2	Evaluación del estado químico	151
7.2.3	Control de las Sustancias Preferentes	156
7.3	REDISEÑO DE LA RED DE SUSTANCIAS PELIGROSAS	157
7.3.1	Evaluación del Estado Químico de la Nueva Red de Sustancias Peligrosas	161
7.3.2	Control de las Sustancias Preferentes	163
7.3.3	Resumen de resultados analíticos	164

F I G U R A S

Figura 1.	Evaluación del estado de las masas de agua.	23
Figura 2.	Esquema de valoración del estado ecológico	25
Figura 3.	Metodología para el muestreo de macroinvertebrados (Dibujo de A. Torres)	48
Figura 4.	Ejemplo de un esquema descriptivo de un tramo de muestreo	50
Figura 5.	Metodología para el procesamiento de muestras de macroinvertebrados en laboratorio	51
Figura 6.	Metodología para la toma de muestras del fitobentos	56
Figura 7.	Ejemplo de perfil transversal del cauce	67

G R Á F I C O S

Gráfico 1.	Porcentaje de masas de agua categoría ríos por Provincia	15
Gráfico 2.	Porcentaje de masas de agua por subcuenca.	16
Gráfico 3.	Porcentaje de masas de agua de cada tipología	18
Gráfico 4.	Porcentaje de estaciones por Provincia	38
Gráfico 5.	Porcentaje de estaciones de control de cada tipología	39
Gráfico 6.	Distribución porcentual de las estaciones de control en el año 2010 por subcuencas	40
Gráficos 7-8.	Comparativa anual de los índices IBMWP e IPS utilizando el total de las estaciones muestreadas, tanto en ríos naturales como muy modificados	76
Gráfico 9-10.	Comparativa anual de los índices IBMWP e IPS utilizando el total de las estaciones muestreadas en ríos naturales.	76
Gráficos 11-12.	Comparativa anual de los índices IBMWP e IPS utilizando el total de las estaciones muestreadas en masas de agua ríos muy modificados.	77
Gráficos 13 -16.	Taxones más abundantes encontrados durante las campañas de muestreo en función de la valoración del IBMWP.	82
Gráficos 17-18.	Resultados promedio del IBMWP e IPS de las cuatro campañas de muestreo en cada una de las subcuencas pertenecientes a la cuenca del Tajo.	84
Gráficos 19-20.	Evolución de los parámetros fisicoquímicos conductividad y oxígeno a lo largo de las campañas de muestreo realizadas entre los años 2007 y 2010. Los valores corresponden a la media del conjunto de estaciones muestreadas	92
Gráficos 21-28.	Estudio de los indicadores de calidad del eje del río Henares	97
Gráficos 29-36.	Estudio de los indicadores de calidad del eje del río Jarama	98
Gráficos 37-44.	Estudio de los indicadores de calidad del eje del río Tajuña	99
Gráficos 45-52.	Estudio de los indicadores de calidad del eje del río Guadarrama (II)	101
Gráficos 53-60.	Estudio de los indicadores de calidad del eje del río Alberche (II)	102
Gráficos 61-68.	Estudio de los indicadores de calidad del eje del río Tiétar	103
Gráficos 69-76.	Estudio de los indicadores de calidad del eje del río Alagón.	105
Gráficos 77-84.	Estudio de los indicadores de calidad del eje del río Erjas (II)	106
Gráficos 85-92.	Estudio de los indicadores de calidad del eje del río Tajo	107
Gráficos 93-96.	Estado ecológico de todas las masas de la categoría río, independientemente de que estén clasificadas como naturales, artificiales y muy modificadas. Años 2007-2010	110
Gráfico 97.	Valoración del estado ecológico en ríos clasificados como naturales, artificiales y muy modificados para las campañas de muestreo 2008, 2009 y 2010.	111
Gráficos 98-101.	Valoración del estado ecológico en ríos clasificados como naturales para las campañas de muestreo realizadas entre 2007 y 2010	112
Gráfico 102.	Valoración del estado ecológico en ríos clasificados como naturales, para las campañas de muestreo 2008, 2009 y 2010.	113

Gráficos 103-106.	Valoración del potencial ecológico en ríos clasificados como artificiales o muy modificados para las campañas de muestreo comprendidas entre el año 2007 y 2010.	114
Gráfico 107.	Valoración del potencial ecológico en ríos clasificados como muy modificados y artificiales, para las campañas de muestreo 2008, 2009 y 2010.	115
Gráfico 108.	Número de estaciones que no alcanzan el buen estado químico, por parámetros.	153
Gráfico 109.	Número de estaciones que no alcanzan el buen estado químico, por años.	153

M A P A S

Mapa 1.	Red hidrográfica básica de la Cuenca Hidrográfica del Tajo y distribución de las masas de agua por provincias.	15
Mapa 2.	Distribución de las masas de agua por subcuencas o zonas hidrográficas.	16
Mapa 3.	Tipologías de las masas de agua.	15
Mapa 4.	Tipologías de las masas de agua y geología.	18
Mapa 5.	Distribución de las masas de agua en naturales, muy modificadas y artificiales.	20
Mapa 6.	Masas de agua categoría río y distribución de las estaciones de control del estado ecológico según el modelo de censo.	38
Mapa 7.	Distribución de las estaciones de control de tipologías.	39
Mapa 8.	Distribución de las estaciones de control en el año 2010 por subcuencas.	40
Mapa 9.	Puntos muestreados en 2007.	42
Mapa 10.	Puntos muestreados en 2008.	42
Mapa 11.	Puntos muestreados en 2009.	43
Mapa 12.	Puntos muestreados en 2010.	43
Mapa 13.	Distribución geográfica actual de las 12 estaciones de control de sustancias peligrosas en la cuenca hidrográfica del Tajo.	148
Mapa 14.	Incumplimientos en el estado químico en las estaciones de control de sustancias peligrosas, año 2007.	154
Mapa 15.	Incumplimientos en el estado químico en las estaciones de control de sustancias peligrosas, año 2008.	155
Mapa 16.	Incumplimientos en el estado químico en las estaciones de control de sustancias peligrosas, año 2009.	155
Mapa 17.	Presencia de plaguicidas en aguas superficiales.	157
Mapa 18.	Presencia de plaguicidas en aguas subterráneas.	158
Mapa 19.	Masas de agua que no alcanzan el buen estado según el estudio de presiones e impacto (IMPRESS II).	158
Mapa 20.	Presiones significativas.	159
Mapa 21.	Incumplimientos del estado químico en la nueva red de control de sustancias peligrosas, año 2011.	163



T A B L A S

Tabla 1.	Número de masas de agua categoría ríos por Comunidad Autónoma y Provincia	15
Tabla 2.	Número de masas de agua por subcuenca.	16
Tabla 3.	Variables que intervienen en la definición de tipologías en masas de la categoría río (IPH)	17
Tabla 4.	Tipologías presentes en la cuenca del Tajo	18
Tabla 5.	Clasificación de las masas de agua en naturales, muy modificadas y artificiales	20
Tabla 6.	Clases de estado ecológico.	24
Tabla 7.	Condiciones de referencia para la valoración del estado ecológico en cada tipología	27
Tabla 8.	Condiciones de referencia y valores frontera entre estados para el índice IBMWP obtenidos por criterio de experto por la SGGIDPH	28
Tabla 9.	Condiciones de referencia y valores frontera entre estados para el índice IPS obtenidos por criterio de experto por la SGGIDPH.	29
Tabla 10.	Valores frontera del índice IBMWP para el cálculo del potencial ecológico en ríos muy modificados y artificiales, obtenidos mediante el “criterio del escalón”	30
Tabla 11.	Valores frontera del índice IPS para el cálculo del potencial ecológico en ríos muy modificados y artificiales, obtenidos mediante el “criterio del escalón”.	31
Tabla 12.	Valores de referencia empleados en la valoración en función de la escala original del índice	32
Tabla 13.	Umbral máximos para establecer el límite del buen estado de algunos indicadores fisicoquímicos de los ríos (Tabla 11 IPH)	32
Tabla 14.	Estaciones de la red de control biológico por Comunidad Autónoma y Provincia.	38
Tabla 15.	Estaciones de la red de control biológico según tipología y tipo de masa	39
Tabla 16.	Distribución de las estaciones de control en el año 2010 por subcuencas.	40
Tabla 17.	Periodos, fechas de muestreo y número de estaciones planificadas en cada una de las campañas en masas de agua RÍO en el periodo 2007-2010.	41
Tabla 18.	Clases de calidad del IBMWP, Alba-Tercedor et al. (2002)	50
Tabla 19.	Clases de calidad de los índices diatómicos.	63
Tabla 20.	Parámetros fisicoquímicos medidos “in situ”	64
Tabla 21.	Parámetros a valorar durante la inspección en campo.	64
Tabla 22.	Clases de calidad según el Índice de evaluación del Hábitat Fluvial (IHF)	71
Tabla 23.	Clases de calidad según el Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR)	73
Tabla 24.	Número de estaciones en las que se tomaron muestras de macroinvertebrados y diatomeas en cada campaña de muestreo.	75
Tabla 25.	Parámetros analizados cada año.	149
Tabla 26.	Resumen del estado químico de las estaciones de control	154
Tabla 27.	Incumplimientos en el estado químico en las estaciones de control de sustancias.	156
Tabla 28.	Estaciones de la Red de Sustancias Peligrosas	159
Tabla 29.	Resumen del estado químico de las estaciones de control	161

[1]

Introducción



Río Cantos en El Hornillo.

ESTE INFORME tiene como objetivo presentar los resultados obtenidos en el control del **estado de las masas categoría río** en el periodo 2007-2010, y servir como herramienta para la elaboración de los programas de medidas que hay que establecer en el Plan Hidrológico de la Cuenca del Tago.

Desde el año 2007 en el que se pusieron en marcha los **Programas de Seguimiento** del estado de las aguas superficiales, conforme a lo dispuesto en el artículo 8 y el anexo V de la Directiva 2000/60 (DMA), se ha ido obteniendo una información indispensable para poder evaluar el estado actual de las masas de agua categoría río.

Esta evaluación del estado de los ríos permite validar o corregir el **estudio de presiones e impactos** (realizado por segunda vez en el año 2008), en el que se indican las masas de agua en riesgo de incumplir los objetivos medioambientales a los que se refiere el artículo 4 de la DMA.

Como consecuencia de la entrada en vigor de la DMA, el concepto de calidad de las aguas ha superado lo básicamente fisicoquímico, para dar paso a una idea más global que integra todos los componentes del ecosistema acuático, tanto bióticos como abióticos en el seguimiento de la calidad de las aguas superficiales. Concretamente en el artículo 2 se define el “*estado de las aguas superficiales*” como la expresión general del estado de una masa de agua superficial, donde éste queda determinado por el peor valor de su **estado ecológico** y su **estado químico**.



Río Tajo en Talavera de la Reina.

En el caso de las aguas superficiales **muy modificadas o artificiales** la Directiva habla de **potencial ecológico** en lugar de estado ecológico, ya que en estas masas de agua debido a la afección humana que soportan es imposible o desproporcionadamente costoso que se alcance un “muy buen” o “buen” estado ecológico, por lo que es más adecuado utilizar el término de potencial ecológico, que ya considera implícitamente la existencia y el mantenimiento de una determinada alteración.

De acuerdo con la DMA, el conocimiento del **estado o potencial ecológico** debe realizarse mediante la evaluación en cada masa de agua de los diferentes **indicadores** de calidad ecológica (**biológicos, fisicoquímicos e hidromorfológicos**) contenidos en su anexo V.

La evaluación no debe realizarse en términos absolutos, sino relativos, como desviación respecto a las condiciones de referencia tipo de la masa de agua en cuestión, de modo que el resultado final es la **clasificación del estado ecológico** de las masas de agua en una de las cinco clases que propone la Directiva: **muy bueno, bueno, moderado, deficiente y malo**. Para lograr este objetivo ha sido necesario establecer previamente diferentes tipologías que agrupan masas de agua con características homogéneas y posteriormente identificar y evaluar las condiciones de referencia específicas para cada una de ellas.

Por otra parte, el **estado químico** de las masas de agua se evalúa mediante el control del cumplimiento de las **Normas de Calidad Ambiental (NCA)** aprobadas por el Real Decreto 60/2011, sobre normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas, para las sustancias prioritarias y otros contaminantes.

Por último, el estado de la masa resultante será el peor valor de su estado químico y su estado/potencial ecológico.

[2]

Identificación y clasificación
de las masas de agua



Río Cifuentes en Trillo, Guadalajara

La DMA define el concepto de **masa de agua superficial** como una parte diferenciada y significativa de agua superficial. Dentro de las masas de agua superficiales se incluyen las siguientes categorías:

- Lagos
- **Ríos**
- Aguas de transición (desembocaduras de ríos)
- Aguas costeras (1 milla náutica mar adentro de la línea de aguas territoriales)

Para la delimitación de las masas de agua superficial la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH: Orden ARM/2656/2008) plantea los siguientes criterios generales (IPH):

- Cada masa de agua será un **elemento diferenciado** y, por tanto, no podrá solaparse con otras masas diferentes ni contener elementos que no sean contiguos, sin perjuicio de lo especificado para el caso de complejos lagunares.
- Una masa de agua no tendrá tramos ni zonas pertenecientes a **categorías diferentes**. El límite entre categorías determinará el límite entre masas de agua.
- Una masa de agua no tendrá tramos ni zonas pertenecientes a **tipologías diferentes**. El límite entre tipologías determinará el límite entre masas de agua.

- Una masa de agua no tendrá tramos de **diferente naturaleza**. El límite entre los tramos o zonas naturales y muy modificadas determinará el límite entre masas de agua.
- Se definirán masas de agua diferentes cuando se produzcan cambios en las **características físicas**, tanto geográficas como hidromorfológicas, que sean relevantes para el cumplimiento de los objetivos medioambientales.

La DMA contempla, en oposición a masas de agua NATURALES, los conceptos de masa de agua muy modificada (HMWB; “*Heavily Modified Water Body*”) y masa de agua artificial (AW; “*Artificial Water*”):

- **Masa de agua superficial artificial:** masa de agua creada por la actividad humana (canal de trasvases, lago artificial, etc).
- **Masa de agua muy modificada:** masa de agua superficial que, como consecuencia de alteraciones físicas producidas por la actividad humana, ha experimentado un cambio sustancial en su naturaleza (río represado formando embalse, río canalizado, etc).

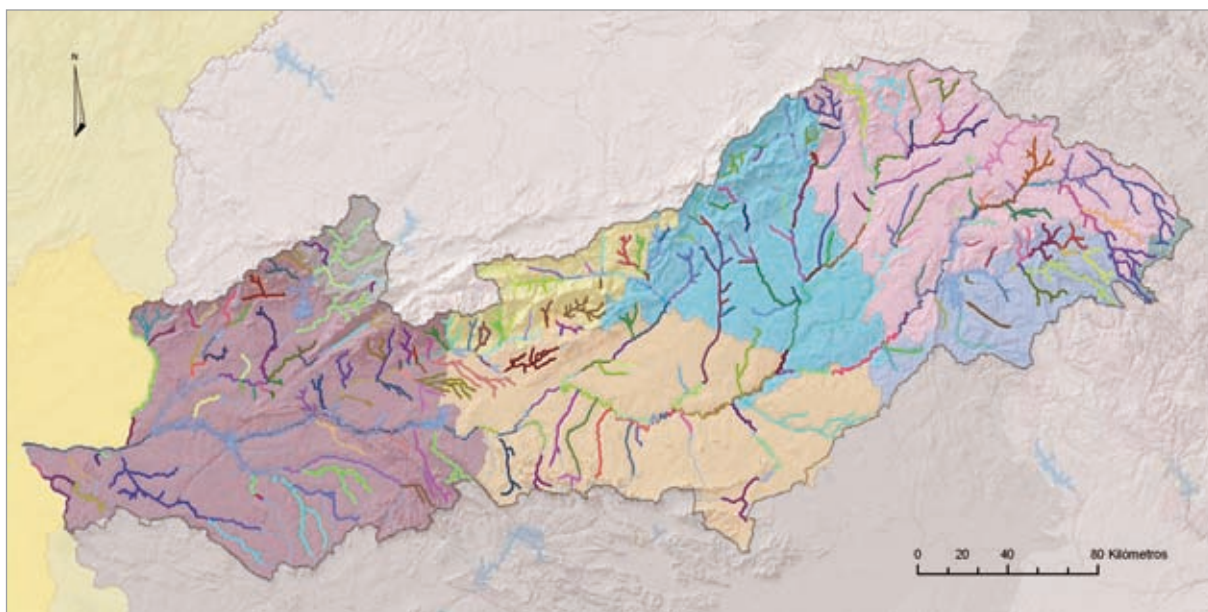
2.1 RED HIDROGRÁFICA BÁSICA

En la cuenca del Tajo se ha definido una **red hidrográfica básica**, a partir de la cual se procederá a la delimitación de las masas de agua superficial continentales. Dicha red se ha obtenido siguiendo, entre otros, los siguientes criterios que se establecen en el punto 2.2.1.1.1 de la Instrucción de Planificación Hidrológica:

- Que la cuenca vertiente en cualquiera de sus puntos sea superior a 10 km².
- Que la aportación media anual en régimen natural sea superior a 0,1 m³/s.

La red hidrográfica resultante cuenta con más de **8.400 km** de longitud y **250 masas** categoría río (incluyendo la masa artificial Canal de Castrejón).

2.1.1 Distribución de las masas de agua por provincias



MAPA 1. Red hidrográfica básica de la Cuenca Hidrográfica del Tajo y distribución de las masas de agua por provincias

La tabla y gráfico siguientes muestran la distribución de estas masas por provincias. Se observa que Cáceres, Madrid y Guadalajara son las provincias que cuentan con mayor número de masas a controlar.

Gráfico 1. Porcentaje de masas de agua categoría ríos por Provincia

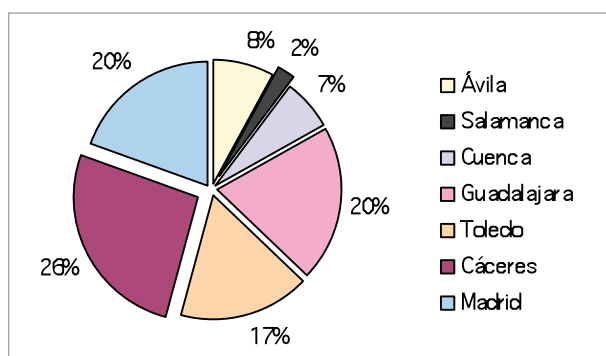
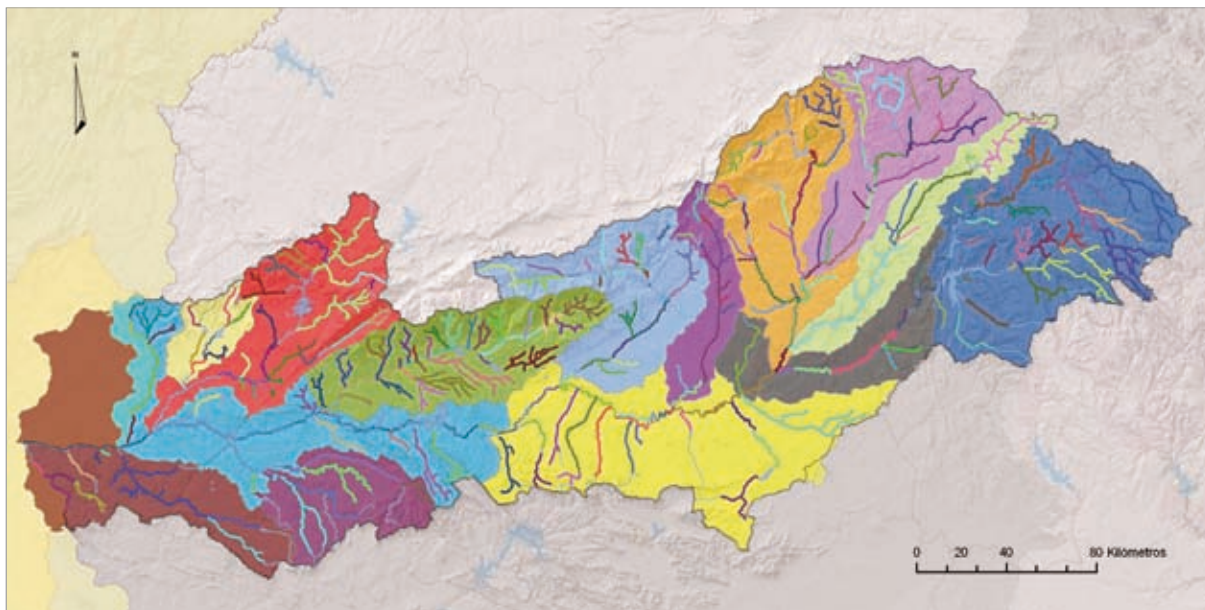


Tabla 1. Número de masas de agua categoría ríos por Comunidad Autónoma y Provincia

COMUNIDAD	PROVINCIA	Nº MASAS*
Castilla y León	Ávila	22
	Salamanca	7
Castilla-La Mancha	Cuenca	19
	Guadalajara	57
	Toledo	48
Extremadura	Cáceres	74
Madrid	Madrid	55

* La suma de las masas es mayor que el número de masas de la cuenca, porque algunas de ellas atraviesan más de una provincia

2.1.2 Distribución de las masas de agua por subcuencas

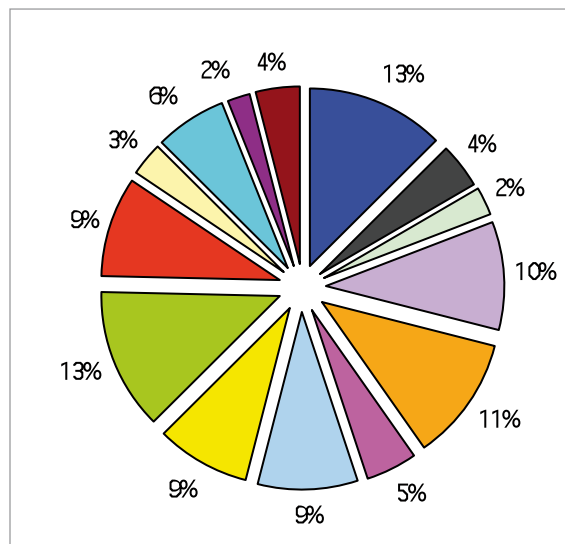


MAPA 2. Distribución de las masas de agua por subcuencas o zonas hidrográficas

Tabla 2. Número de masas de agua por subcuenca

SUBCUENCA	NOMBRE	Nº MASAS
01	Cabecera del Tajo	33
02	Tajo Intermedio	10
03	Tajuña	6
04	Henares	27
05	Jarama_Manzanares	29
06	Guadarrama	12
07	Alberche	23
08	Margen Izquierda Intermedia	20
09	Tiétar	36
10	Alagón	25
11	Árrago	8
12	Tajo Inferior	15
13	Almonte	5
14	Salor	10

Gráfico 2. Porcentaje de masas de agua por subcuenca



2.2 CLASIFICACIÓN DE LAS MASAS POR TIPOLOGÍA

Para poder valorar el estado de una masa de agua es necesario disponer de unas **condiciones de referencia** con las que poder comparar las variables analizadas en cada momento. Las masas de agua presentan una elevada diversidad de ambientes fluviales debida a las diferencias altitudinales, climáticas o geológicas, por lo que es necesario clasificar cada masa de agua en una tipología. Las **tipologías** podrían definirse entonces como *tipos homogéneos basados en características naturales con objeto de definir condiciones de referencia para cada una*.

La Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH) establece una serie de tipologías para las masas de agua de la categoría río, las cuales han sido definidas en base a las variables que se detallan en la tabla siguiente.

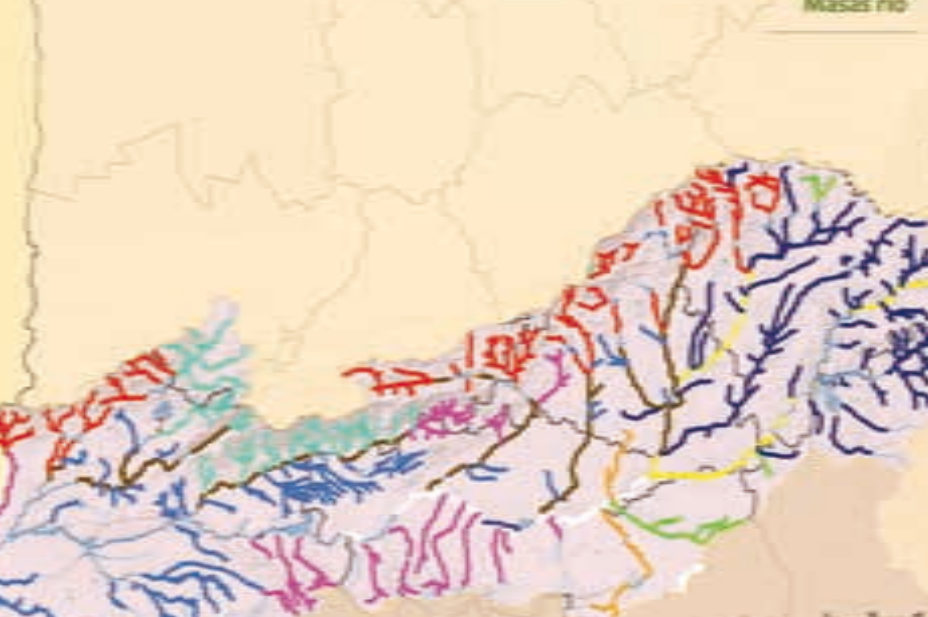
Tabla 3. Variables que intervienen en la definición de tipologías en masas de la categoría río (IPH)

VARIABLES	UNIDADES	DESCRIPCIÓN
Altitud	m.s.n.m.	Altitud media de la masa de agua
Amplitud térmica anual	°C	Valor medio para la masa de agua de la diferencia entre la temperatura media del aire del mes más cálido y la temperatura media del aire del mes más frío, calculadas para el periodo 1940 - 1995
Área de cuenca	km ²	Superficie de la cuenca vertiente en el punto de desagüe de la masa de agua
Orden del río de Stralher		Orden del tramo de río, calculado para la red de drenaje de más de 10 km ² de área de cuenca según el método de Strahler. En dicho método, los ríos de cabecera tienen orden 1, la unión de dos ríos de orden 1 genera un río de orden 2, la unión de dos de orden 2, un río de orden 3 y así sucesivamente
Pendiente media de la cuenca	%	Se calcula para el punto de desagüe de la masa de agua. Para su obtención se divide la cuenca en una cuadrícula de, como máximo, 500 metros de lado y se calcula la diferencia de cota máxima entre el valor medio de cada cuadrícula y el de las 8 cuadrículas vecinas. Posteriormente se obtiene el promedio de todas las cuadrículas que componen la cuenca
Caudal medio anual	(m ³ / s)	Corresponde al punto de desagüe de la masa de agua y a condiciones naturales de aportaciones y drenaje. Se calcula para el periodo 1940-1995
Caudal específico medio anual de la cuenca	(m ³ / s km ²)	Se obtiene dividiendo el caudal medio anual y el área de la cuenca, calculados tal y como se ha descrito con anterioridad
Temperatura media anual	°C	Valor medio para la masa de agua de la temperatura media anual del aire, calculada para el periodo 1940-1995
Distancia a la costa	km	Distancia lineal desde el centroide de la masa de agua hasta el punto de la línea de costa más cercano
Latitud	ggmmss	Coordenadas geográficas, en grados sexagesimales, minutos y segundos, del centroide de la masa de agua
Longitud		
Conductividad	μS / cm	Conductividad eléctrica media de la masa de agua. Corresponde al valor de conductividad del agua en ausencia de impactos humanos y se calcula como el percentil 20 de una muestra representativa de medidas de conductividad para la masa de agua

Dentro de la cuenca hidrográfica del Tajo las masas de agua superficial de la categoría río pertenecen a las tipologías que se detallan a continuación.

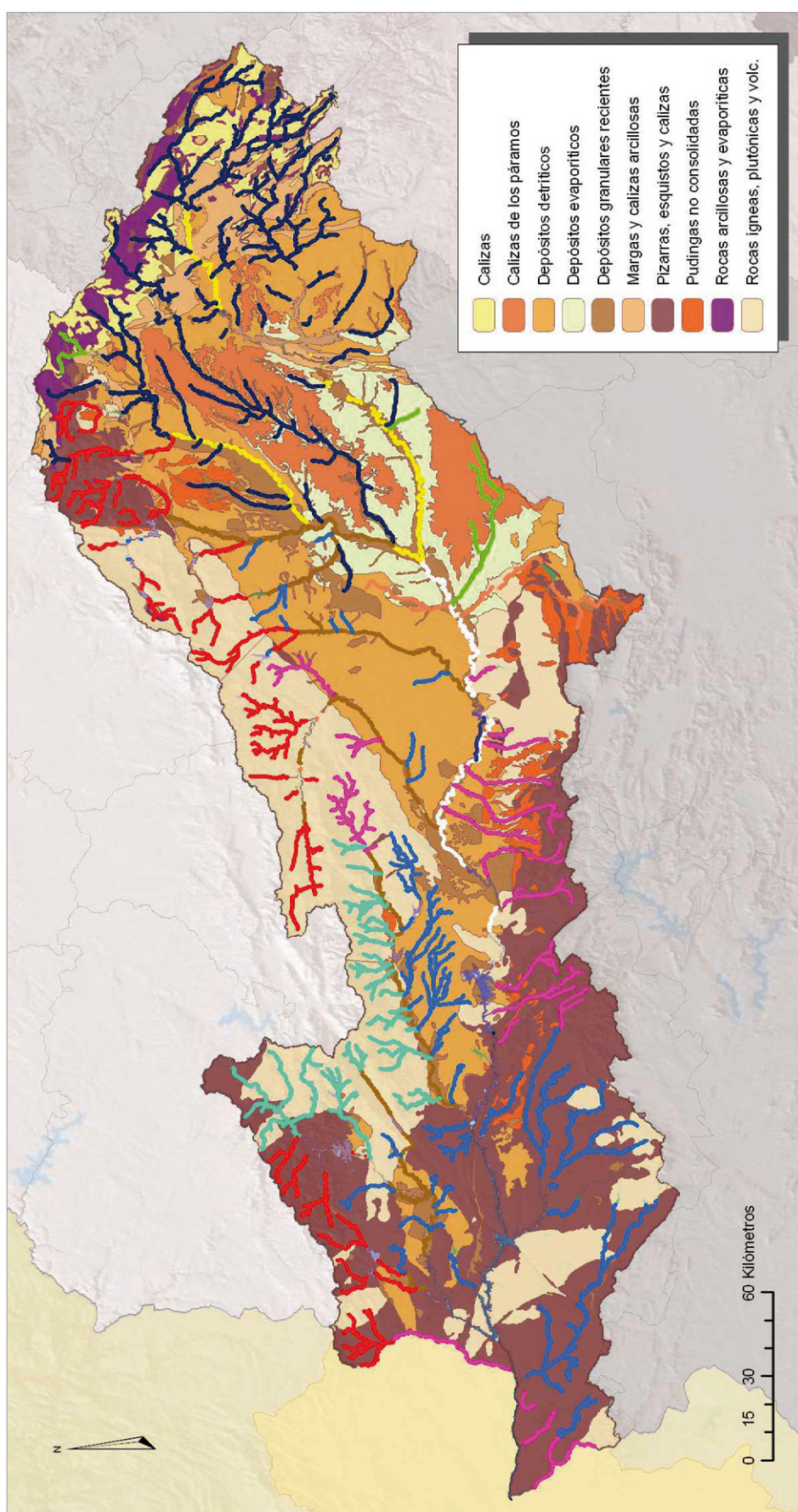
Gráfico 3. Porcentaje de masas de agua de cada tipología

Segment Color	Percentage
Dark Blue	17%
Orange	2%
Pink	12%
Red	19%
Dark Blue	21%
Light Green	1%
Dark Red	10%
Yellow	6%
Light Blue	3%
Light Blue	9%
Dark Blue	2%



Tipologías
Masas río

Mapa de Tipologías Masas río. El mapa muestra una distribución geográfica de diferentes tipos de masas de agua, representadas por colores: rojo, azul, verde, amarillo, naranja, morado y gris. Se incluye una escala horizontal en kilómetros (0, 10, 20) y una brújula en la esquina superior derecha. En la esquina inferior derecha, se encuentra el logo de la Junta de Andalucía y el texto "Atlas Puntos de 2007".



Mapa 4. Tipologías de las masas de agua y geología

2.3 CLASIFICACIÓN DE LAS MASAS DE AGUA COMO NATURALES, MUY MODIFICADAS Y ARTIFICIALES

Tabla 5. Clasificación de las masas de agua en naturales, muy modificadas y artificiales

Tipología	CATEGORÍA DE MASAS			Número de Masas
	Natural	Muy modificada	Artificial	
0	-	-	1	1
1	33	9	-	42
5	1	3	-	4
8	28	1	-	29
11	36	11	-	47
12	52	3	-	55
13	3	0	-	3
15	9	17	-	26
16	7	7	-	14
17	0	7	-	7
24	22	0	-	22
Subtotal	191	58	1	249

Nota: La tipología 0 hace referencia a una estación que no está catalogada con ninguna tipología hasta el momento (TA13263 – Canal de Castrejón)



Mapa 5. Distribución de las masas de agua en naturales, muy modificadas y artificiales

[3]

Criterios para la evaluación del
estado de las masas de agua



Río Manzanares, en Manzanares El Real

EL ESTADO DE UNA MASA DE AGUA se puede entender como el grado de alteración que presenta respecto a sus condiciones naturales. Para evaluar el estado de una masa es necesario tener en cuenta su estado ecológico y su estado químico; el peor valor de ambos estados determinará el estado final de la masa, es decir, para que el estado sea bueno, tanto el estado ecológico como el químico, deben ser buenos.

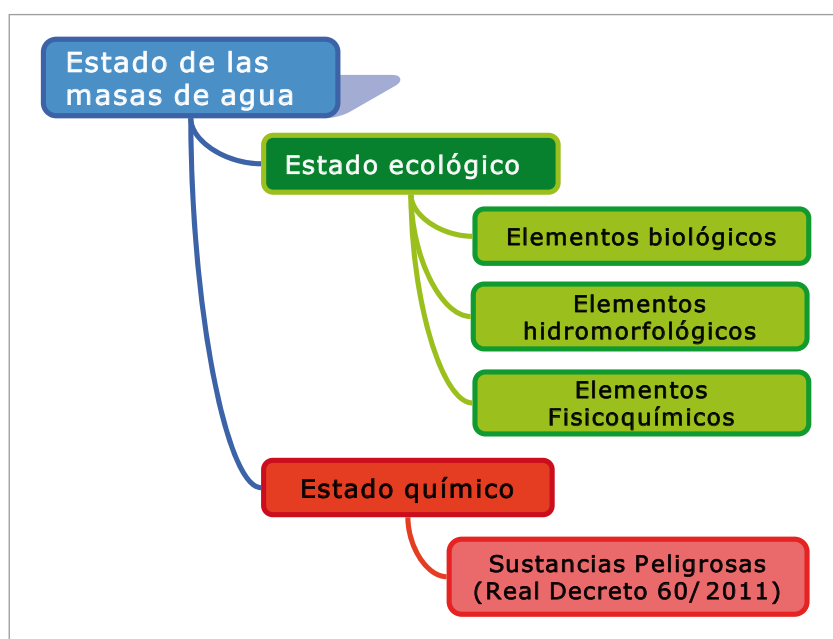


Figura 1. Evaluación del estado de las masas de agua

3.1 ESTADO ECOLÓGICO. INDICADORES Y CONDICIONES DE REFERENCIA

En la DMA el concepto de **calidad de las aguas** va más allá de lo puramente fisicoquímico, dando paso a una idewa más global que integra todos los componentes del ecosistema acuático, tanto bióticos como abióticos en el seguimiento de la calidad de las aguas superficiales. En la mencionada directiva el **estado ecológico** se define como una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales, que se clasifica con arreglo al anexo V en 5 clases de calidad.

Tabla 6. Clases de estado ecológico

MUY BUENO	No existen alteraciones antropogénicas de los valores de los indicadores de calidad o existen alteraciones de muy escasa importancia, reflejando valores normalmente asociados a condiciones inalteradas, y no muestran indicios de distorsión, o muestran indicios de escasa importancia. Éstas son las condiciones y comunidades específicas del tipo.
BUENO	Los valores de los indicadores de calidad muestran valores bajos de distorsión causada por la actividad humana, y sólo se desvían ligeramente de los valores normalmente asociados con el tipo de masa de agua superficial en condiciones inalteradas.
MODERADO	Los valores de los indicadores de calidad se desvían moderadamente de los valores normalmente asociados con el tipo de masa de agua superficial en condiciones inalteradas. Los valores muestran signos moderados de distorsión causada por la actividad humana y se encuentran significativamente más perturbados que en las condiciones correspondientes al buen estado.
DEFICIENTE	Las aguas muestran indicios de alteraciones importantes de los valores de los indicadores de calidad y las comunidades biológicas se desvían considerablemente de las comunidades normalmente asociadas con el tipo de masa de agua superficial en condiciones inalteradas.
MALO	Las aguas muestran indicios de alteraciones graves de los valores de los indicadores de calidad y están ausentes amplias proporciones de las comunidades biológicas pertinentes normalmente asociadas con el tipo de masa de agua superficial en condiciones inalteradas.

De este modo el concepto de estado ecológico está ligado al concepto de **integridad biológica** que implica que en ausencia de impactos, un ecosistema es capaz de mantener unas comunidades de organismos con una composición taxonómica, diversidad y organización funcional en un equilibrio dinámico. Esto supone que las variaciones detectadas en la composición de las poblaciones responden a los cambios que se han producido en el ecosistema y que la medida de estas variaciones en las comunidades biológicas reflejará por tanto la magnitud de los impactos que se dan en los ecosistemas que las albergan.

Tal y como establece la DMA, la determinación del estado ecológico de las masas de agua no debe realizarse por tanto con la simple aplicación de uno u otro indicador, sino que para calificar dicho estado en una de las cinco clases de calidad que se establecen en el Anexo V de la DMA, es necesario comparar los resultados de los índices calculados con un valor de referencia que corresponda con las mejores condiciones biológicas posibles (*condiciones de referencia*) para la tipología de río en cuestión. Una **tipología** de masa de agua comprende un grupo de masas de agua con características homogéneas, lo que permite establecer correctamente las condiciones de referencia (CR) para cada grupo. Es evidente que no se puede medir de igual manera el estado ecológico, ni exigir los mismos niveles de calidad, a las diferentes tipologías de ríos existentes en la cuenca y por ello para cada tipología de masa de agua se deben tomar unas condiciones de referencia específicas. También la agrupación en tipologías permite de este modo comparar el estado ecológico en cada grupo de ríos con características semejantes.

Una vez conocidos todos los valores de los indicadores estudiados, el primer paso consiste en obtener la desviación de los índices de calidad respecto a las condiciones de referencia, siempre que éstas existan. Para ello se calcula el cociente de calidad ecológica EQR (Ecological Quality Ratio) o también llamado Ratio de Calidad ecológica (RCE) mediante la siguiente fórmula:

$$EQR = \frac{V_o}{V_R} ; 0 < EQR < 1$$

siendo:

V_o = valor observado del parámetro biológico en una estación

V_R = valor de referencia del parámetro biológico en la tipología al que pertenece la masa en la que se ubica la estación objeto de estudio

Los valores cercanos a 1 indican un *muy buen* estado del indicador, mientras que los valores próximos a cero corresponden con un *mal* estado. En algunas ocasiones se han obtenido valores superiores a 1. Esto indica que los resultados obtenidos superan los valores de las condiciones de referencia.

3.1.1 Indicadores biológicos, fisicoquímicos e hidromorfológicos

Los **criterios de evaluación** del estado ecológico que se han empleado en este estudio se basan en la valoración conjunta de los indicadores de calidad biológicos, hidromorfológicos y fisicoquímicos, aplicando el siguiente diagrama de decisión, basado en la metodología desarrollada por el Grupo de trabajo 2 A - Ecological Status (ECOSTAT) de la Comisión Europea.

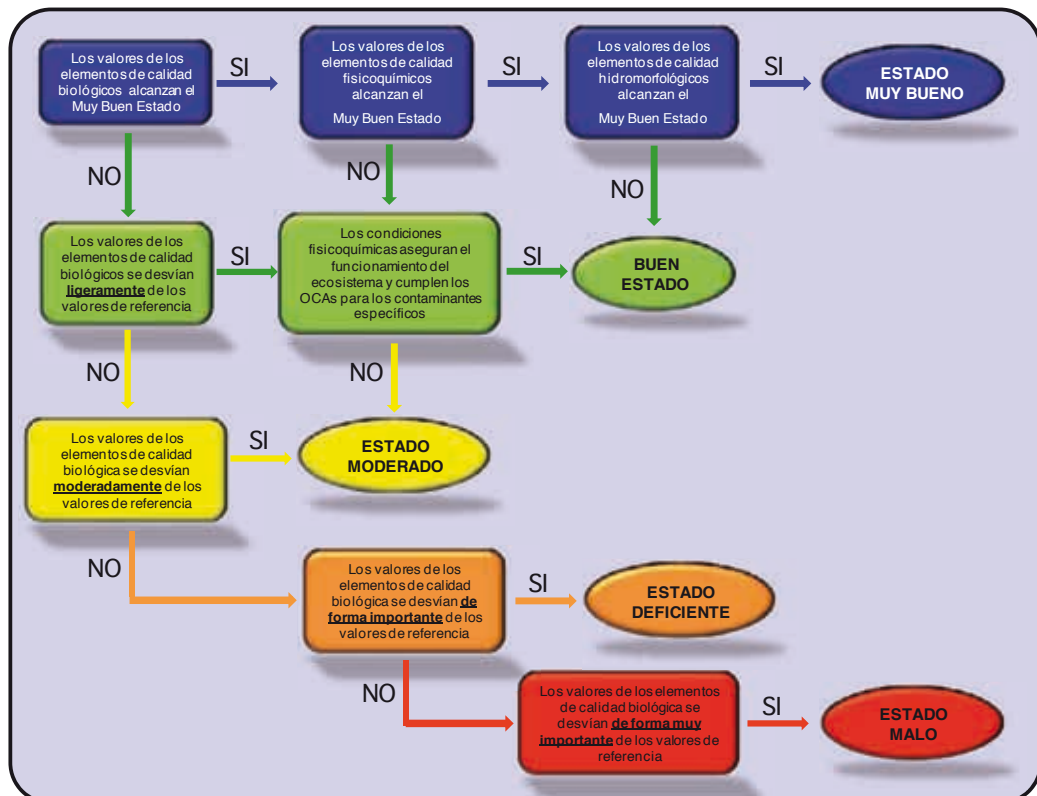


Figura 2. Esquema de valoración del estado ecológico

Según las directrices de la DMA, en el proceso de evaluación/asignación del estado ecológico y de las clases de potencial ecológico a las masas de agua se comienza tomando en consideración los elementos de calidad biológicos.

Los valores de los elementos de calidad fisicoquímicos, deben tenerse en cuenta cuando se distingue entre clases de estado ecológico *muy bueno/bueno*, así como *bueno/moderado* para las masas de agua de la categoría río, o cuando se distingue entre potencial ecológico *máximo/bueno* o *bueno/moderado* para las masas de agua de la categoría lago/embalse o las masas de agua muy modificadas de la categoría río (HMWB).

Los valores de los elementos de calidad hidromorfológicos deben tenerse en cuenta a la hora de asignar las masas de agua las clases de estado ecológico *muy bueno/bueno* o al *máximo* potencial ecológico, es decir, se tienen en cuenta a la hora de distinguir entre clases de estado ecológico *muy bueno/bueno* y entre clases de potencial ecológico *máximo/bueno*.

Para el resto de clases de estado/potencial ecológico se requiere que los elementos de calidad hidromorfológicos y fisicoquímicos “tengan unas condiciones compatibles con los valores obtenidos para los elementos de calidad biológica”. Por lo tanto, la asignación de las masas de aguas a las clases de estado/potencial ecológico *bueno/moderado/deficiente o malo* debe ser realizada en base a los resultados del estudio de los elementos de calidad biológicos. Además, en el caso de las clases de estado/potencial ecológico *moderado/bueno* y *muy bueno* o *máximo* se tendrán en cuenta los elementos de calidad fisicoquímicos, teniéndose en cuenta los elementos de calidad hidromorfológicos para la asignación a las clases de estado/potencial ecológico *bueno/muy bueno* o *máximo*.

En el caso de que los indicadores biológicos, indiquen un estado entre muy bueno y bueno se pasará a valorar los elementos de calidad fisicoquímicos, en concreto pH, conductividad y oxígeno disuelto. Por último se valorarán los indicadores hidromorfológicos IHF y QBR en función de las condiciones de referencia o de su propia escala de calidades. En el caso de que dos índices referentes al mismo elemento de calidad indiquen una calidad diferente, siempre se tomará el valor más restrictivo.

3.1.2 Condiciones de referencia aplicadas

Los valores de referencia tomados del Anexo III de la IPH se detallan en la tabla 7. Puede observarse que solamente hay establecidas condiciones de referencia para 6 de las 10 tipologías existentes en la cuenca del Tajo. En esta tabla se han eliminado los valores frontera existentes para los índices IBMWP e IPS, puesto que no se aplican dichos valores, sino los que se muestran posteriormente en las tablas 8 y 9.

Tabla 7. Condiciones de referencia para la valoración del estado ecológico en cada tipología

ELEMENTO	INDICADOR	CR	Lim MB-B	Lim B-Mo	Lim Mo-D	Lim D-Ma
TIPOLOGÍA 1: RÍOS DE LLANURAS SILÍCEAS DEL TAJO Y DEL GUADIANA						
Organismos fitobentónicos	IPS	13	--	--	--	--
Invertebrados bentónicos	IBMWP	75	--	--	--	--
Condiciones Morfológicas	IHF	61,5	0,91	--	--	--
Condiciones Morfológicas	QBR	80	0,81	--	--	--
Condiciones de oxigenación	Oxígeno (mg/l)	8,8	7,5	6,60	--	--
Salinidad	Conductividad (μS/cm)	160	< 320	< 600	--	--
Estado acidificación	pH	7,7	6,9 - 8,5	6,2 - 9	--	--
TIPOLOGÍA 5: RÍOS MANCHEGOS						
Organismos fitobentónicos	IPS	14,9	--	--	--	--
Invertebrados bentónicos	IBMWP	90,0	--	--	--	--
Condiciones de oxigenación	Oxígeno (mg/l)	10,2	8,60	7,60	--	--
Salinidad	Conductividad (μS/cm)	900,0	550 - 1400	400 - 2200	--	--
Estado acidificación	pH	8,4	7,6 - 9	6,7 - 9	--	--
TIPOLOGÍA 8: RÍOS DE BAJA MONTAÑA MEDITERRÁNEA SILÍCEA						
Organismos fitobentónicos	IPS	13	--	--	--	--
Invertebrados bentónicos	IBMWP	171	--	--	--	--
Condiciones Morfológicas	IHF	73	0,93	--	--	--
Condiciones Morfológicas	QBR	100	0,79	--	--	--
Condiciones de oxigenación	Oxígeno (mg/l)	9	7,60	6,70	--	--
Salinidad	Conductividad (μS/cm)	200	< 400	< 500	--	--
Estado acidificación	pH	7,9	7,1 - 8,7	6,3 - 9	--	--
TIPOLOGÍA 11: RÍOS DE MONTAÑA MEDITERRÁNEA SILÍCEA						
Organismos fitobentónicos	IPS	16,5	--	--	--	--
Invertebrados bentónicos	IBMWP	180	--	--	--	--
Condiciones Morfológicas	IHF	72	0,92	--	--	--
Condiciones Morfológicas	QBR	87,5	0,89	--	--	--
Condiciones de oxigenación	Oxígeno (mg/l)	10	8,50	7,50	--	--
Salinidad	Conductividad (μS/cm)	80	<250	<400	--	--
Estado acidificación	pH	8,1	7,3-8,9	6,5-9	--	--

ELEMENTO	INDICADOR	CR	Lim MB-B	Lim B-Mo	Lim Mo-D	Lim D-Ma
TIPOLOGÍA 12: RÍOS DE MONTAÑA MEDITERRÁNEA CALCÁREA						
Organismos fitobentónicos	IPS	17	--	--	--	--
Invertebrados bentónicos	IBMWP	150	--	--	--	--
Condiciones Morfológicas	IHF	74	0,81	--	--	--
Condiciones Morfológicas	QBR	85	0,82	--	--	--
Condiciones de oxigenación	Oxígeno (mg/l)	9,7	8,20	7,20	--	--
Salinidad	Conductividad (μS/cm)	510	300-1000	250-1500	--	--
Estado acidificación	pH	8,2	7,4-9	6,5-9	--	--
TIPOLOGÍA 24: GARGANTAS DE GREDOS-BÉJAR						
Organismos fitobentónicos	IPS	--	--	--	--	--
Invertebrados bentónicos	IBMWP	210	--	--	--	--
Condiciones Morfológicas	IHF	78	0,78	--	--	--
Condiciones Morfológicas	QBR	80	0,88	--	--	--

CR: condición de referencia; Lim: Límite; MB: muy bueno; B: bueno; Mo: moderado; D: deficiente; Ma: Malo

Los valores frontera para los índices IBMWP e IPS que se han utilizado en el cálculo del estado ecológico (tablas 8 y 9), son los que ha proporcionado la Subdirección General de Gestión Integrada del Dominio Público Hidráulico en el documento *Borrador de Interpolación del IBMWP e IPS* v. 5.2, de Mayo de 2009. En el caso del IBMWP, las fronteras B/Mod, Mod/Def y Def/Malo se han obtenido multiplicando el valor frontera MB/B por 0,61, 0,36 y 0,15 respectivamente. Y para el IPS, se han obtenido a partir de los cuartiles del valor de corte MB/B. Las condiciones de referencia se han obtenido por criterio de experto, interpolando valores conocidos de otras tipologías.

Tabla 8. Condiciones de referencia y valores frontera entre estados para el índice IBMWP obtenidos por criterio de experto por la SGGIDPH

TIPO	DENOMINACIÓN	IBMWP REFERENCIA	muy bueno/ bueno	bueno/ moderado	moderado/ deficiente	deficiente/ malo
24	Gargantas de Gredos-Béjar	210	178,5	108,9	64,3	26,8
11	Ríos de montaña mediterránea silíceo	180	140,4	85,6	50,5	21,1
8	Ríos de la baja montaña mediterránea silíceo	171	135,1	82,4	48,6	20,3
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	150	133,5	81,4	48,1	20,0
15	Ejes mediterráneos-continetales poco mineralizados	110	91,3	55,7	32,9	13,7
16	Ejes mediterráneos-continetales mineralizados	101	83,3	50,8	30,0	12,5
5	Ríos manchegos	90	79,2	48,3	28,5	11,9
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	75	58,5	35,7	21,1	8,8
1	Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana	75	58,5	35,7	21,1	8,8
13	Ríos mediterráneos muy mineralizados	75	58,5	35,7	21,1	8,8

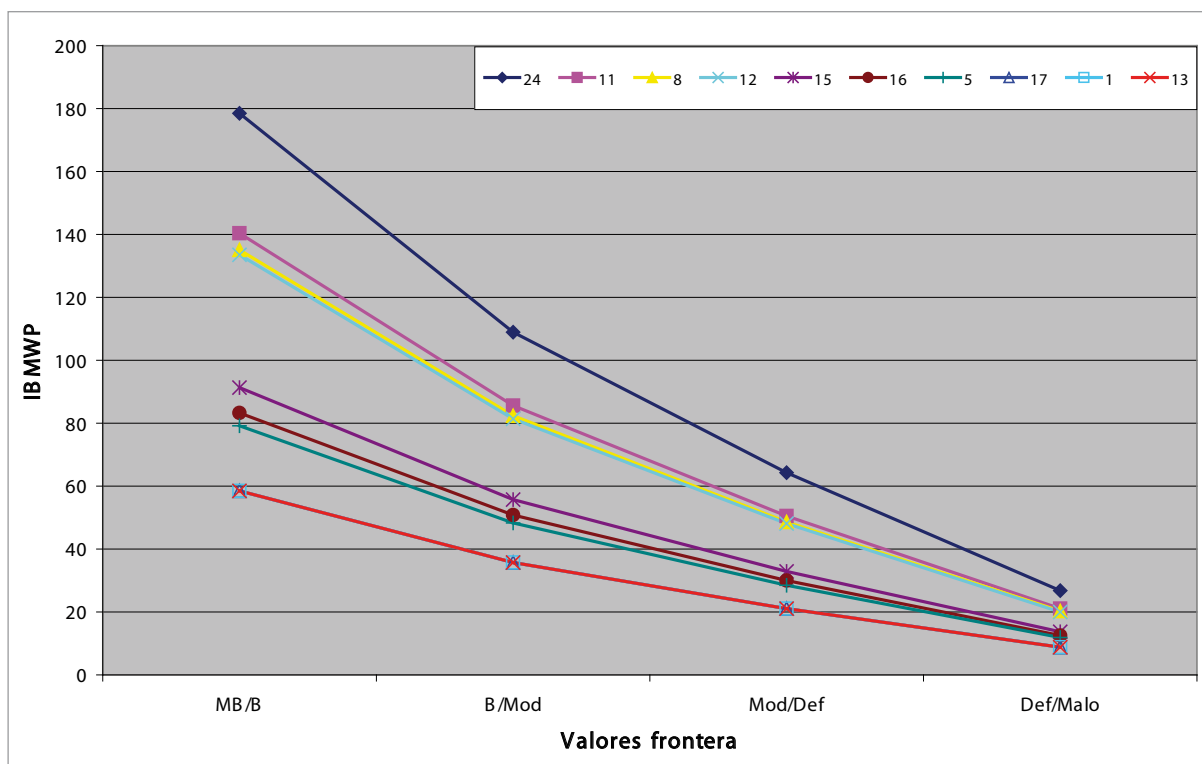
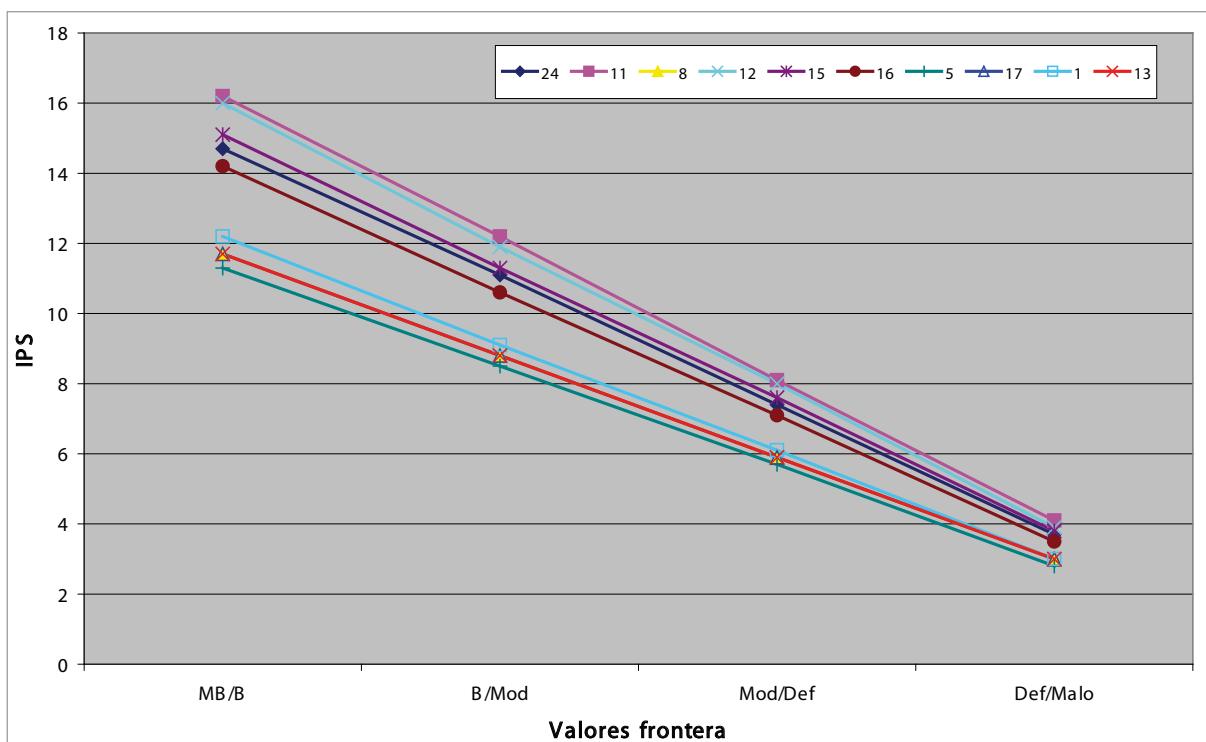


Tabla 9. Condiciones de referencia y valores frontera entre estados para el índice IPS obtenidos por criterio de experto por la SGGIDPH

TIPO	DENOMINACIÓN	IPS REFERENCIA	Límite muy bueno/bueno	Límite bueno/moderado	Límite moderado/deficiente	Límite deficiente/malo
24	Gargantas de Gredos-Béjar	16	14,7	11,1	7,4	3,7
11	Ríos de montaña mediterránea silíceo	16,5	16,2	12,2	8,1	4,1
8	Ríos de la baja montaña mediterránea silíceo	13	11,7	8,8	5,9	3,0
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	17	16,0	11,9	8,0	3,9
15	Ejes mediterráneos-continentales poco mineralizados	16,4	15,1	11,3	7,6	3,8
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	15,4	14,2	10,6	7,1	3,5
5	Ríos manchegos	14,9	11,3	8,5	5,7	2,8
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	13	11,7	8,8	5,9	3,0
1	Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana	13	12,2	9,1	6,1	3,0
13	Ríos mediterráneos muy mineralizados	13	11,7	8,8	5,9	3,0



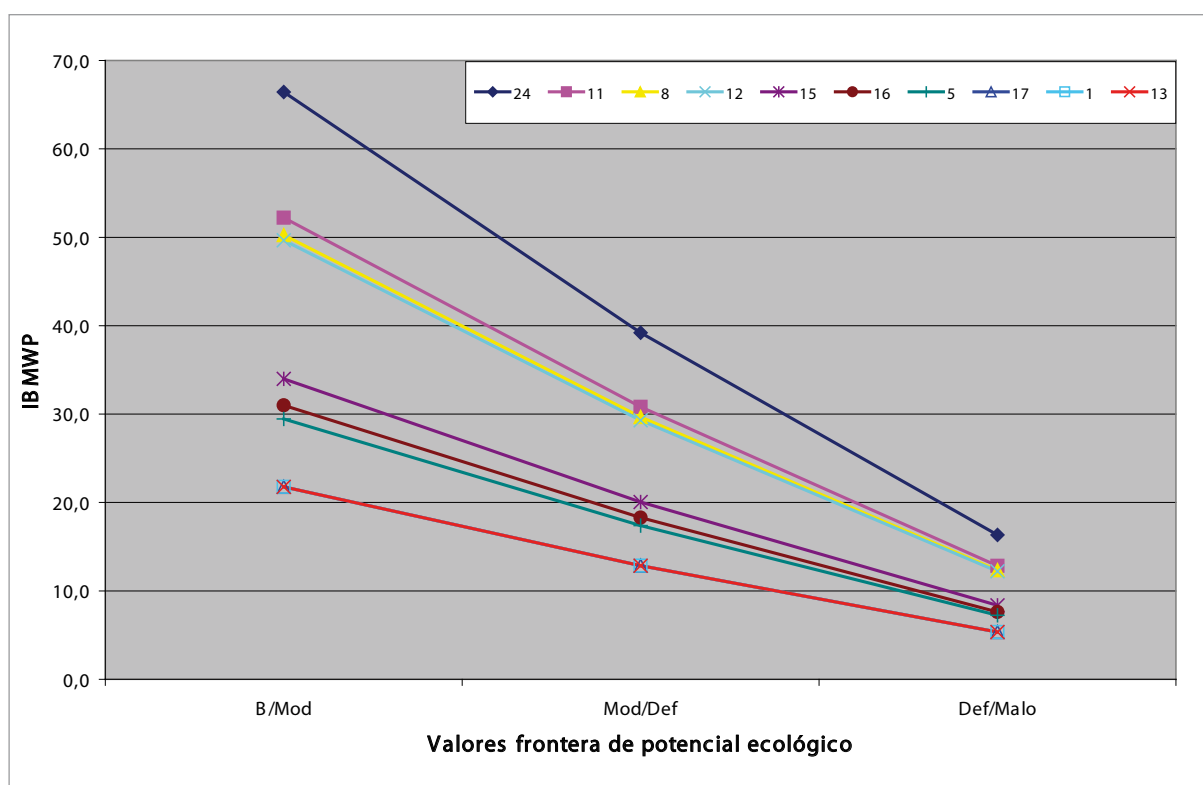
Para **ríos muy modificados y artificiales**, la IPH no establece criterio alguno para determinar el potencial ecológico. La CHTajo ha desarrollado un criterio para calcular el potencial ecológico (“criterio del escalón”), aplicando que el valor frontera de estado ecológico Bueno/Moderado sea el valor frontera entre el potencial ecológico Bueno y un supuesto “muy buen potencial ecológico”.

A partir de este corte se aplica el mismo criterio que en ríos naturales. Es decir, en el caso del IBMWP, multiplicando dicho valor por 0,61, 0,36 y 0,15, se obtienen (tabla 10) las fronteras B/Mod, Mod/Def y Def/ respectivamente.

Tabla 10. Valores frontera del índice IBMWP para el cálculo del potencial ecológico en ríos muy modificados y artificiales, obtenidos mediante el “criterio del escalón”

TIPO	DENOMINACIÓN	MB/B(*)	B/Mod	Mod/Def	Def/Malo
24	Gargantas de Gredos-Béjar	108,9	66,4	39,2	16,3
11	Ríos de montaña mediterránea silíceas	85,6	52,2	30,8	12,8
8	Ríos de la baja montaña mediterránea silíceas	82,4	50,3	29,7	12,4
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	81,4	49,7	29,3	12,2
15	Ejes mediterráneos-continentales poco mineralizados	55,7	34,0	20,1	8,4
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	50,8	31,0	18,3	7,6
5	Ríos manchegos	48,3	29,5	17,4	7,2
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	35,7	21,8	12,9	5,4
1	Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana	35,7	21,8	12,9	5,4
13	Ríos mediterráneos muy mineralizados	35,7	21,8	12,9	5,4

(*) Frontera ficticia, porque no existe el muy buen potencial ecológico, pero que se ha supuesto para el cálculo del resto de valores de corte.

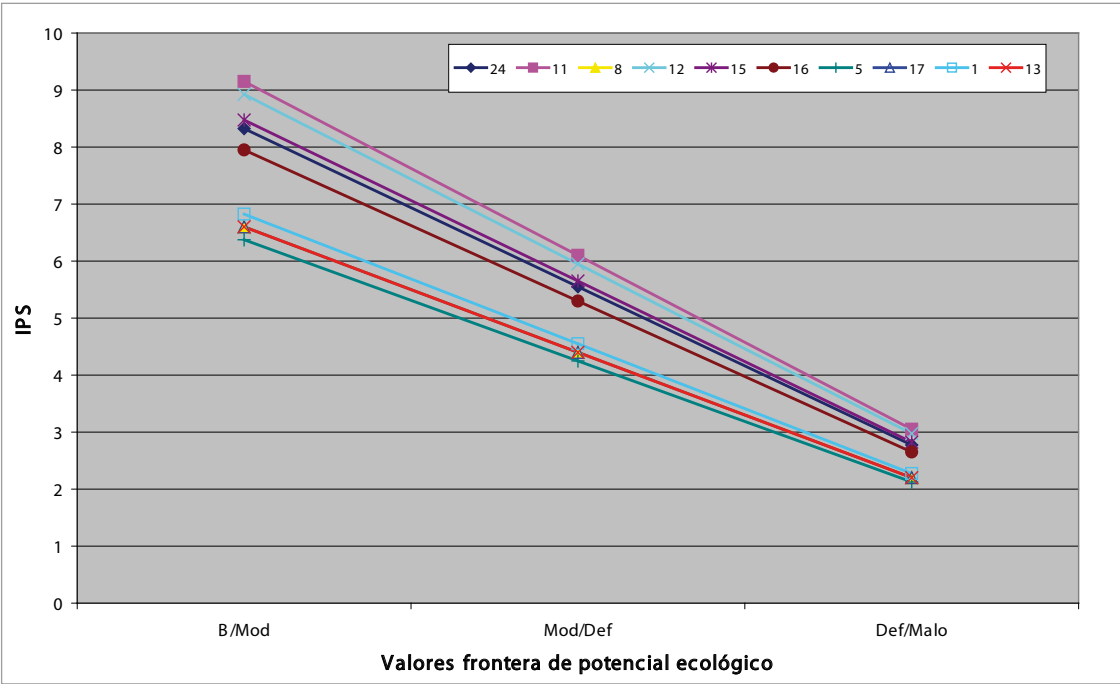


Y para el IPS, una vez adoptado el valor de corte estado ecológico B/Mod como supuesto valor frontera potencial MB/B, el resto de valores de corte se han obtenido a partir de los cuartiles de este valor.

Tabla 11. Valores frontera del índice IPS para el cálculo del potencial ecológico en ríos muy modificados y artificiales, obtenidos mediante el “criterio del escalón”.

TIPO	DENOMINACIÓN	MB/B (*)	B/Mod	Mod/Def	Def/Malo
24	Gargantas de Gredos-Béjar	11,10	8,33	5,55	2,78
11	Ríos de montaña mediterránea silíceo	12,20	9,15	6,10	3,05
8	Ríos de la baja montaña mediterránea silíceo	8,80	6,60	4,40	2,20
12	Ríos de montaña mediterránea calcáreo	11,90	8,93	5,95	2,98
15	Ejes mediterráneos-continentales poco mineralizados	11,30	8,48	5,65	2,83
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	10,60	7,95	5,30	2,65
5	Ríos manchegos	8,50	6,38	4,25	2,13
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	8,80	6,60	4,40	2,20
1	Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana	9,10	6,83	4,55	2,28
13	Ríos mediterráneos muy mineralizados	8,80	6,60	4,40	2,20

(*) Frontera ficticia, porque no existe el muy buen potencial ecológico, pero que se ha supuesto para el cálculo del resto de valores de corte.



En cuanto a los índices hidromorfológicos **QBR** e **IHF**, cuando la IPH no presenta condiciones de referencia, los valores frontera utilizados son los que se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 12. Valores de referencia empleados en la valoración en función de la escala original del índice

CALIDAD	QBR	IHF
Muy buena	≥ 95	> 90
Buena	$75 \leq X \leq 90$	$70 \leq X \leq 90$
Moderada	$55 \leq X \leq 70$	$35 < X < 70$
Deficiente	$30 \leq X \leq 50$	
Mala	≤ 25	≤ 35

En cuanto a los **parámetros fisicoquímicos**, los valores de referencia a aplicar son los de la Tabla 11 de la IPH (corrigiéndose las unidades de medida del fósforo total, que en el documento oficial son mg/l de PO_4).

Tabla 13. Umbrales máximos para establecer el límite del buen estado de algunos indicadores fisicoquímicos de los ríos (Tabla 11 IPH)

Indicador	LÍMITE PARA EL BUEN ESTADO
Oxígeno disuelto (mg/L)	$X \geq 5$
Tasa de saturación de oxígeno (%)	$60 \leq X \leq 120$
pH	$6 \leq X \leq 9$
DBO5 (mg O2/L)	$X \leq 6$
Nitrato (mg NO3/L)	$X \leq 25$
Amonio (mg NH4/L)	$X \leq 1$
Fósforo total (mg P/L)	$X \leq 0,4$

3.2 ESTADO QUÍMICO

De acuerdo con la DMA, el estado químico, es una expresión del grado de cumplimiento de las normas de calidad ambiental establecidas reglamentariamente para los contaminantes presentes en una masa de agua superficial.

Así, el estado químico es evaluado en base a las Normas de Calidad Ambiental (NCA) aplicables a las concentraciones de sustancias prioritarias en las aguas superficiales, sedimentos y biota, clasificándose como “bueno” o como “no se alcanza el buen estado químico”.

La Orden ARM/2656/2008 por la que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica establece que la clasificación del estado químico se determina de acuerdo con el cumplimiento de las normas de calidad ambientales (NCA) respecto a las sustancias prioritarias y otros contaminantes, que a nivel comunitario han sido establecidas por la Directiva 2008/105/CE.

El **Real Decreto 60/2011**, de 21 de enero, sobre las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas, transpone todos los aspectos contenidos en la Directiva 2008/105/CE; incorpora los requisitos técnicos sobre análisis químicos establecidos en la Directiva 2009/90/CE; aprovecha para adaptar parte de la legislación española que transpone la Directiva 76/464/CEE y directivas derivadas; y actualiza la legislación española que recoge las normas de calidad ambiental de las sustancias preferentes (RD 995/2000, que deroga).

A pesar de que el RD 60/2011 ha sido publicado en el año 2011, el estado químico se elaborará con las normas de calidad ambientales recogidas en este Real Decreto.

Los parámetros analizados, para el control del estado químico, en las estaciones de control que forman parte de la red de sustancias peligrosas son las 33 **sustancias prioritarias y “otros contaminantes”** incluidos en el Anexo I del RD 60/2011.

En la siguiente tabla se muestran los parámetros analizados.

Parámetro
Alacloro
Antraceno
Atrazina
Benceno
Difeniléteres bromados
Cadmio y sus compuestos
Tetracloruro de carbono (Tetraclorometano)
Clorfenvinfos
Clorpirifós (Clorpirifós etil)
Plaguicidas de tipo ciclodieno
Aldrín
Dieldrín
Endrin
Isodrín
DDT total
p,p-DDT
1,2 dicloroetano

Parámetro
Diclorometano
Diurón
Endosulfán
Fluoranteno
Hexaclorobenceno
Hexaclorobutadieno
Hexaclorociclohexano (Gamma xCH) (Lindano)
Isoproturón
Plomo y sus compuestos
Mercurio y sus compuestos
Naftaleno
Níquel y sus compuestos
Nonilfenol (4-Nonilfenol)
Octilfenol ((4-(1,1,3,3- tetrametilbutil)fenol))
Pentaclorobenceno
Pentaclorofenol
Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP)
Benzo(a)pireno
Benzo(b)fluoranteno
Benzo(k)fluoranteno
Benzo(g,h,i)perileno
Indeno(1,2,3-cd)pireno
Simazina
Tetracloroetileno
Tricloroetileno
Comp. de tributilestaño (Cation de tributilestaño)
Triclorobencenos
Triclorometano (Cloroformo)
Trifluralina

Se considera que una masa de agua no alcanza el buen estado químico cuando en cualquiera de los puntos de muestreo utilizados para representar su calidad, se da alguna de las siguientes circunstancias (*):

- La media aritmética de las concentraciones medidas distintas veces durante el año en cada punto de control supere la NCA-MA.
- Algún valor puntual esté por encima de la NCA-CMA.
- Si se supera alguna de las NCA para la biota.

Aplicando las NCA del RD 60/2011, se obtiene la clasificación como buen estado químico o no alcanza el buen estado químico.

Si no se han medido sustancias peligrosas en otras estaciones de control fisicoquímicas es porque se presupone su inexistencia y, por tanto, el estado químico en bueno.

⁷ MA: media anual; CMA: concentración máxima admisible; Unidad: µg/l



Alto Tajo aguas abajo del puente de Peñalén (Guadalajara).

[4]

Red de control del
estado ecológico

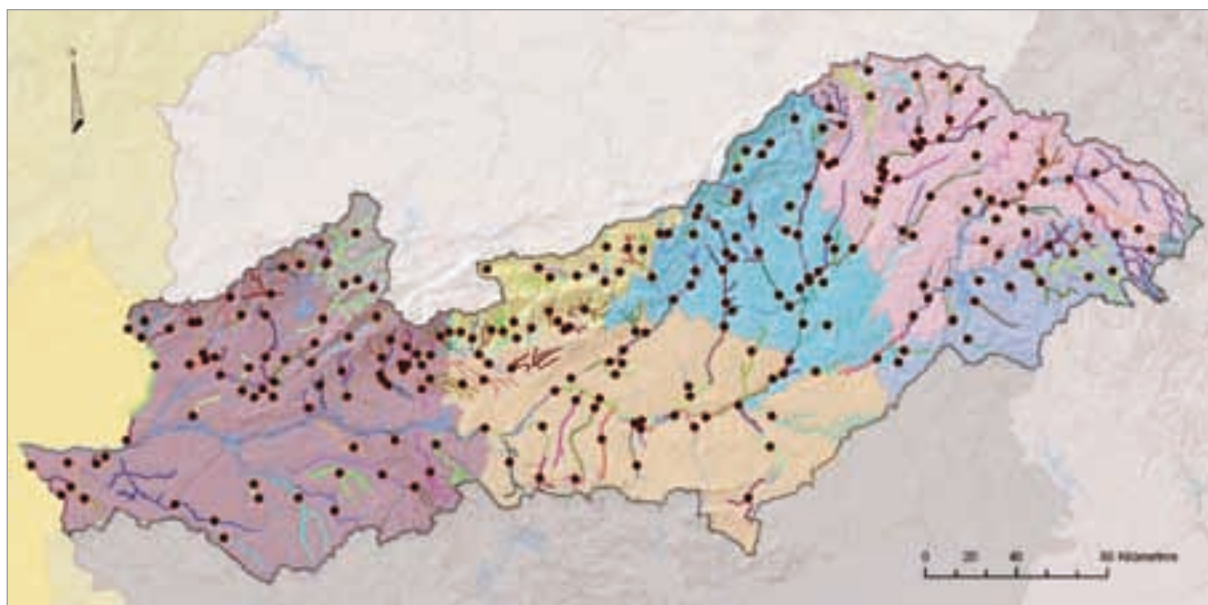


Alto Tajo aguas arriba del puente de Peñalén (Guadalajara).

4.1 RED DE CONTROL Y CAMPAÑAS DE MUESTREO

4.1.1 Distribución de las estaciones de control

La red de control del estado ecológico se diseñó durante el año 2006, partiendo de la distribución de estaciones de la antigua red ICA. Desde entonces ha evolucionado de forma considerable, hasta contar con un total de **259 estaciones** de control de masas de la categoría río. El criterio de diseño empleado responde al modelo de **censo**, de forma que cada masa de agua tenga un punto de control biológico y fisicoquímico.



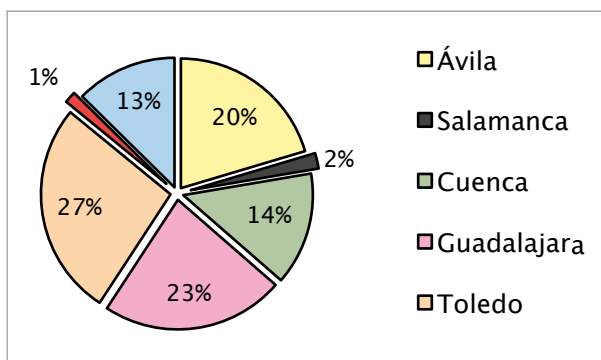
Mapa 6. Masas de agua categoría río y distribución de las estaciones de control del estado ecológico según el modelo de censo.

La Tabla siguiente presenta la **distribución de estaciones por Comunidad Autónoma** y Provincia. Por comunidades, Castilla-La Mancha es la que presenta un mayor número en la red actual, con un total de 110 estaciones de las 259 totales.

Tabla 14. Estaciones de la red de control biológico por Comunidad Autónoma y Provincia

COMUNIDAD	PROVINCIA	Nº EST
Castilla y León	Ávila	19
	Salamanca	7
Castilla La Mancha	Cuenca	18
	Guadalajara	53
	Toledo	39
Extremadura	Cáceres	74
Madrid	Madrid	49

Gráfico 4. Porcentaje de estaciones por Provincia



En la tabla y gráfico siguientes se muestra la **distribución de las estaciones por tipologías**. La que tiene un mayor número de estaciones es la tipología 12 (Ríos de montaña mediterránea calcárea), abarcando un 22% del total de las estaciones.

Tabla 15. Estaciones de la red de control biológico según tipología y tipo de masa

Tipología	TIPO de masa			ESTACIONES DE CONTROL
	Natural	Muy modificada	ARTIFICIAL	
0	-	-	1	1
1	35	8	-	43
5	1	3	-	4
8	28	1	-	29
11	38	11	-	49
12	53	3	-	55
13	4	0	-	4
15	9	17	-	26
16	7	7	-	14
17	0	7	-	7
24	26	0	-	26
Número de estaciones	190	68	1	259

Nota: La tipología 0 hace referencia a la estación TA13263- Canal de Castrejón. Única masa artificial de la cuenca del Tajo.

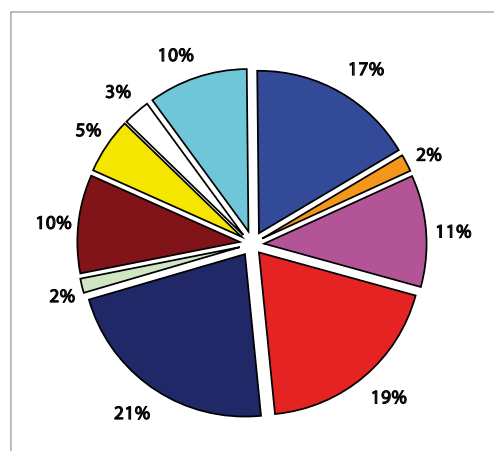
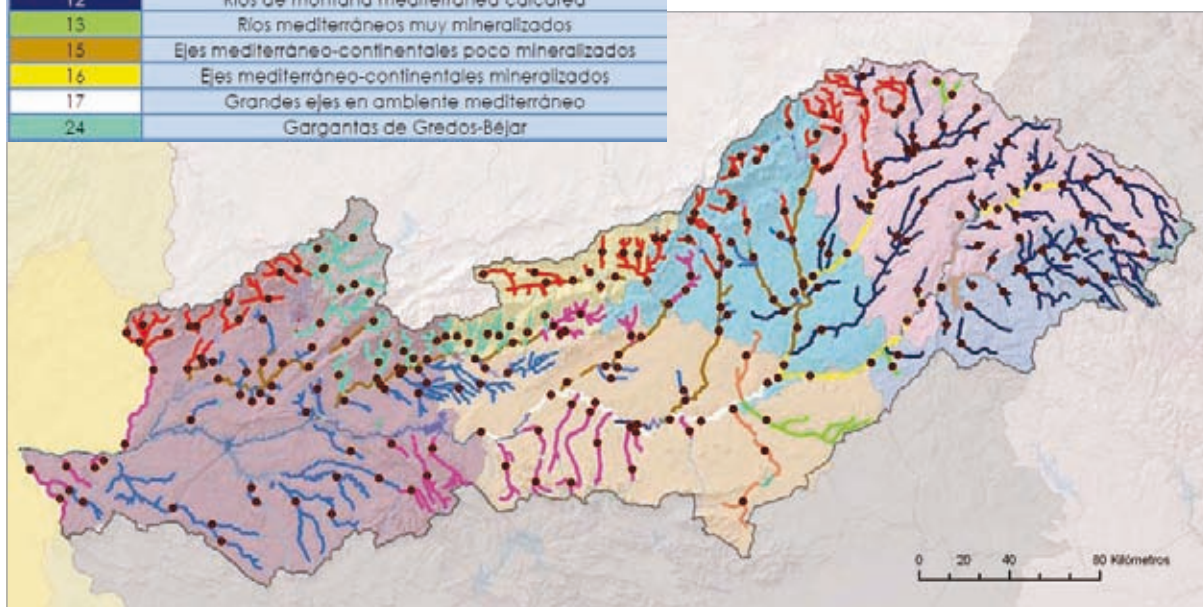


Gráfico 5. Porcentaje de estaciones de control de cada tipología

El número de estaciones supera al de masas de agua (250), porque alguna masa cuenta con 2 o más ríos o arroyos que podrían tener estados diferentes. Por otro lado, alguna masa cuenta, además de la propia estación de control, con una estación de referencia que se ubica normalmente en cabecera.

TIPOLOGÍA	DESCRIPCIÓN
1	Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana
5	Ríos manchegos
8	Ríos de la baja montaña mediterránea silícea
11	Ríos de montaña mediterránea silícea
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea
13	Ríos mediterráneos muy mineralizados
15	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo
24	Gargantas de Gredos-Béjar

Mapa 7. Distribución de las estaciones de control por tipologías



A continuación se muestra la **distribución de estaciones por subcuencas** o zonas hidrográficas:

Tabla 16. Distribución de las estaciones de control en el año 2010 por subcuencas

SUBC.	Nombre	Nº Est.
01	Cabecera del Tajo	33
02	Tajo Intermedio	10
03	Tajuña	6
04	Henares	27
05	Jarama_Manzanares	29
06	Guadarrama	12
07	Alberche	23
08	Margen Izquierda Intermedia	20
09	Tiétar	36
10	Alagón	25
11	Arrago	8
12	Tajo Inferior	15
13	Almonte	5
14	Salor	10

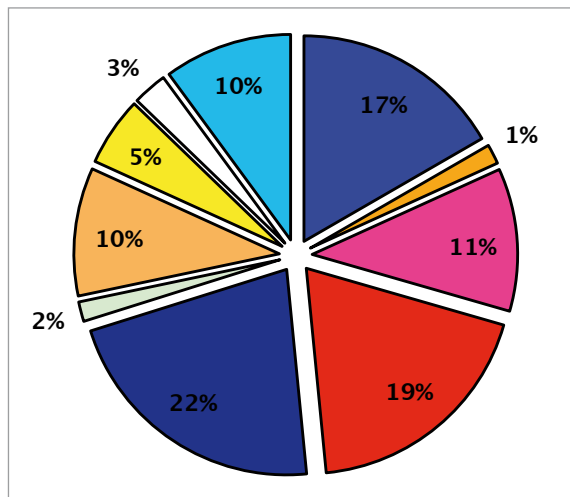
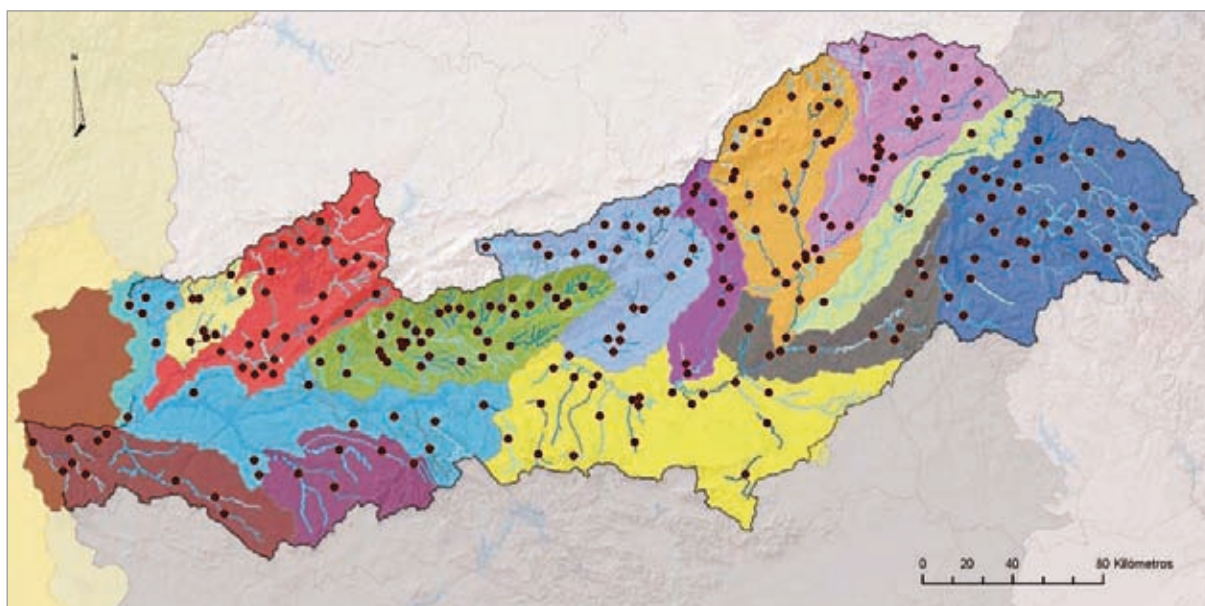


Gráfico 6. Distribución porcentual de las estaciones de control en el año 2010 por subcuencas

La subcuenca con mayor densidad de puntos de control es la del Tiétar, seguida de la Cabecera del Tajo.

Mapa 8. Distribución de las estaciones de control en el año 2010 por subcuencas



4.1.2 Campañas de muestreo

En el periodo comprendido entre los años 2007-2010 se han realizado un total de 4 campañas de muestreo en primavera en las masas de agua de la categoría río.

También se han realizado otras dos campañas de control en otoño de 2006 y otoño de 2007. Los datos obtenidos en estas campañas no se van a exponer en este informe al no haber servido para evaluar el estado ecológico por dos razones: 1) no se muestreó en todos los puntos de la red y 2) los resultados de otoño no son comparables con las condiciones de referencia, que han sido calculadas con datos obtenidos principalmente en primavera.

Las fechas de inicio y fin de cada una de las campañas de primavera se muestran en la tabla 17.

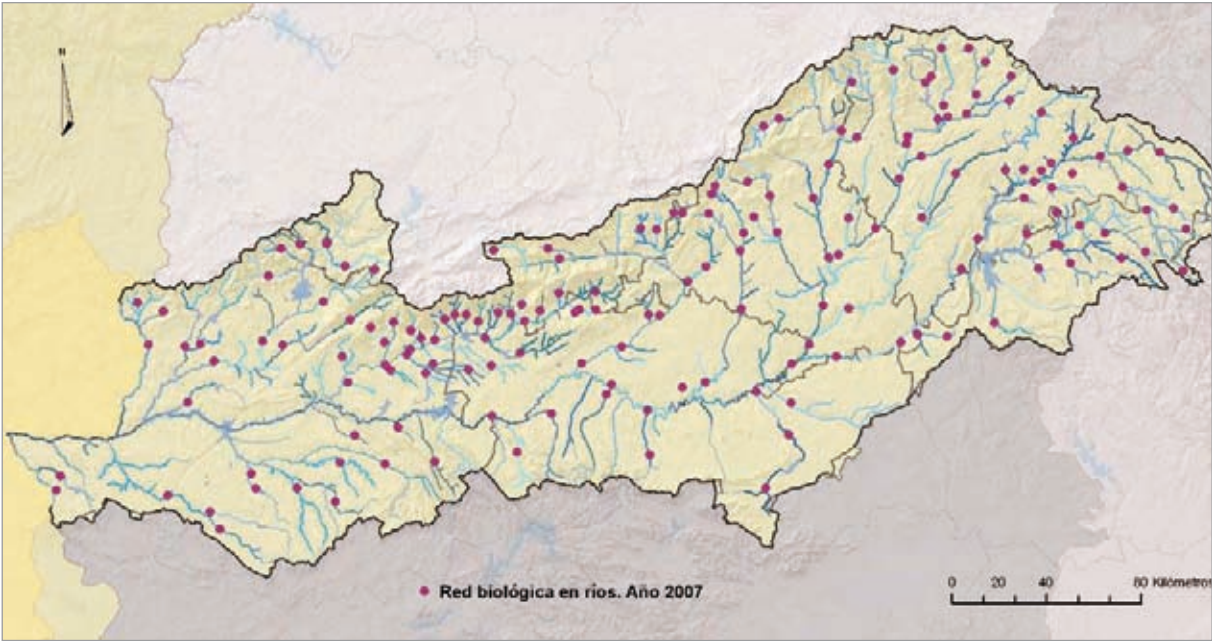
Tabla 17. Periodos, fechas de muestreo y número de estaciones planificadas en cada una de las campañas en masas de agua RÍO en el periodo 2007-2010

CAMPAÑA	FECHA INICIO	FECHA FIN	PERIODO	Nº ESTACIONES PLANIFICADAS
1ª	11/04/2007	22/06/2007	Primavera 2007	170
2ª	21/04/2008	17/06/2008	Primavera 2008	247
3ª	20/04/2009	24/06/2009	Primavera 2009	258
4ª	03/05/2010	16/08/2010	Primavera 2010	258

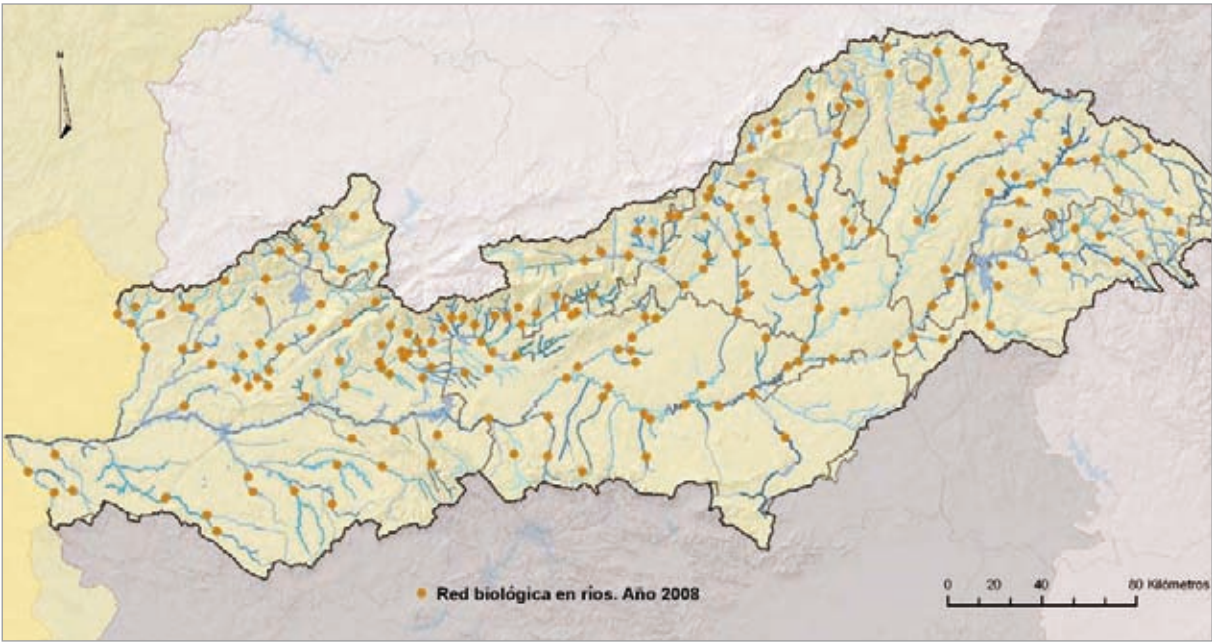
Como se observa en la tabla anterior, el número de estaciones planificadas ha variado sustancialmente a lo largo de las campañas. A partir de la campaña de primavera de 2008 la red hidrográfica básica experimentó una importante revisión, incrementándose el número de masas de agua, que supuso el aumento en el número de estaciones, en un principio hasta 247 y posteriormente hasta **259**, que es el número de estaciones que en la actualidad conforman la red de control biológico de masas de agua de la categoría río.

En los mapas que se muestran en las páginas siguientes se puede observar cómo ha ido incrementándose la densidad de puntos en la cuenca, a medida que iba incrementándose el número de masas a lo largo del periodo de estudio 2007 – 2010.

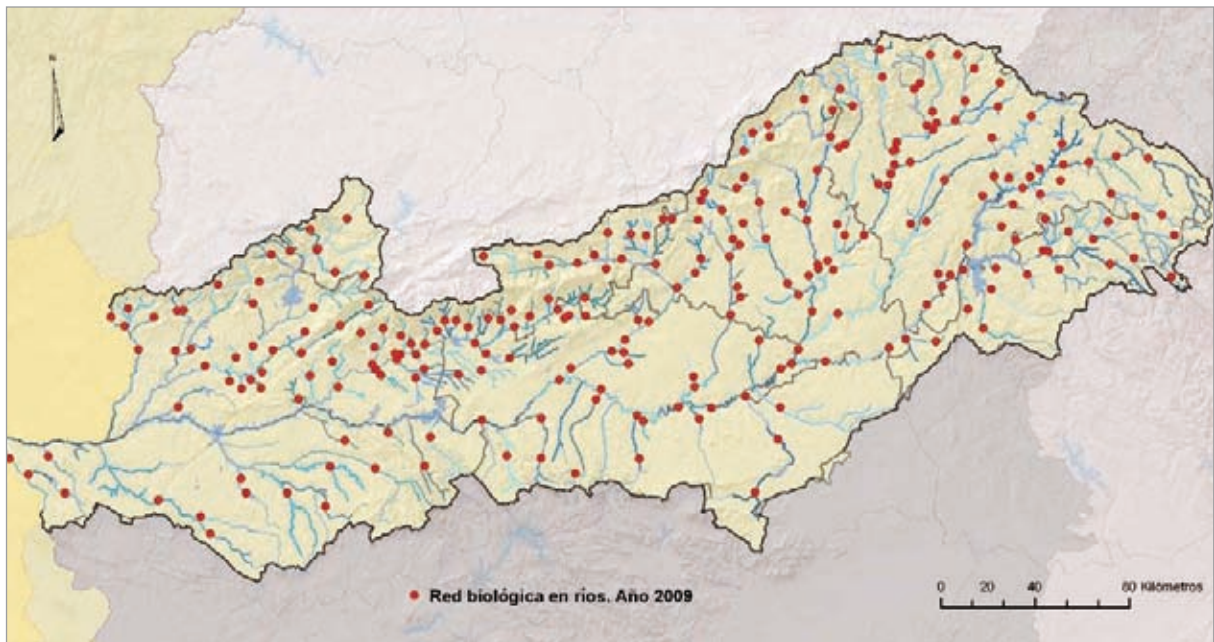
La localización de las estaciones de la red de control biológico se puede consultar en la página web www.chtajo.es. Para cada una de ellas, se ha diseñado una ficha de localización como la que se muestra posteriormente.



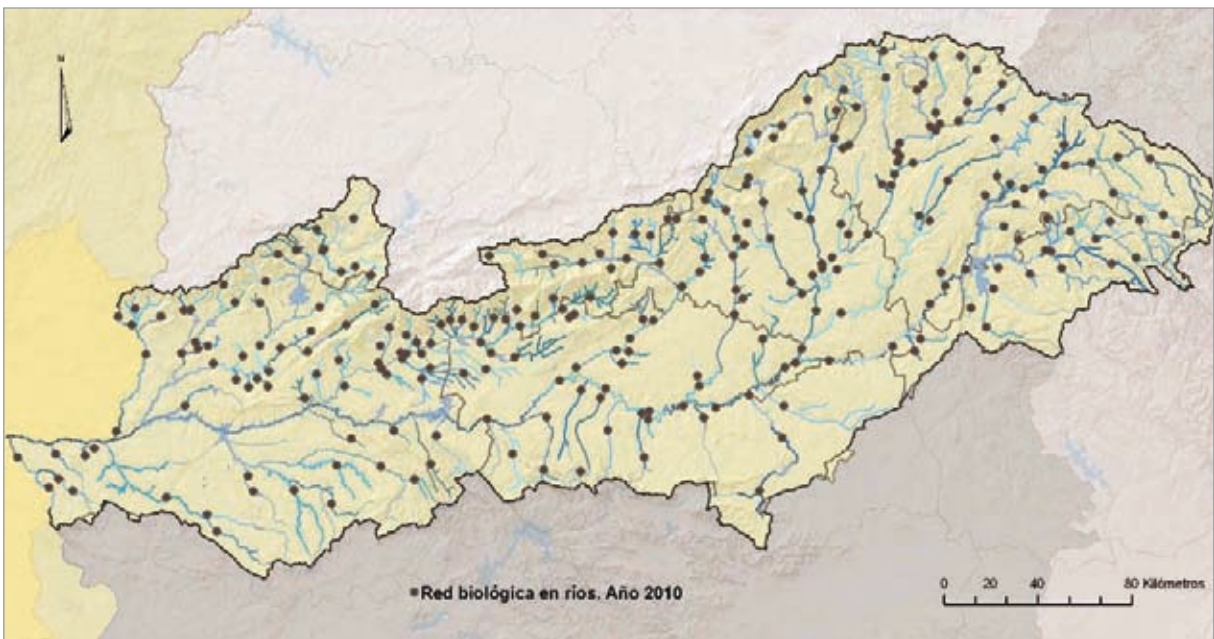
Mapa 9. Puntos muestreados en 2007



Mapa 10. Puntos muestreados en 2008



Mapa 11. Puntos muestreados en 2009



Mapa 12. Puntos muestreados en 2010

 MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL TAJO		Estaciones de control Red de Control Biológico	
Estación de control		MSPF: 0128010 Nº 12043 CÓDIGO: TA51501B01 Nombre: CASTILNUEVO - GALLO	
Localización de la estación			
Cauce: Río Gallo Municipio: Castilnuevo Provincia: Guadalajara CC.AA.: Castilla-La Mancha		Coordenadas del punto de muestreo Datum: ETRS89 Cota (m.s.n.m): 1104 Huso: 30 UTM X: 596278 UTM Y: 4518604	
Masa de agua			
Tipología: Ríos de montaña mediterránea calcárea Código de masa: 12043 Nombre: Río Gallo desde su nacimiento hasta Corduente			
Croquis de acceso		Fotografía de la estación	
			
Mapa de situación		Descripción	
		Desde Molina de Aragón coger carretera GU9059 en dirección Castilnuevo. Atravesar este último pueblo y continuar por esa carretera hasta el puente que cruza el río.	

4.2 PROTOCOLOS DE MUESTREO Y ANÁLISIS

4.2.1 Macroinvertebrados bentónicos

Se consideran macroinvertebrados bentónicos, a aquellos invertebrados que viven asociados a los distintos sustratos de un ecosistema acuático (bentos), habitualmente adheridos a la superficie y que por su tamaño pueden ser observados a simple vista y retenidos en redes de luz de malla de entre 250 - 300 μm .

Comprende generalmente aquellos organismos que al final de su desarrollo larval o en su estadio adulto alcanzan un tamaño igual o superior a 3 mm.

Algunos macroinvertebrados desarrollan toda su vida en el medio acuático (oligochaeta y mollusca), otros, por el contrario, tienen una fase de su ciclo, generalmente la adulta, aérea o terrestre.



Macroinvertebrado en su fase adulta: Caballito del diablo azul, *Calopteryx virgo*. Valor IBMWP= 8.

Sus ciclos de vida, entre menos de un mes hasta más de un año, responden a efectos acumuladores intermitentes y permiten identificar perturbaciones ocurridas durante una serie de tiempo, que con un muestreo puntual de variables químicas o físicas no se detectarían, ya que sólo son testigos de las condiciones instantáneas del agua.

Los macroinvertebrados, entre otros indicadores de calidad biológicos, permiten el análisis cronológico de la perturbación, tanto a medio como a largo plazo, y determinan la capacidad de los ecosistemas acuáticos para recuperarse.

Las especies de macroinvertebrados bentónicos son sensibles a multitud de factores abióticos y bióticos que definen el medio. Consecuentemente, la estructura de sus comunidades ha sido comúnmente empleada con éxito durante los últimos veinte años en ecosistemas fluviales como indicadores del estado de conservación de los sistemas acuáticos. Cambios en la presencia/ausencia de especies, número de taxones, morfología, fisiología o comportamiento de estos organismos, pueden indicar que las condiciones fisicoquímicas o hidromorfológicas se encuentran alteradas de sus parámetros normales.

La diversidad de taxones, su presencia en todos los ecosistemas acuáticos, que favorecen los estudios comparativos, su naturaleza sedentaria, que permite un análisis espacial de los efectos de las presiones antrópicas en las condiciones ambientales locales, los distintos requerimientos ecológicos y tolerancia a las perturbaciones y las ventajas técnicas en los muestreos y determinaciones, hacen de los macroinvertebrados un excelente indicador para evaluar la calidad de los ríos.

Además, dado que son un grupo taxonómico dominante en los ríos, son uno de los elementos de calidad biológicos propuestos en la DMA para la evaluación del estado ecológico en las masas de agua de la categoría río.

Los macroinvertebrados bentónicos como indicador responden adecuadamente a las presiones fisicoquímicas relacionadas con contaminación térmica, cambios en la mineralización del agua, contaminación orgánica, eutrofización o contaminación por metales u otros contaminantes, y a las presiones de tipo hidromorfológico relacionadas con alteraciones en el régimen de caudales y alteraciones en la morfología del lecho fluvial.

4.2.1.1 FRECUENCIA DE MUESTREO

Los ciclos vitales de los distintos taxones de macroinvertebrados son muy variables, por lo que se ha intentado contar con muestreos estacionales para reflejar estas variaciones temporales en la composición y registrar así el máximo de diversidad que caracteriza los tramos seleccionados para los muestreos. Sin embargo existen dos épocas al año en las que las comunidades alcanzan su máximo en densidad y diversidad: primavera y verano (de mayo a noviembre). Estas son las épocas más favorables para realizar los periodos de muestreo. No obstante, la programación de los muestreos se ha ajustado a las condiciones climáticas específicas de los tipos de ríos de la Confederación Hidrográfica del Tajo.

4.2.1.2 SELECCIÓN DEL PUNTO DE MUESTREO

Los criterios para su selección han sido los siguientes:

- El tramo debía tener unos 100 m de longitud y ser representativo de las características de la masa de agua a la que pertenece.
- La estación de muestreo debía reflejar la secuencia de tipos de corriente (rápida o lenta) que domina en el tramo a analizar.
- La morfología del cauce y el tipo de hábitat eran los característicos del tramo a evaluar, excluyendo por ejemplo zonas canalizadas si el resto del tramo no lo está.

- El tipo de cobertura que aporta la vegetación de ribera debe ser característica del tramo; de tal manera que por ejemplo se evita muestrear en zonas de sombra si la mayor parte del tramo está expuesto al sol.

Se ha evitado muestrear en el entorno inmediato de todo tipo de perturbaciones, como azudes, puentes u otras obras, siempre que no sea lo característico del tramo.



Azud en el río Tajo en Zaorejas, Guadalajara.

4.2.1.3 DIRECTRICES PARA LA TOMA DE MUESTRAS

Dada la extensión y variedad de hábitats de la red de control biológico establecida, ha sido necesaria la utilización de diversos métodos de toma de muestras que se adapten en cada caso a las condiciones del cauce en el punto de muestreo.

No todos los muestreos son apropiados para todos los tipos de aguas y se hace necesario describir un número de procedimientos de muestreo para hacer frente a diferentes requisitos. La elección de un método de muestreo u otro se ha basado en la experiencia y se ha tenido en cuenta el estado predominante y las condiciones del punto en el momento de la toma de muestras.

El trabajo de recolección de macroinvertebrados bentónicos no se ha realizado en ningún caso después de una crecida ni inmediatamente después de un periodo en que el cauce haya estado seco. En ambos casos se pospuesto el muestreo hasta que la comunidad de macroinvertebrados se hubiese recuperado.

Conforme a la norma UNE-EN 27828:1995, se han considerado “aguas poco profundas” aquellas cuya profundidad no excedía de 1,5 m. por lo que, teniendo en cuenta las características de los tramos fluviales considerados en el presente estudio, éste será el tipo de muestreo mayoritario.

Las muestras se han recogido mediante una red de mano tipo kicker de 25 x 20,5 cm y red de nylon de 50 cm de largo y 500 µm de tamaño de poro, según norma UNE-EN 27828: 1995 “Calidad del agua. Métodos de muestreo biológico. Guía para el muestreo manual con red de macroinvertebrados bénticos”.

Las piedras se han limpiado bien dentro de la red o en una bandeja por ambas caras, así como los troncos, raíces, masas de algas, etc. La muestra tomada se ha vaciado cuidadosamente a una bandeja de forma periódica para que la red no se sature de material.

Para cualquier tipo de muestreo con red y como medida de control de calidad, después de cada proceso de muestreo en un punto se ha tenido especial cuidado en lavar las redes que hayan estado en contacto con la muestra. Se ha examinado cuidadosamente y en caso de quedar algún organismo, se ha introducido en el recipiente correspondiente. El equipo se ha revisado otra vez antes de volver a usarse en el siguiente punto de muestreo. Con el fin de evitar la propagación de especies alóctonas invasivas, de plagas y/o enfermedades entre diferentes puntos de muestreo, el material ha sido desinfectado con hipoclorito sódico.

4.2.1.4 ÍNDICE IBMWP

El método del IBMWP se basa en el grado de tolerancia que tiene la comunidad de macroinvertebrados de un determinado cauce a las alteraciones del hábitat. Esta métrica responde óptimamente a la contaminación orgánica.

El objetivo del método es obtener la mayor representación posible de taxones de macroinvertebrados. A lo largo de las diferentes campañas se ha muestreado la mayor diversidad de hábitats posibles como rápidos, pozas, cornisas, macrófitos, raíces y en general cualquier aspecto que incluya variabilidad en la composición de la comunidad en la muestra. El muestreo de cada punto se ha realizado hasta el momento en el que no se obtenían nuevos taxones en cada una de las redadas.



Figura 3. Metodología para el muestreo de macroinvertebrados (Dibujo de A. Torres)

Así, el primer paso para la toma de muestras, ha sido la realización de un recorrido visual a lo largo del tramo en el que se han identificado los diferentes hábitats y microhábitats presentes en el tramo, tomando nota al mismo tiempo de los taxones más esquivos que viven en la superficie como *Gerridae*, *Hydrometridae*, *Gyrinidae* o *Veliidae*.

Los organismos hallados en los muestreos se han identificado posteriormente, como mínimo, hasta la categoría de familia. Se ha asignado a cada grupo familiar una puntuación determinada por el índice (de 1 a 10). La mayor representatividad y diversidad de la muestra obtenida, aumenta el valor final del índice.

Debido a que la subjetividad ha sido un aspecto inherente a este tipo de muestreo, ya que se encuentra influenciado en cierta medida por la persona que lo lleva a cabo, se procuró que durante las distintas campañas realizadas en cada punto el equipo de campo variase lo menos posible, estando integrado, en la medida de lo posible, por las mismas personas.



La descripción original de este índice incluye una escala de valoración genérica independiente de tipologías (Tabla 18). Esta escala no se ha empleado en el presente estudio, ya que se dispone de condiciones de referencia para cada uno de las tipologías, según el *Borrador de Interpolación 5.2 de mayo de 2009* (Dirección General del Agua, MARM).

Tabla 18. Clases de calidad del IBMWP, Alba-Tercedor et al. (2002).

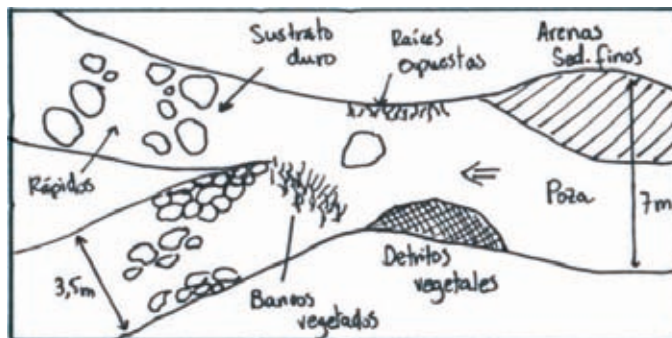
ESTADO	CALIDAD	IBMWP	COLOR
Muy Bueno	Buena: Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible	> 100	Azul
Bueno	Aceptable: Son evidentes algunos efectos de contaminación	61 - 100	Verde
Moderado	Dudosa; Aguas contaminadas	36 - 60	Amarillo
Deficiente	Crítica: Aguas muy contaminadas	15 - 35	Naranja
Malo	Muy crítica: Aguas fuertemente contaminadas	<15	Rojo

4.2.1.5 REALIZACIÓN DEL MUESTREO

Para el muestreo de macroinvertebrados y mediante cualquiera de las metodologías indicadas en este documento, se han tenido en cuenta las siguientes generalidades.

Durante el primer reconocimiento del tramo, se han recogido y tomado nota de la presencia de los macroinvertebrados que se movían por la superficie del agua y que huían cuando detectaban movimientos en la lámina de agua, por lo que en recorridos posteriores ya no se detectaban. Este tipo de ejemplares son de las familias Gerridae, Hydrometridae, Gyrinidae o Veliidae.

El muestreo se ha realizado siempre de aguas abajo hacia aguas arriba, ya que así se evita enturbiar la parte de cauce por la que continúa el muestreo.

**Figura 4. Ejemplo de un esquema descriptivo de un tramo de muestreo**

En aguas lólicas, la red se ha colocado de manera que la velocidad del agua introduce los macroinvertebrados resuspendidos en el interior de la red. En aguas leníticas, la red se ha movido manualmente, barriendo la zona removida.

El resultado de las distintas redadas se depositaba en una bandeja. Con cuidado de no dejar escapar ni sacar macroinvertebrados, se limpia la muestra retirando piedras, palos o grandes detritos de manera que se reducía el tamaño de la muestra final.

Una vez finalizado el muestreo y con el fin de evitar contagios y posibles propagaciones de especies alóctonas invasivas o de plagas y/o enfermedades entre diferentes puntos de muestreo, el material se desinfecta con hipoclorito sódico.

Posteriormente, se procedía al fijado y etiquetado de la muestra y a la caracterización del tramo mediante la cumplimentación de la hoja de campo.

4.2.1.6 TRATAMIENTO DE LAS MUESTRAS EN LABORATORIO

Las muestras de macroinvertebrados recolectadas, se procesan en el laboratorio para su identificación hasta nivel de especie o, en su defecto hasta el nivel taxonómico de familia como mínimo. Para ello se han utilizado lupas binoculares de la marca Leica modelo S6E, apropiadas para la identificación de organismos bentónicos. Este trabajo se realizó por personal cualificado experto en identificación y taxonomía de invertebrados bentónicos.

Es recomendable que el periodo de tiempo entre la toma y el análisis de las muestras no sea excesivo para evitar la degradación de las mismas. Cuando se utiliza formol como fijador, hay que tener en cuenta que este con el paso del tiempo termina por corroer el carbonato cálcico de las conchas de gasterópodos y bivalvos. En caso de emplear alcohol al 96%, dicho periodo debe ser aún más corto sobre todo si la muestra presenta un gran contenido en materia orgánica.

La metodología de conteo e identificación que a continuación se detalla es la descrita en el Proyecto GUADALMED.

La muestra tomada en campo se lava con ayuda de los tamices descritos anteriormente. Una vez lavada se vierte en una batea y se homogeneiza y se retira una porción de la que podamos contar e identificar unos 200 individuos del total. A partir de estos individuos se calculan las proporciones de los diferentes taxones.

Después se examina el resto de la muestra en el microscopio binocular, con el fin de encontrar algún taxón diferente para completar la lista. El porcentaje de individuos se calcula de la matriz resultante de contar los 200 individuos más un individuo de cada una de las familias encontradas posteriormente.

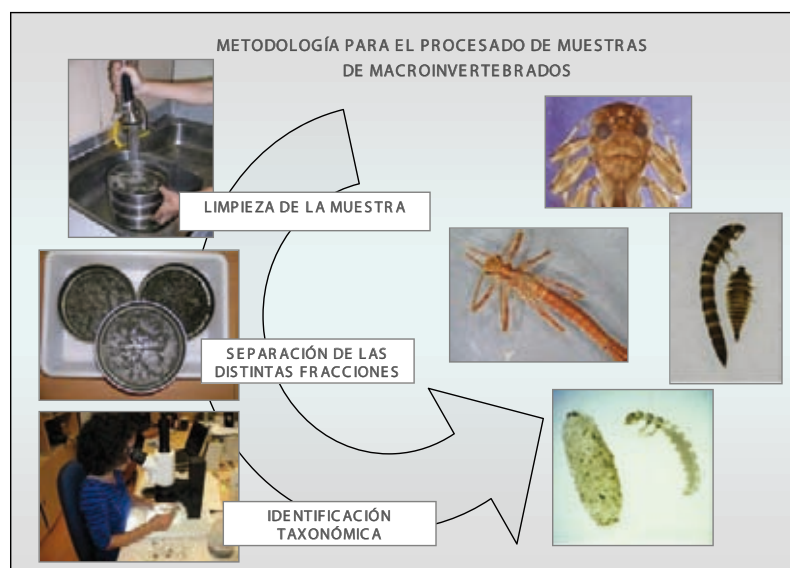


Figura 5. Metodología para el procesamiento de muestras de macroinvertebrados en laboratorio

4.2.1.7 CUMPLIMENTACIÓN DE RESULTADOS

Después de haber realizado el conteo e identificación, por cualquiera de las dos metodologías descritas, se rellena un estadillo de laboratorio en el que se incluye la siguiente información:

Información general:

- Código de la muestra
- Código de la estación
- Fecha de muestreo
- Metodología de muestreo e identificación: 20 Kicks o IBMWP
- Fecha de entrada al laboratorio
- Fecha de procesado de la muestra
- Fecha de identificación y recuento de taxones
- Personal encargado del procesado
- Personal encargado de la identificación y recuento

Datos de laboratorio:

- Lista de taxones identificados.
- Número de individuos contabilizados para cada taxón.

Las variables que se tiene como objetivo obtener son las siguientes:

- Presencia o ausencia de taxones de macroinvertebrados en la estación de muestreo.
- Rangos de abundancia de cada uno de los taxones (1 – 4, según metodología del Proyecto GUADALMED I):
 - 1:** de 1 a 3 individuos.
 - 2:** de 4 a 10 individuos.
 - 3:** de 11 a 100 individuos.
 - 4:** más de 100 individuos.
- Densidades relativas de cada taxón: proporciones de las diferentes familias en porcentaje.

Posteriormente, todos los registros son incorporados en la base de datos diseñada para su compatibilidad con la base de datos del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

Todos estos protocolos han sido mejorados en la medida de lo posible y adaptados a los diferentes tipos de cauces con el objetivo de facilitar la uniformidad de los datos.

Finalmente, con la información obtenida se procede al cálculo de los índices: el índice IBMWP conforme a la metodología establecida por Alba-Tercedor et al. (2002) en su artículo “*Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (=BMWP)*” y el cálculo del IBASPT (IBMWP/núm. taxones). Estos índices son de uso exclusivo en ríos, tal y como señala la metodología original.

4.2.2 Fitobentos

4.2.2.1 DEFINICIÓN Y VALOR INDICADOR

El término fitobentos se refiere a los organismos autótrofos que viven asociados a cualquier sustrato del fondo en los sistemas acuáticos. Engloba algas microscópicas (incluyendo cianobacterias), macroalgas y macrófitos, siendo las diatomeas el grupo más diverso y abundante del fitobentos ya que suelen constituir el 80-90% de la comunidad.

Las diatomeas bentónicas constituyen pues una importante comunidad biológica dentro de los ecosistemas acuáticos. Su presencia afecta a diferentes parámetros hidrológicos y de calidad de las aguas, como pueden ser su capacidad para estabilizar el sustrato o retener nutrientes. Su dinámica determina también de manera muy importante la composición de las cadenas tróficas. Pero además, dada su estrecha relación con las condiciones ambientales y su rápida respuesta ante las variaciones de éstas, las diatomeas pueden ser consideradas como un buen indicador de la calidad ecológica de los ríos.

Al igual que ha podido ser comprobado para otros grupos funcionales, un gran número de especies fitobentónicas pueden ser consideradas bioindicadores de las condiciones ambientales. Lo son en especial las diatomeas por su amplia distribución, capacidad de respuesta y adaptación a multitud de condiciones de contaminación y/o perturbación. El estudio de la composición y abundancia de diatomeas en los ecosistemas fluviales permite detectar presiones debidas a cambios en la calidad del agua.

Por todos estos motivos, el fitobentos ha adquirido un importante papel en los programas de control de la calidad de las aguas, de forma que es considerado, junto a la fauna macrobentónica y la ictiofauna, un adecuado indicador biológico para el control del Estado Ecológico de los ríos en la aplicación de la Directiva Marco del Agua.

Las diatomeas han sido especialmente adecuadas para evaluar los impactos derivados de la eutrofización, del incremento de materia orgánica, de procesos de salinización o de acidificación en la cuenca hidrográfica del Tajo.

4.2.2.2 FRECUENCIA DE MUESTREO

Las comunidades bentónicas invernales son muy homogéneas y poco diversas ya que se sabe que las microalgas responden más rápido a los cambios de la calidad del agua con temperaturas cálidas. Por otra parte, estudios realizados en ríos europeos demuestran que las diatomeas integran los cambios de calidad de agua durante un periodo de unos 60 días (Rimet et al., 2005). Por todo esto, los especialistas indican que es aconsejable realizar muestreo dos veces al año (Lenoir & Coste 1996): durante la primavera (periodo de aguas altas) y verano (periodo de aguas bajas) ajustándose los periodos de muestreo en cada tipo fluvial según sus condiciones climáticas.

Se ha prestado especial atención a los episodios de avenidas, descartándose el muestreo en los días inmediatamente posteriores a una crecida importante y dejando el lapso de tiempo necesario para permitir una recolonización del sustrato que permita el desarrollo de las poblaciones y el establecimiento del equilibrio con las características físicas y químicas del medio. Como regla general y siempre que ha sido posible, los muestreos se han realizado al menos 15 días después de las crecidas anuales más intensas y, al menos, 4 semanas antes del estiaje anual más pronunciado.

Los métodos de muestreo empleados para la toma de muestras y el tratamiento de diatomeas bentónicas en sistemas acuáticos han tenido como referencia la metodología indicada en la norma UNE-EN 13946:2004 “Guía para el muestreo en rutina y el pretratamiento de diatomeas bentónicas de ríos”, en el “Borrador del Protocolo de Muestreo de Fitobentos en Ríos”, del 28 de Noviembre de 2008 del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, así como el “Protocolo de muestreo y análisis para Fitobentos (microalgas bentónicas)” de Octubre de 2005 redactado por la Confederación Hidrográfica del Ebro.

4.2.2.3 SELECCIÓN DEL PUNTO DE MUESTREO

Siempre que ha sido posible, se ha elegido para el muestreo de diatomeas un subtramo de aguas corrientes y poco profundas del centro del cauce, evitando las zonas muy umbrosas, recientemente emergidas o afectadas por obras de ingeniería o de alteración del lecho, de corriente excesivamente fuerte o de agua estancada. Este subtramo se ha intentado que tuviese unos 10 m de largo, aunque podía ser mayor dependiendo de la uniformidad del río y de la disponibilidad de sustratos adecuados para la toma de muestras.

Dentro del subtramo de muestreo se ha prestado especial atención a la selección del sustrato, ya que las diatomeas están presentes en muchas superficies sumergidas y las comunidades son diferentes en cada una de ellas. Como criterio general se han muestreado sustratos duros naturales estables, es decir, rocas, piedras o cantos rodados.

En caso de no encontrar en el tramo ningún sustrato duro natural sumergido se ha muestreado sobre pilares de puentes o paredes de otras infraestructuras (no de madera), seleccionando preferiblemente superficies verticales para evitar la deposición de sedimentos y raspando a una profundidad suficiente para garantizar que esa zona no estuviese emergida recientemente pero no excesiva de forma que la luz incidente permitiese el óptimo desarrollo de las comunidades.

En tramos de río cuyo lecho estaba formado exclusivamente por sedimentos finos se ha tomado la muestra de macrófitos o de la parte sumergida de helófitos. Las diatomeas bentónicas han sido recogidas mediante raspado del sustrato natural y/o por medio de sustratos artificiales, para conseguir una muestra madre de 10-20 cm² por sustrato.

Para la toma de datos se ha empleado una hoja de campo de elaboración específica para el proyecto en la que se ha realizado una descripción detallada del lugar con información relativa a la localización del tramo, la anchura y profundidad del cauce, el tipo de sustrato, abundancia de macrófitos, porcentaje de sombra, tipos de corriente y otros datos que se han considerado de interés para la posterior identificación del fitobentos.

4.2.2.4 DIRECTRICES PARA LA TOMA DE MUESTRAS

El procedimiento de muestreo varía en función del tipo de corriente (rápida o lenta), de la cantidad de vegetación acuática, pero sobre todo de la existencia o no de sustratos naturales. Dada la extensión y variedad de hábitats de la red de control biológico establecida, ha sido necesaria la utilización de diversos métodos de toma de muestras que se han adaptado en cada caso a las condiciones del cauce en el punto de muestreo, teniendo en cuenta ciertas indicaciones generales, como son:

- Se ha evitado muestrear sustratos procedentes de zonas muy sombreadas, a no ser que esta fuese la característica distintiva del punto a evaluar, ya que las diatomeas son organismos fotosintetizadores y las comunidades no se encontrarían en su estado óptimo de desarrollo.
- Se ha evitado tomar muestras de zonas emergidas o que presumiblemente lo hayan estado en algún momento reciente. Debe muestrearse preferiblemente el centro del cauce.
- Se han evitado zonas debajo de puentes o que hubiesen sido recientemente afectadas por obras de ingeniería o de alteración del lecho fluvial.
- Se han evitado las pozas o tramos de escasa corriente en las que solía haber deposición de limos y detritos que limitan la colonización de las diatomeas epilíticas; tampoco son recomendables zonas de mucha corriente.

No todos los muestreos son apropiados para todos los tipos de ríos y se hace necesario describir varios procedimientos de muestreo para hacer frente a diferentes situaciones. La elección de uno u otro método se ha basado en la experiencia del equipo de muestreo que tiene en cuenta el hábitat predominante y las condiciones del tramo en el momento de la toma de muestras. En los siguientes apartados se describen los diferentes tipos de muestreo dependiendo de estas condiciones.

➔ Muestreo en superficies naturales móviles

En los tramos de corriente y con sustrato duros el muestreo se ha realizado en piedras y cantos de zonas soleadas y con corriente moderada.

Se ha elegido un tramo de río que no fuese umbroso y en el que existiesen puntos en los que hubiese evidencias de que las piedras han estado bañadas por el agua al menos durante las cuatro últimas semanas para asegurarse de que existía una comunidad bien estructurada y abundante. En general, estas condiciones suelen darse en la zona central de la corriente principal del río, por lo que se han tratado de evitar los brazos laterales y las zonas de poca corriente en las que la comunidad de diatomeas bentónicas suele ser pobre y frecuentemente aparece cubierta de limos. Se han recogido al azar un número comprendido entre 5 y 10 piedras (dependiendo del tamaño) de diferentes localizaciones dentro del subtramo seleccionado, prestando especial atención a que las piedras no estuviesen recubiertas por algas filamentosas, musgo o sedimentos finos.



Figura 6. Metodología para la toma de muestras del fitobentos

Dentro del subtramo las piedras o cantos se han recogido remontando el río (caminando contra corriente) para minimizar la contaminación de las muestras. Si los sustratos estaban cubiertos de detritus o sedimentos han sido enjuagadas un poco en la misma corriente de agua antes de la toma de muestras.

La recogida de las diatomeas se ha realizado raspando con un cepillo la superficie de la piedra que se encuentra en contacto con el agua, es decir, sólo se ha tomado muestra de su cara superior y no de los laterales o de la parte inferior, que albergan comunidades diferentes ya que al estar en contacto con el lecho del río pueden extraer los nutrientes del sedimento. La piedra y el cepillo se han lavado repetidas veces con agua del río (corriente) o agua destilada sobre una bandeja de plástico o batea cuyo contenido ha sido recogido posteriormente. De esta forma se ha evitado la pérdida de muestra desde el sustrato al recipiente. La superficie total cepillada (o raspada) ha sido de unos 100 cm²; es decir, de 10 a 20 cm² por piedra (dependiendo del número y tamaño de las piedras seleccionadas).

El resultado del raspado del biofilm (suspensión líquida de color pardo) se ha recogido en una botella de vidrio topacio de 125-150 ml de capacidad, con la ayuda de un embudo de polietileno en caso de ser necesario. El lavado de todas las piedras se ha recogido en una misma botella (muestra integrada).



➔ Muestreo en superficies verticales artificiales in situ

Aunque siempre ha de respetarse como primera opción la expuesta anteriormente, en ocasiones el equipo de trabajo se ha encontrado con tramos de muestreo donde el sustrato de guijarros y cantos estaba recubierto por sedimentos o macrófitos, se ha encontrado en una zona completamente en sombra, a una profundidad que no permitía su recogida o simplemente no existía ese tipo de sustrato. En estos casos se ha realizado el muestreo preferiblemente en superficies duras verticales (muelles, postes de puentes, paredes, etc.) y que se encontraban totalmente sumergidas. Para asegurarse de esto último bastaba con tomar la precaución de muestrear al menos a 30 cm de profundidad para evitar el efecto de las crecidas o del oleaje. La profundidad de muestreo tampoco debía ser mucho mayor a ésta de forma que la luz incidente permitiese el óptimo desarrollo de las comunidades.

Debe tenerse en cuenta que se han podido muestrear este tipo de superficies siempre que no fuesen de madera, ya que la materia orgánica en descomposición modifica la composición de la comunidad de diatomeas, alterando los índices de calidad calculados posteriormente.

4.2.2.5 CONSERVACIÓN DE MUESTRAS

El sobrenadante de color pardo almacenado en las botellas de vidrio topacio se ha fijado con formol al 4% neutralizado o con etanol al 70%, de modo que se paraliza la división celular de las diatomeas y la descomposición de la materia orgánica. El transporte una vez fijada la muestra no requiere condiciones especiales aunque era recomendable que no le llegase luz y se mantuviese en temperaturas no muy elevadas (15 °C). Únicamente se ha puesto especial atención en que las muestras se trasladasen en cajas o neveras herméticas que en caso de accidente no permitiesen que se vaciase el contenido de los botes.

Como medida de control de calidad, después de cada proceso de muestreo en un punto se ha tenido especial cuidado en lavar todo el material que estuviese en contacto con la muestra. El equipo se vuelve a revisar, por segunda vez, antes de volver a usarse en el siguiente punto de muestreo.

4.2.2.6 TRATAMIENTO DE LAS MUESTRAS EN LABORATORIO

Las muestras de diatomeas epilíticas o epifíticas recolectadas han sido procesadas en el laboratorio para su identificación hasta el nivel taxonómico de especie. Este trabajo ha sido realizado por personal cualificado experto en identificación y taxonomía de diatomeas bentónicas de ambientes lóticos.

Para limpiar los frústulos de las diatomeas es necesario un correcto tratamiento preliminar con diferentes agentes oxidantes y ácidos que han permitido una correcta identificación, recuento y conservación permanente de las muestras. Este tratamiento incluye la concentración de la muestra, la digestión de la materia orgánica, la descalcificación y el montaje de las preparaciones. El procedimiento que a continuación se describe y que se ha utilizado se encuentra basado en la Norma UNE-EN 14407:2005 de identificación, recuento e interpretación de muestras de diatomeas bentónicas de ríos.

4.2.2.7 PRETRATAMIENTO Y LIMPIEZA DE DIATOMEAS BENTÓNICAS

Nada más llegar al laboratorio las muestras se han filtrado a través de una malla o colador para eliminar los restos gruesos de sustrato y materia vegetal. Las muestras se han depositado en un lugar fresco y seco durante al menos 24 h, transcurridas las cuales el material en suspensión se ha sedimentado en el fondo.

Una vez sedimentado el contenido de las muestras se retira el sobrenadante con una pipeta tras comprobar que no queda ningún individuo suspendido en él mediante la observación de una alícuota al microscopio.

Para una adecuada identificación de las diatomeas, el contenido interno de los frústulos (cloroplastos, citoplasma, etc.) tiene que ser eliminado por completo, junto con el material orgánico extraño incluido en la muestra. Antes de esto se ha realizado un examen preliminar rápido de las muestras sin tratar para anotar cualquier anomalía que se observe.

Para la observación en el microscopio es necesario realizar una preparación específica, realizándose el montaje con un producto de elevado índice de refracción. El peróxido de hidrógeno es el agente oxidante más frecuentemente utilizado. De forma genérica se ha utilizado como agente de limpieza el peróxido de hidrógeno caliente, a no ser que las características de la muestra o su composición específica requieran otro tratamiento. Con muestras de aguas ricas en carbonato cálcico o en hierro se recomienda, adicionalmente, eliminar los carbonatos con HCl diluido.

Para la aplicación de estos agentes cada muestra ha sido homogeneizada por agitación y se ha recogido una pequeña alícuota (2 a 5 ml) en un vaso de precipitado. Se ha añadido peróxido de hidrógeno a la muestra calentando la mezcla durante el tiempo suficiente para que se produzca la oxidación completa de la materia orgánica. En caso de que queden restos de peróxido de hidrógeno, se pueden añadir unas gotas de ácido clorhídrico para eliminarlo.

El producto de estas reacciones se lava con agua destilada y se deja sedimentar durante al menos 24 horas, tras las cuales se retira el sobrenadante para añadir de nuevo agua destilada. Este proceso se repite al menos tres veces para asegurarse de que se han eliminado por completo los reactivos.

Por último, el concentrado de diatomeas obtenido se transfiere a un vial con agua destilada y puede fijarse con una solución de formaldehído al 4 %, con lo que la muestra queda conservada indefinidamente.

4.2.2.8 OBTENCIÓN DE PREPARACIONES PERMANENTES

Para la obtención de preparaciones permanentes se prepara en primer lugar una suspensión de la muestra en agua destilada con la concentración adecuada para su montaje y observación al microscopio. Para ello en un tubo de ensayo se añade agua destilada al concentrado hasta obtener una suspensión ligeramente lechosa al trasluz. La densidad de valvas puede comprobarse observando al microscopio una gota evaporada en un cubreobjetos. Si la muestra está demasiado concentrada hay que añadir más agua destilada y resuspender; si la concentración es demasiado baja hay que volver a sedimentar o centrifugar o incluso volver a digerir una alícuota de muestra si el contenido no es suficiente.

Esta suspensión de los frústulos en agua destilada se homogeneiza y se transfiere a un cubre redondo mediante una pipeta Pasteur. Los cubres se dejan secar en una superficie resguardada de polvo y vibraciones para que las valvas sedimenten al azar. Las gotas en los cubres se dejan evaporar a temperatura ambiente, no se calientan en placa ya que las corrientes de convección que se crean pueden alterar la distribución de los frústulos en el cubre debido a sus diferentes formas, tamaños y pesos.

El método de preparación, cumple los siguientes requisitos para obtener una buena preparación permanente:

- Remoción completa de la materia orgánica de la muestra.
- Secado completo del medio de montaje, evitando la formación de burbujas de aire que dificulten la observación.
- Distribución de las valvas no afectadas por un “efecto borde”, es decir, que la densidad de algunos taxones de diatomeas no sea mayor en el borde de la preparación que en el centro de ésta.
- Ausencia de material extraño o en cantidades tan pequeñas que no ocasionen problemas para la identificación o conteo de las especies, idealmente, con 5-15 valvas por campo, pero nunca menos de 1 ni más de 20 por campo de observación.

Para fijar definitivamente la preparación, se utiliza Naphrax como resina de montaje, asegurándose de que se reparte completamente por toda la superficie del cubreobjetos hasta sus bordes, no se forman burbujas y la película es suficientemente fina para su correcta observación al microscopio. Estos portas son debidamente etiquetados y almacenados. Como norma, se montan como mínimo dos preparaciones permanentes para cada muestra que son etiquetadas convenientemente con la siguiente información:

- Número de serie de la muestra (coincidente con la etiqueta del bote de muestra).
- Número de serie de la preparación (Hay dos o más preparaciones de la misma muestra).
- Iniciales de la persona que ha realizado la preparación (como control de calidad).

La ventaja de la realización de preparaciones permanentes es que se dispone así de un registro histórico de las condiciones de cada punto de muestreo, que puede ser revisada en el futuro en análisis complementarios, por ejemplo.

El almacenaje de una pequeña alícuota de la suspensión líquida permite también realizar en el futuro una revisión de las muestras, así como análisis complementarios (como por ejemplo, la utilización de un microscopio electrónico de barrido). En este caso, se deja sedimentar las diatomeas, se retira el sobrenadante y se resuspende el material en una pequeña cantidad de etanol. Una pequeña alícuota de éste se guarda en viales adecuados y se almacena en un lugar fresco y oscuro.

4.2.2.9 IDENTIFICACIÓN Y RECUESTO

El objetivo del análisis es evaluar la composición, abundancia y presencia de taxones de diatomeas sensibles a la contaminación. Para los índices de calidad del agua que se aplican es necesaria una identificación de las diatomeas a nivel de especie como mínimo. Para ello se utilizan claves de identificación, iconografías, atlas, catálogos y artículos científicos adecuadas al ámbito de estudio.

Dada la existencia de varios sistemas paralelos de nomenclatura, ésta se establece antes de iniciar el trabajo de identificación. Es aconsejable utilizar la nomenclatura de los catálogos o floras nacionales o regionales. Concretamente se utilizan aquellos nombres adoptados en la lista de diatomeas dulceacuícolas de la Península Ibérica (Aboal et al. 2003). En cualquier caso se citan los autores junto a los nombres de las especies para que no haya posibilidad de confusión.

Puesto que se trata de identificar las diatomeas bentónicas, no se tienen en cuenta las especies de diatomeas típicamente planctónicas. Estas especies planctónicas pueden ser relativamente abundantes aguas abajo de embalses o en tramos bajos de ríos. Se consideran como taxones planctónicos *Acanthoceras*, *Asterionella*, *Aulacosira*, *Chaetoceras*, *Cyclostephanos*, *Cyclotella*, *Fragilaria crotonensis*, *Skeletonema*, *Stephanodiscus*, *Thalassiosira* y *Urosolenia*. En el caso de especies planctónicas facultativas, como por ejemplo *Nitzschia acicularis*, son consideradas bentónicas y por lo tanto incluidas en el conteo.

Como norma general para el recuento e identificación, se tiene en cuenta el contenido de la norma UNE-EN 14407:2005 "Guía para la identificación, recuento e interpretación de muestras de diatomeas bentónicas de ríos".

Antes de comenzar se anota en la hoja de conteo toda la información relevante: código de la muestra, fecha y hora de la identificación, nombre de la masa de agua, localidad y fecha del muestreo, observaciones de interés (tanto de campo como de laboratorio) y nombre del especialista que analiza la muestra.

En el recuento de especies se han tenido en cuenta las valvas, por lo que se consideran los frústulos como dos unidades. Las diatomeas se identifican tanto en vista valvar como en vista pleural siempre que sea posible. Si por determinadas circunstancias como encontrarse en vista pleural, conservar el contenido celular o la presencia de residuos no es posible la identificación con seguridad de la especie se identifican las valvas hasta el nivel taxonómico más pequeño posible. Los taxones de la muestra no identificados a nivel de especie no suponen en ningún caso más del 12 % del total del conteo.

Los recuentos se realizan hasta alcanzar un valor comprendido entre 400 y 500 valvas de la especie más abundante. No obstante, si el taxón más abundante representa más de dos tercios del total de valvas, se sigue contando hasta obtener 200 valvas de la segunda especie más abundante. En este caso, debe ser claramente anotada esta incidencia. De igual modo, cuando un taxón cosmopolita o no incluido en los principales índices aparezca como claramente dominante, éste no se tiene en cuenta para el tamaño efectivo del recuento.

Una vez finalizado el recuento se recorren varios transectos de la muestra a un aumento menor para detectar individuos de especies grandes que pueden haber escapado al análisis y anotarlos en el inventario.

Durante el conteo, se emplea un sistema de coordenadas, de manera que se asegure que cada valva solo pueda ser contada una vez. Se realiza el conteo de todos los individuos presentes en un campo antes de mover el micrómetro a otro campo nuevo en el que se repite la operación. Se comienza por el campo superior izquierdo continuando con su contiguo derecho y así hasta agotar los campos de la misma línea. Luego se continúa con una línea inferior esta vez de derecha a izquierda y así sucesivamente hasta agotar los campos. Como regla para el recuento de individuos parcialmente incluidos en un campo, se sigue el mismo criterio que con los fragmentos, es decir, para especies pennales con área central diferenciada se cuenta la valva si ésta incluye el área central y uno de los polos; para diatomeas pennales sin área central diferenciada se identifican y cuentan los fragmentos que contengan uno de los polos y el número final obtenido se divide entre dos; para diatomeas circulares las valvas se cuentan si está presente más de $\frac{3}{4}$ de circunferencia. El conteo de una valva se produce si ésta tiene al menos el área central y uno de los polos. En caso contrario no es contada como válida, evitando de este modo el contar dos veces una misma diatomea.

Una vez terminada la identificación de todos los campos y anotadas todas las referencias se conserva la preparación de modo que pueda acudir a ella en cualquier momento para ampliar o contrastar información.

4.2.2.10 ÍNDICES IPS, IBD, CEE

Según las especificaciones de la norma UNE-EN 14407:2005 en relación con los índices de calidad para diatomeas bentónicas, éstos deben basarse en la abundancia relativa de los taxones presentes en una muestra.

Existen más de una veintena de índices que se han generado a partir de la composición taxonómica y abundancia de diatomeas bentónicas de los ríos de Europa.

Los más frecuentemente usados en Europa son el IPS y el IBD. Entre ellos el que ofrece mejores resultados es el Índice de Polusensibilidad Específico (IPS), utilizándose como principal indicador en ausencia de otro que ofrezca mejores características o esté descrito especialmente para el territorio en estudio. No obstante, calcular el Índice Biológico de Diatomeas (IBD) también puede ser interesante para comparar resultados, dado el uso tan extendido que de él se ha hecho.

4.2.2.11 APLICACIÓN DEL IBD

A continuación se expone un breve resumen del modo obtener el índice IBD a partir de los datos del conteo:

- Cálculo en % de la abundancia (A) de cada taxón aparecido.
- Eliminación de los taxones aparecidos que presentan una abundancia inferior a los valores que establece la Norma. Todos los taxones que presentan un valor de “A” menor que 0,75% (es decir, tres diatomeas de 400) son eliminados sistemáticamente.
- Cálculo de la probabilidad de que la presencia de un taxón aparecido sea representativo de una población estudiada por cada una de las siete clases de calidad de agua (7 valores de F):

$$F = \frac{\sum_{x=1}^n A_x * P_x(i) * v_x}{\sum_{x=1}^n A_x * v_x}$$

Donde:

Ax: abundancia del taxón X expresada en %

Px (i): probabilidad de la presencia del taxón X para la clase de calidad i

Vx: valor ecológico del taxón X

n: número de taxones aparecidos

- Cálculo de B según la fórmula siguiente:

$$B = 1 * F(1) + 2 * F(2) + 3 * F(3) + 4 * F(4) + 5 * F(5) + 6 * F(6) + 7 * F(7)$$

B corresponde al valor de IBD y 7 constituye un valor intermedio

- Determinación del índice IBD sobre 20. El valor de IBD calculado para 20 se realizará según la tabla siguiente, y permitirá entender mejor los valores extremos

Valor de B	[0;2]	[2;6]	[6;7]
Valor de IBD	1	Aplicar la fórmula:	20
		4,7,5 * IBD sobre 7-8,5	

- Finalmente el valor IBD se expresa con una sola décima.

4.2.2.12 APLICACIÓN DEL IPS

Se tiene en cuenta también el cálculo del Índice IPS (Índice de Polusensibilidad Específica), similar al IBD pero que se calcula sobre la base de las medias ponderadas de los valores de sensibilidad a la contaminación (S_j), Valor indicador de contaminación (V_j) y Abundancia relativa de la especie (A_j) según la siguiente fórmula:

$$IPS = \frac{\sum A_j \neq S_j \neq V_j}{\sum A_j \neq V_j}$$

Este índice es frecuentemente utilizado, y se ha empleado con éxito en la Cuenca del Ebro; pero resulta fundamental realizar una evaluación previa en la que se considere la autoecología de los taxones presentes en las masas de agua a evaluar, así como las condiciones fisicoquímicas del lugar concreto. Es importante que los taxones dominantes presentes en la masa de agua estén también representados en el índice.

La escala de valoración de la calidad para los tres índices diatómicos (IPS, IBD y CEE) es la siguiente:

Tabla 19. Clases de calidad de los índices diatómicos.

CALIDAD	IPS, IBD Y CEE
Muy buena	>17
Buena	13 < X ≤ 17
Moderada	9 < X ≤ 13
Deficiente	5 < X ≤ 9
Mala	≤ 5

4.2.3 Indicadores fisicoquímicos

Para llevar a cabo la determinación “*in situ*” de los parámetros mencionados con anterioridad se aplicaron los correspondientes procedimientos operativos y se utilizaron los siguientes equipos de medición en campo:

- **pH:** procedimiento de “Determinación en campo de pH en agua. Método potenciométrico”.
- **Oxígeno disuelto:** Procedimiento de “Determinación en campo de oxígeno disuelto en agua. Método electroquímico”.
- **Conductividad:** Procedimiento de “Determinación en campo de conductividad eléctrica en agua. Método electrométrico”.
- **Temperatura:** Procedimiento de “Determinación en campo de temperatura en agua. Método termométrico”.
- **Transparencia:** Procedimiento para la “Determinación de transparencia en aguas superficiales”.

Para la determinación “in situ” de los parámetros anteriores, se dispone de equipos portátiles de medición, tales como pHmetro, conductímetro, oxímetro o equipos multiparamétricos que llevan a cabo todas las determinaciones y el disco de Secchi para determinar la transparencia.

Las sondas utilizadas en la realización de medidas in situ se calibran diariamente con patrones certificados previamente a la realización de los trabajos en campo.

En la siguiente tabla se recogen los datos de los parámetros determinados in situ, con sus límites de detección y cuantificación, así como la precisión (como repetibilidad) y exactitud del método.

Tabla 20. Parámetros fisicoquímicos medidos “in situ”

	Patrones de Calibración	Ensayo	Precisión	EXACTITUD	LD	LQ
pH	KCl 3mol/L	Potenciométrico	+/- 0.05 ud pH	+/- 0.01 ud pH	--	0.01 ud pH*
Conductividad	0.01 KCl 0.01M	Electrométrico	1%	0.9%	0.6 µS/cm	2 µS/cm
Temperatura	Equipo patrón	Termométrico	+/-0.01%	+/-0.7%	0.4°C	1.2°C
Oxígeno	OxiCal	Electroquímico	--	--	--	0.01 mg/l*

* Como resolución de la medida (dato del fabricante)

Junto a la determinación de estos parámetros “In situ”, se realizó una inspección sensorial (observación visual y apreciación olfativa) en los puntos de control para determinar la presencia de los siguientes parámetros en el agua:

Tabla 21. Parámetros a valorar durante la inspección en campo

Color	Para el cual no deberá existir ningún cambio anormal en la zona
Fenoles	Sin olor específico presente en la zona
Aceites Minerales	Sin película en la superficie del agua y ausencia de olor
Sustancias Tensioactivas	No deberá existir una presencia de espumas persistentes

4.2.3.1 DETERMINACIÓN DE PH

Las mediciones de este parámetro se realizarán según el procedimiento para la “Determinación en campo de pH en agua. Método potenciométrico” y para cuya elaboración se han tomado como referencia las especificaciones contempladas en el método 150.1 de análisis de pH recogido en “Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes” de la United States Environmental Protection Agency (EPA). Mediante la utilización del método potenciométrico no se producen, en términos generales, interferencias debidas a coloración de la muestra, turbidez, presencia de materia coloidal, oxidantes, reductores ni salinidad alta.

Se utilizará un pH-metro portátil con compensador de temperatura. Así mismo, se dispondrá de los siguientes reactivos: agua destilada para el lavado del electrodo del pH-metro y soluciones estándar para calibración a diferentes pH (4.01, 7.00 y 10.00 normalmente).

Para la realización de medidas de pH en campo de acuerdo con el método potenciométrico se han de observar los siguientes puntos:

- Conexión y preparación del pH-metro conforme a lo especificado al respecto en su correspondiente ficha de equipo o, en su caso, en su manual de operaciones.
- Realización del proceso de calibración siguiendo para ello los pasos establecidos en la ficha de equipo del pH-metro empleado o, en su caso, en su manual de operaciones. Se debe calibrar antes de cada jornada de muestreo y siempre que se considere necesario, reflejando en la correspondiente hoja de muestreo los resultados obtenidos en el proceso.
- Previo enjuague del electrodo del pH-metro con agua destilada y secado posterior, se procederá a la realización de la medición mediante inmersión de dicho electrodo en el agua a ensayar, observando lo especificado al respecto en su correspondiente ficha de equipo o, en su caso, en su manual de operaciones. Una vez estabilizada la lectura del equipo se dará por finalizada la medida procediendo a anotarla en la hoja de muestreo.
- La limpieza del equipo se realizará de acuerdo con lo especificado al respecto en su correspondiente ficha de equipo o, en su caso, en su manual de operaciones procediendo siempre al lavado de la sonda con agua destilada y a su secado posterior.

4.2.3.2 DETERMINACIÓN DE LA CONDUCTIVIDAD

Las mediciones de este parámetro se realizarán según el procedimiento de “Determinación en campo de la conductividad eléctrica en agua. Método electrométrico” y para cuya elaboración se han tomado como referencia el método EPA 120.1 de medida de la conductividad eléctrica recogido en “Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes” de la United States Environmental Protection Agency (EPA) y la Norma UNE-EN 27888 de “Calidad del agua. Determinación de la conductividad eléctrica”.

Para la determinación de este parámetro se utilizará un conductímetro portátil con compensador de temperatura. Así mismo se dispondrá de los siguientes reactivos: agua destilada para el lavado de la celda del conductímetro, y solución estándar de KCl para calibración y/o verificación (cuya concentración corresponda con la especificada en las instrucciones del equipo utilizado).

Para la realización de medidas de conductividad en campo de acuerdo con el método electrométrico se han de observar los siguientes puntos:

- Conexión y preparación del conductímetro conforme a lo especificado al respecto en su correspondiente ficha de equipo o, en su caso, en su manual de operaciones, ajustando la temperatura de referencia a 25°C (salvo excepciones que se reflejarán en la hoja de muestreo indicando la temperatura de referencia considerada).
- Realización del proceso de calibración siguiendo los pasos establecidos en la ficha de equipo del conductímetro empleado o, en su caso, en su manual de operaciones (básicamente inmersión de la celda en solución estándar de KCl a temperatura de referencia). La calibración se llevará a cabo en todo caso antes de iniciarse las medidas, y siempre que se considere necesario, reflejando en la correspondiente hoja de muestreo los resultados obtenidos en el proceso.

- Realización de la medición previo enjuague de la sonda con agua destilada y secado posterior. Para efectuar la medida se procederá a la inmersión de la celda del conductivímetro en el agua a ensayar agitando lentamente y observando lo especificado al respecto en su correspondiente ficha de equipo, o en su caso, en su manual de operaciones. Una vez estabilizada la lectura del equipo se dará por finalizada la medida procediendo a anotarla en la hoja de muestreo.
- La limpieza del equipo se realizará de acuerdo con lo especificado al respecto en su correspondiente ficha de equipo, o en su caso, en su manual de operaciones, procediendo siempre al lavado de la sonda con agua destilada y a su secado posterior.

4.2.3.3 DETERMINACIÓN DEL OXÍGENO DISUELTO

Las mediciones de este parámetro se realizarán según el procedimiento de “Determinación en campo de oxígeno disuelto en agua. Método electroquímico” y para cuya elaboración se ha tomado como referencia la Norma UNE-EN 25814 “Calidad del agua. Determinación del oxígeno disuelto. Método Electroquímico”.

Para la determinación de este parámetro se utilizará un oxímetro que permita la lectura directa de la concentración de oxígeno disuelto en el agua y del porcentaje de saturación con oxígeno así como de la temperatura a la que se realiza la medida. Dicho equipo debe disponer de un sistema de compensación automática de temperatura, salinidad y presión atmosférica. Para este análisis no se requieren reactivos específicos si bien se precisa agua destilada para el lavado del electrodo del oxímetro.

Para la realización de medidas de oxígeno disuelto en campo de acuerdo con el método electroquímico se han de observar los siguientes puntos:

- Conexión y preparación del oxímetro conforme a lo especificado al respecto en su correspondiente ficha de equipo o, en su caso, en su manual de operaciones.
- Realización del proceso de calibración antes de llevar a cabo cualquier medida. Para ello se seguirán los pasos establecidos en la ficha de equipo del oxímetro empleado o, en su caso, en su manual de operaciones, reflejando en la correspondiente hoja de muestreo los resultados obtenidos en el proceso de calibración.
- Previo enjuague del electrodo con agua destilada, se procederá a la realización de la medición mediante inmersión de la celda del oxímetro en el agua a ensayar, agitando la sonda suavemente y observando lo especificado al respecto en su correspondiente ficha de equipo o, en su caso, en su manual de operaciones. Una vez estabilizada la lectura del equipo se dará por finalizada la medida procediendo a anotarla en la hoja de muestreo, especificando las unidades en las que se ha llevado a cabo (mg/L ó %).
- La limpieza del equipo se realizará de acuerdo con lo especificado al respecto en su correspondiente ficha de equipo o, en su caso, en su manual de operaciones, procediendo siempre al lavado de la sonda con agua destilada y posterior secado.

4.2.3.4 DEFINICIÓN DEL PARÁMETRO ASPECTO

Para la definición de este parámetro se seguirá el código utilizado de forma histórica en la publicación periódica, por parte del Ministerio, de los datos de calidad de las aguas (Red COCA) y cuya interpretación es la siguiente:

1. Aguas claras sin aparente contaminación
2. Aguas débilmente coloreadas. Con espuma y ligera turbidez
3. Aguas con apariencia de contaminación y olor
4. Aguas negras, con fermentaciones y olores

4.2.4 Parámetros hidromorfológicos

En cada una de las estaciones que ha sido posible, es decir, con caudal circulante y vadeable, se ha medido la anchura del cauce y ha realizado un perfil transversal del mismo mediante pértiga calibrada. Como resultado del mismo se han obtenido las gráficas de la Figura 7 para cada estación y muestreo.

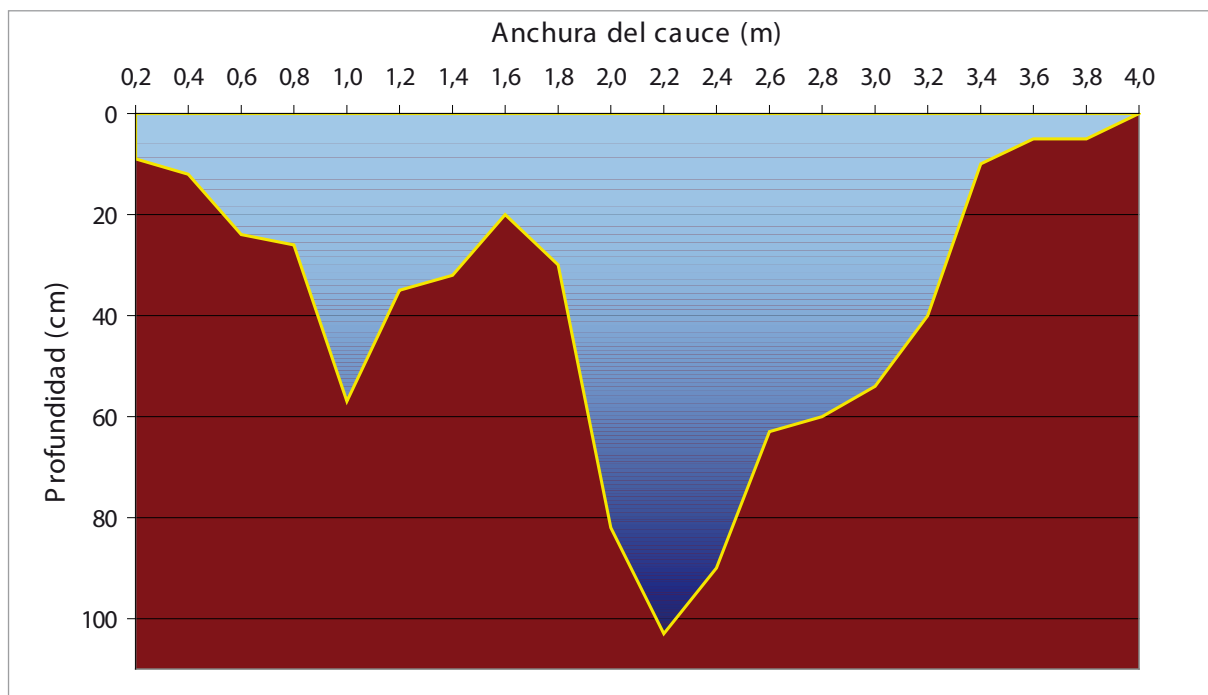


Figura 7. Ejemplo de perfil transversal del cauce

En cada uno de los puntos de medición de profundidad para la realización del perfil vertical se ha medido la velocidad de la corriente. De este modo se ha realizado un cálculo del área del transecto y una medida promedio de la velocidad de la corriente, pudiendo obtenerse de este modo una estimación del **caudal** en m^3/s .

Para cada estación y campaña se ha completado la información referente a los perfiles transversales y los datos de caudal, así como con la composición del sustrato del lecho.

4.2.5 Índice de evaluación del hábitat fluvial: IHF

El índice evaluación del hábitat fluvial (IHF: Pardo et al, 1998, 2002) pretende valorar la capacidad del hábitat físico para albergar una fauna determinada. A una mayor heterogeneidad y diversidad de estructuras físicas del hábitat le corresponde una mayor diversidad de las comunidades biológicas que lo ocupan. El hábitat suministra espacio físico y proporciona fuente de alimento para las especies. La heterogeneidad del hábitat fluvial se considera actualmente como uno de los principales factores de influencia de la riqueza de especies de invertebrados acuáticos. Bajo esta premisa se han desarrollado técnicas y métodos de muestreo en ríos para evaluar la calidad biológica en función de los macroinvertebrados, y en los cuales se contempla el muestreo de todos los hábitats fluviales existentes para obtener listados exhaustivos de las especies presentes.

El índice de evaluación del hábitat fluvial (IHF) se ha aplicado con muy buenos resultados en el proyecto de investigación GUADALMED (El estado ecológico de los ríos mediterráneos), y está basado inicialmente en las características evaluadas en el RHS (River Habitat Survey), protocolo de muestreo de hábitats fluviales desarrollado en el Reino Unido (National Rivers Authority, 1995).

El IHF valora aspectos físicos del cauce relacionados con la heterogeneidad de hábitats y que dependen en gran medida de la hidrología y del sustrato existente. Entre ellos, la frecuencia de rápidos, la existencia de distintos regímenes de velocidad y profundidad, el grado de inclusión y sedimentación en pozas, y la diversidad y representación de sustratos. También se evalúa la presencia y dominancia de distintos elementos de heterogeneidad, que contribuyen a incrementar la diversidad de hábitat físico y de las fuentes alimenticias, entre ellos materiales de origen alóctono (hojas, madera) y de origen autóctono, como la presencia de diversos grupos morfológicos de productores primarios. Estos elementos alóctonos provienen mayoritariamente de la vegetación de ribera y contribuyen energéticamente al funcionamiento de estos sistemas aportando materia orgánica (hojas, madera, frutos, etc.), y limitando la entrada de luz a los cauces, condicionando así la existencia de gradientes ambientales de transición entre el río y la vegetación terrestre adyacente.

Para la valoración del índice IHF deben tenerse en cuenta las siguientes consideraciones previas:

- El tramo de río evaluado deberá tener una longitud suficiente (unos 100 m) para proporcionar al observador la información necesaria que se requiere para cubrir los siete bloques de los que consta el índice.
- El índice será aplicado durante periodos en los que el caudal sea bajo, de modo que el sustrato y las características del canal puedan apreciarse con facilidad. No se deberá evaluar el hábitat inmediatamente después de una crecida.

Los siete bloques en los que está basado el IHF son independientes y la puntuación de cada uno de ellos no puede ser superior a la que se indica en el final de la hoja de campo. En cada bloque se valorará únicamente la presencia de cada uno de los parámetros indicados, no su ausencia. La puntuación final será el resultado de la suma de los siete bloques y por lo tanto nunca podrá ser superior a 100.

4.2.5.1 IHF: BLOQUES A VALORAR

1. Inclusión y sedimentación

Para determinar la inclusión, se contabiliza el grado en que las partículas del sustrato están fijadas (hundidas) en el lecho del río. La inclusión se mide aguas arriba y en la parte central de rápidos y zonas de piedras, donde no exista una deposición de sedimentos y la distribución de las partículas del sustrato pueda apreciarse con mayor claridad.

Para determinar el grado de sedimentación se analiza la deposición de material fino en zonas más lénticas del río.

2. Frecuencia de rápidos

Este análisis conlleva la estimación del promedio de la aparición de rápidos en relación a la presencia de zonas más remansadas.

En este apartado se pretende evaluar la heterogeneidad del curso del río. El que se produzca de forma frecuente la alternancia de rápidos y pozas a escala de tramo fluvial, asegura la existencia de una mayor diversidad de hábitats para la comunidad de organismos acuáticos.

3. Composición del sustrato

Para llenar este apartado se hace una estimación visual aproximada de la composición media del sustrato.

El diámetro de partícula considerado es el siguiente:

- Bloques y piedras: > 64 mm
- Cantos y gravas: 2 – 64 mm
- Arena: 0,6 – 2 mm
- Limo y arcilla: < 0,6 mm

4. Regímenes de velocidad / profundidad

La presencia de una mayor variedad de regímenes de velocidad y profundidad proporciona una mayor diversidad de hábitats disponibles para los organismos.

Como norma general se considera una profundidad de 0,5 m para distinguir entre profundo y somero y una velocidad de 0,3 m/s para separar rápido de lento.

5. Porcentaje de sombra en el cauce

Estima, de forma visual, la sombra proyectada por la cubierta vegetal adyacente, que determina la cantidad de luz que llega al canal del río e influencia el desarrollo de los productores primarios.

6. Elementos de heterogeneidad

La heterogeneidad se mide por la presencia de elementos tales como hojas, ramas, troncos o raíces dentro del lecho del río. Estos elementos proporcionan el hábitat físico que puede ser colonizado por los organismos acuáticos, a la vez que constituyen una fuente de alimento para los mismos.

En este apartado se tendrá en cuenta únicamente la aparición de los elementos indicados. Si no existiesen no se les daría ninguna puntuación.

7. Cobertura de la vegetación acuática

En este apartado se medirá la cobertura de la vegetación acuática en el cauce fluvial. La mayor diversidad de morfologías en los productores primarios incrementa la disponibilidad de hábitats y de fuentes de alimento para muchos organismos. En la misma medida, la dominancia de un grupo sobre el total de la cobertura no debería superar el 50%.

Las morfologías a tener en cuenta serán:

- **Plocon:** incluye organismos fijados al sustrato por un extremo (rizoides) en muchos casos desprendidos y flotando, por ejemplo, *Cladophora*, Zygnematales, Oedogoniales y briófitos.
- **Pecten:** incluye talos aplanados, laminares o esféricos, por ejemplo, *Nostoc*, *Hildenbrandia*, Chaetoforales, Rivulariacias, fieltros de oscilatorias o perifiton de diatomeas.
- **Fanerógamas y charales:** por ejemplo, especies de los géneros *Potamogeton*, *Ranunculus*, *Ceratophyllum*, *Apium*, *Lemna*, *Myriophyllum*, *Zannichellia* o *Rorippa* y *Chara*.
- **Briófitos:** incluyen musgos y hepáticas.

4.2.5.2 RANGOS DE CALIDAD SEGÚN EL ÍNDICE IHF

A diferencia del QBR, en el índice evaluación del hábitat fluvial no se ha definido en sus orígenes una escala de valoración en base a la puntuación numérica final obtenida tras concluir el análisis de los siete bloques que lo componen. Por este motivo se han empleado los rangos de calidad que se establecieron en un proyecto de la Confederación del Tajo en 2003 “*Desarrollo de trabajos de apoyo en la implementación de la Directiva Marco del Agua en relación a los indicadores de calidad biológicos: propuesta red de control biológico de condiciones de referencia*”. Este trabajo dio continuidad a los trabajos realizados en la Cuenca Hidrográfica del Tajo por el Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX en el año 2.000 “*Establecimiento de una Red Biológica de Vigilancia y Control de los ríos de las Cuencas del Tajo*”.

En el informe se detalla que dado que no existían precedentes de estudios en los que se hubiera aplicado una escala que relacionara el valor de IHF con una calidad asignada, y teniendo en cuenta que el máximo valor al que puede llegar el índice es 100 así como que los resultados obtenidos para los puntos estudiados en ese proyecto variaron entre 25 y 91, se estableció la escala con los rangos de calidad y el valor de referencia con un estudio de la distribución de los valores obtenidos mediante la media, la desviación estándar y los percentiles.

Dicha escala permite distinguir entre 4 niveles de calidad, estableciéndose el valor de 70 como medida de cumplimiento del buen estado.

Tabla 22. Clases de calidad según el Índice de evaluación del Hábitat Fluvial (IHF).

NIVEL DE CALIDAD	VALOR IHF	COLOR
Muy buena	>90	Azul
Buena	$70 \leq X \leq 90$	Verde
Moderada	$35 < X < 70$	Amarillo
Mala	≤ 35	Rojo

Dicha escala es la que se ha empleado en la evaluación del estado ecológico en el caso de las tipologías que no disponen de condiciones de referencia y límites de clase en la IPH, en el caso de la cuenca hidrográfica del Tajo las tipologías 1, 8, 11, 12 y 24.

4.2.6 Índice de calidad del bosque de ribera: QBR

El QBR (Munné, A, Solá, C. y Prats N., 1998) está considerado como un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera a través del análisis de la vegetación de ribera.

Para la valoración del índice QBR deben tenerse en cuenta las siguientes consideraciones previas:

Es necesario considerar la totalidad de la anchura potencial del bosque de ribera para calcular el QBR. En ella se diferencia y delimita visualmente la orilla y la ribera según el dibujo de la hoja de campo de este índice. Para ello, se considerará orilla a la zona del cauce inundable en crecidas periódicas en un período aproximado de dos años, y ribera a la zona inundable en crecidas de gran magnitud (períodos de hasta 100 años). Pueden estar incluidas varias terrazas aluviales.

Los puentes y caminos utilizados para acceder a la estación de muestreo no se tendrán en cuenta para la evaluación del índice QBR. Si es posible, el QBR debería ser analizado aguas arriba y abajo de estos accesos. Otros puentes o carreteras (por ejemplo las paralelas al río), sí que deberán ser considerados.

Los tramos de ribera cercanos al río suelen estar perturbados y pueden hacer disminuir la puntuación. Si es posible, es interesante realizar varios transectos (cada 100-200 m) y evaluar el QBR en un tramo largo para tener una puntuación más representativa de la zona.

Los cuatro bloques en los que está basado el QBR son totalmente independientes y la puntuación de cada uno de ellos no puede ser negativa ni superior a 25. En cada bloque hay que entrar por una de las cuatro opciones principales, puntuando 25, 10, 5 ó 0. Solamente se podrá escoger una entrada, la que cumpla la condición exigida siempre leyendo de arriba abajo. La puntuación final de cada bloque será modificada por las condiciones expuestas en la parte inferior de cada bloque, tantas veces como se cumpla la condición (sumando o restando). De las cuatro opciones principales, se escogerá solamente una de ellas. La puntuación final de cada bloque tendrá un 25 como máximo y un 0 como mínimo. Las condiciones se analizarán considerando ambos márgenes del río como única unidad. La puntuación final será el resultado de la suma de los cuatro bloques y, por lo tanto, variará entre 0 y 100.

4.2.6.1 QBR: BLOQUES A VALORAR

1. Grado de cobertura riparia

Se contabiliza el porcentaje de cobertura de toda la vegetación, exceptuando las plantas de crecimiento anual. Se consideran ambos lados del río de forma conjunta.

Hay que tener en cuenta también la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente para sumar o restar puntos. Se puntúa el recubrimiento del terreno por la vegetación, sin tener en cuenta su estructura vertical, que se evalúa en el siguiente apartado. En este bloque se destaca el papel de la vegetación como elemento estructurador del ecosistema de ribera.

Los caminos sin asfalto de menos de 4 m de ancho no se consideran como elemento de aislamiento con el ecosistema adyacente.

2. Estructura de la cobertura

La puntuación se realiza según el porcentaje de recubrimiento de árboles y, en ausencia de éstos, arbustos sobre la totalidad de la zona a estudiar. Se consideran las riberas de ambos márgenes del río. Elementos como la linealidad en los pies de los árboles (síntomas de plantaciones), o de las coberturas distribuidas no uniformemente y formando manchas penalizan en el índice, mientras que la presencia de helófitos en la orilla y la interconexión entre árboles y arbustos en la ribera, se valoran positivamente. En este apartado lo que se pretende evaluar es la complejidad de la vegetación que puede ser causa de una mayor biodiversidad animal y vegetal en la zona.

3. Calidad de la cobertura

Para rellenar este apartado, hay que determinar previamente el tipo geomorfológico utilizando las indicaciones que hay en el reverso de la hoja de campo del QBR. Después de haber seleccionado el tipo geomorfológico (1 a 3) contaremos el número de especies arbóreas nativas presentes en la ribera.

Los bosques en forma de túnel a lo largo del río suponen un aumento de la puntuación, dependiendo del porcentaje de recubrimiento a lo largo del tramo estudiado. La disposición de las diferentes especies arbóreas en galería, es decir en grupos que se van enlazando, desde la zona más cercana al río hasta el final de la zona de ribera, puntúan aumentando el valor del índice.

Para determinar el tipo geomorfológico hay que utilizar el reverso de la hoja de campo. En esta parte puntuaremos el margen izquierdo y derecho en función de su desnivel y forma. La puntuación final se obtiene sumando los valores de ambos márgenes y complementando este valor con las restas y las sumas de los apartados inferiores (si es necesario). La presencia de islas en el río disminuye la puntuación, mientras que la presencia de un suelo rocoso y duro (lascas) con baja potencialidad para enraizar una buena vegetación de ribera, la aumentan. El resultado de la operación nos indica el tipo geomorfológico del canal del tramo a estudiar y lo usaremos para seguir por una u otra columna en el tercer bloque.

Las especies introducidas en la zona y naturalizadas penalizan en esta parte del índice. Existe una lista de especies introducidas (consideradas no naturales) más frecuentes en Cataluña en la hoja de campo.

4. Grado de naturalidad del canal fluvial

La modificación de las terrazas adyacentes al río supone la reducción del cauce, el aumento de la pendiente de los márgenes y la pérdida de sinuosidad en el río. Los campos de cultivo cercanos al río y las actividades extractivas producen este efecto.

Cuando existan estructuras sólidas, como paredes, muros, etc., los signos de alteración son más evidentes y la puntuación baja. No se consideran los puentes ni los pasos para cruzar el río que nos permiten acceder a la estación de muestreo.

4.2.6.2 RANGOS DE CALIDAD SEGÚN EL ÍNDICE QBR

El índice QBR asigna 5 clases de calidad para la valoración del bosque de ribera.

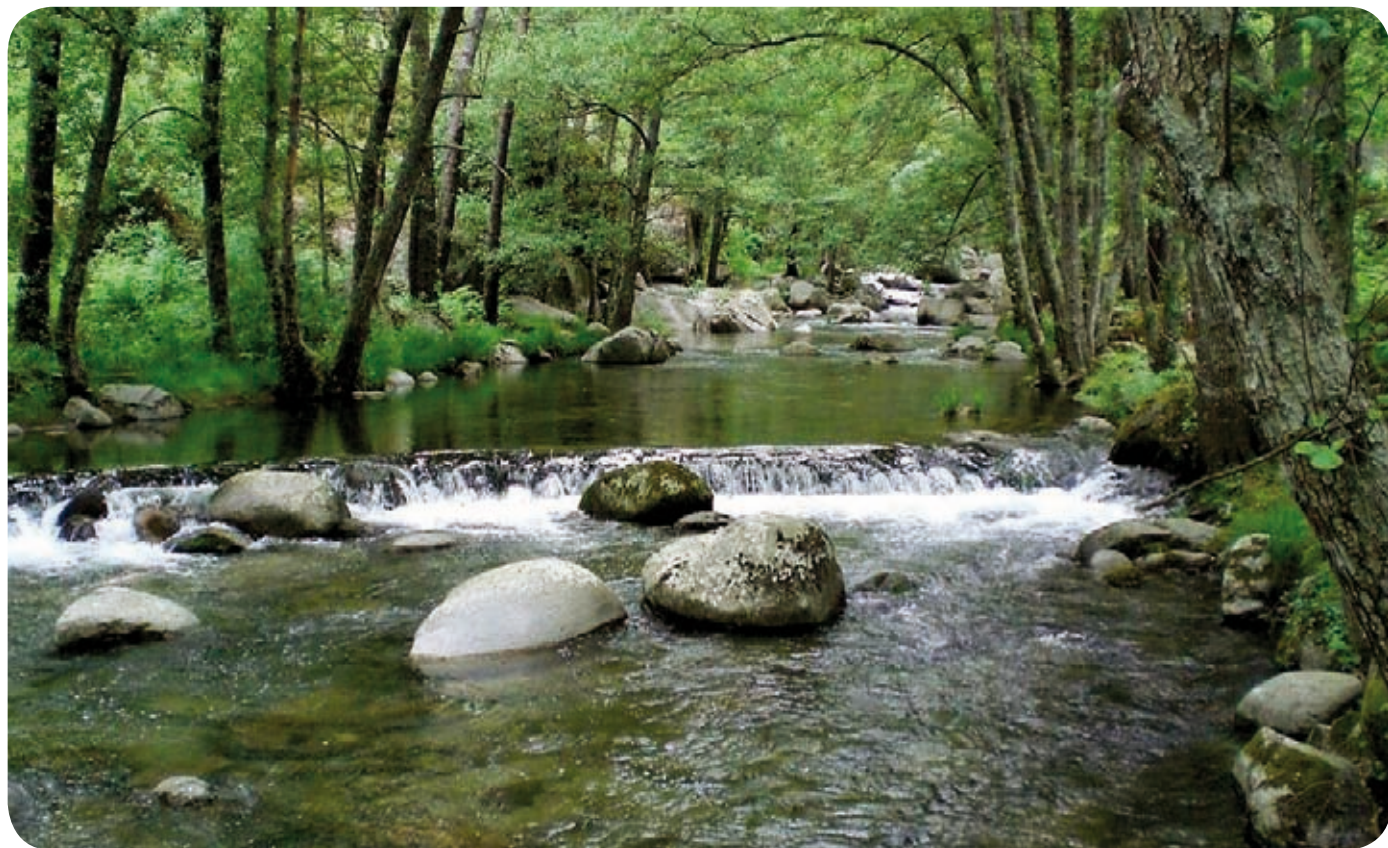
Tabla 23. Clases de calidad según el Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR)

NIVEL DE CALIDAD	VALOR QBR	COLOR
Bosque de ribera sin alteraciones, calidad muy buena, estado natural	≥ 95	Azul
Bosque ligeramente perturbado, calidad buena	75-90	Verde
Inicio de alteración importante, calidad moderada	55-70	Amarillo
Alteración fuerte, calidad deficiente	30-50	Naranja
Degradación extrema, calidad mala	≤ 25	Rojo

Aunque estas son las clases propias de la escala de valoración del indicador de forma general, la IPH ha delimitado las condiciones de referencia para algunas tipologías de masas de agua tipo río. Esta normativa de referencia ha sido la empleada para la determinación de la calidad del QBR. No obstante, en el caso de tipologías sin condiciones de referencia, se ha estudiado la opción más apropiada para la correcta determinación de la calidad morfológica según este indicador.

[5]

Calidad biológica, fisicoquímica
e hidromorfológica



Río Arenal en Arenas de San Pedro.

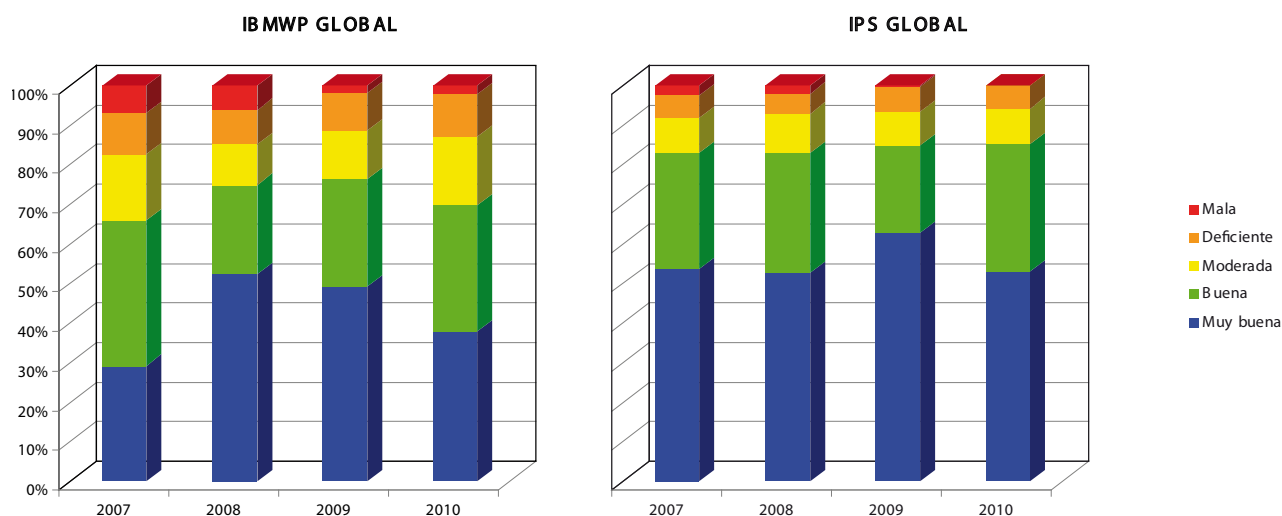
5.1 CALIDAD BIOLÓGICA

5.1.1 Resultados globales de macroinvertebrados y diatomeas

En este apartado se muestran los resultados globales obtenidos para la fauna bentónica de macroinvertebrados y del fitobentos a lo largo de las cuatro campañas de muestreo (2007-2010). De esta forma se analiza la evolución temporal de ambos indicadores biológico y se puede realizar una comparativa entre los índices IBMWP e IPS.

Tabla 24. Número de estaciones en las que se tomaron muestras de macroinvertebrados y diatomeas en cada campaña de muestreo.

Campaña	Macroinvertebrados	FITOBENTOS
2007	165	126
2008	243	239
2009	245	245
2010	257	256



Gráficos 7-8. Comparativa anual de los índices IBMWP e IPS utilizando el total de las estaciones muestreadas, tanto en ríos naturales como muy modificados

En estos gráficos se observa como, en todas las campañas, predominan las masas de agua con una valoración del IBMWP e IPS “Buena” o “Muy buena”. El IPS aporta un mayor número de estaciones en bueno o muy buen estado. Es decir, los macroinvertebrados penalizan el resultado final más que las diatomeas.

En cuanto a la evolución temporal, los años 2008 y 2009 son los que presentan mejores resultados para macroinvertebrados. El año 2007 es el peor año, pero hay que tener en cuenta que la red hidrográfica contaba entonces con muchas menos masas de agua. En cuanto al IPS, los resultados de los cuatro años son muy similares, siendo el año 2009 el que presenta más masas en muy buen estado.

Para que los datos queden fielmente representados, se han diferenciado los resultados dividiéndolos entre masas de agua naturales y masas de agua muy modificadas.

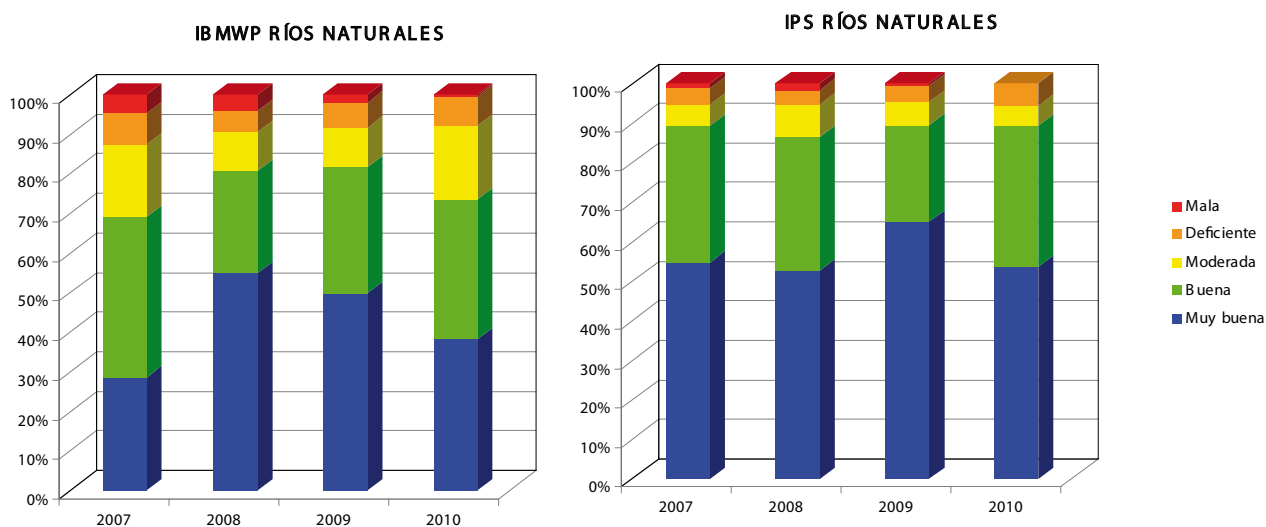
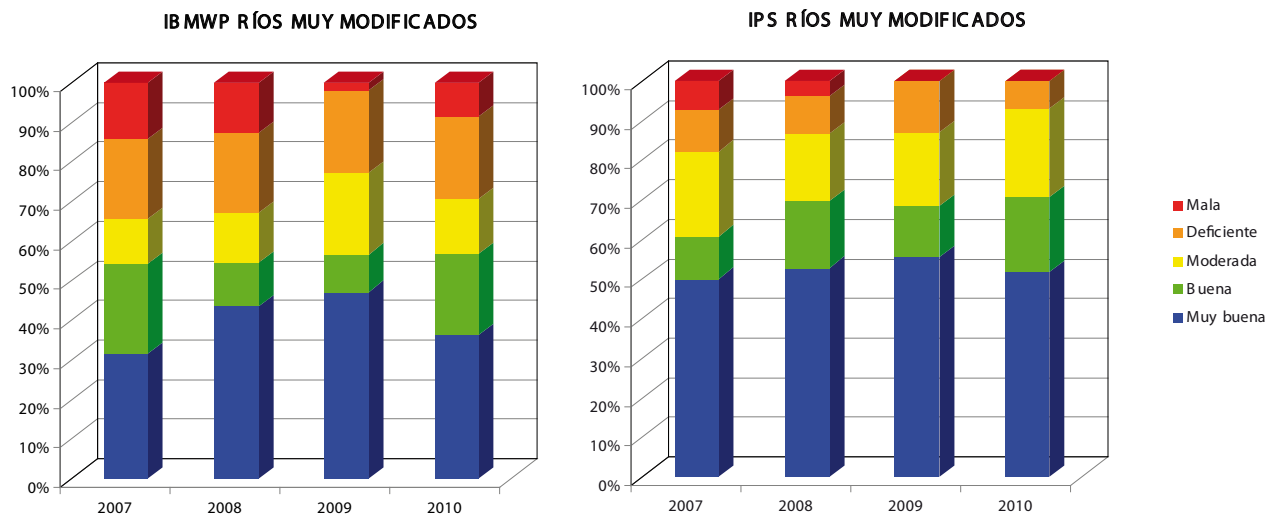


Gráfico 9-10. Comparativa anual de los índices IBMWP e IPS utilizando el total de las estaciones muestreadas en ríos naturales.

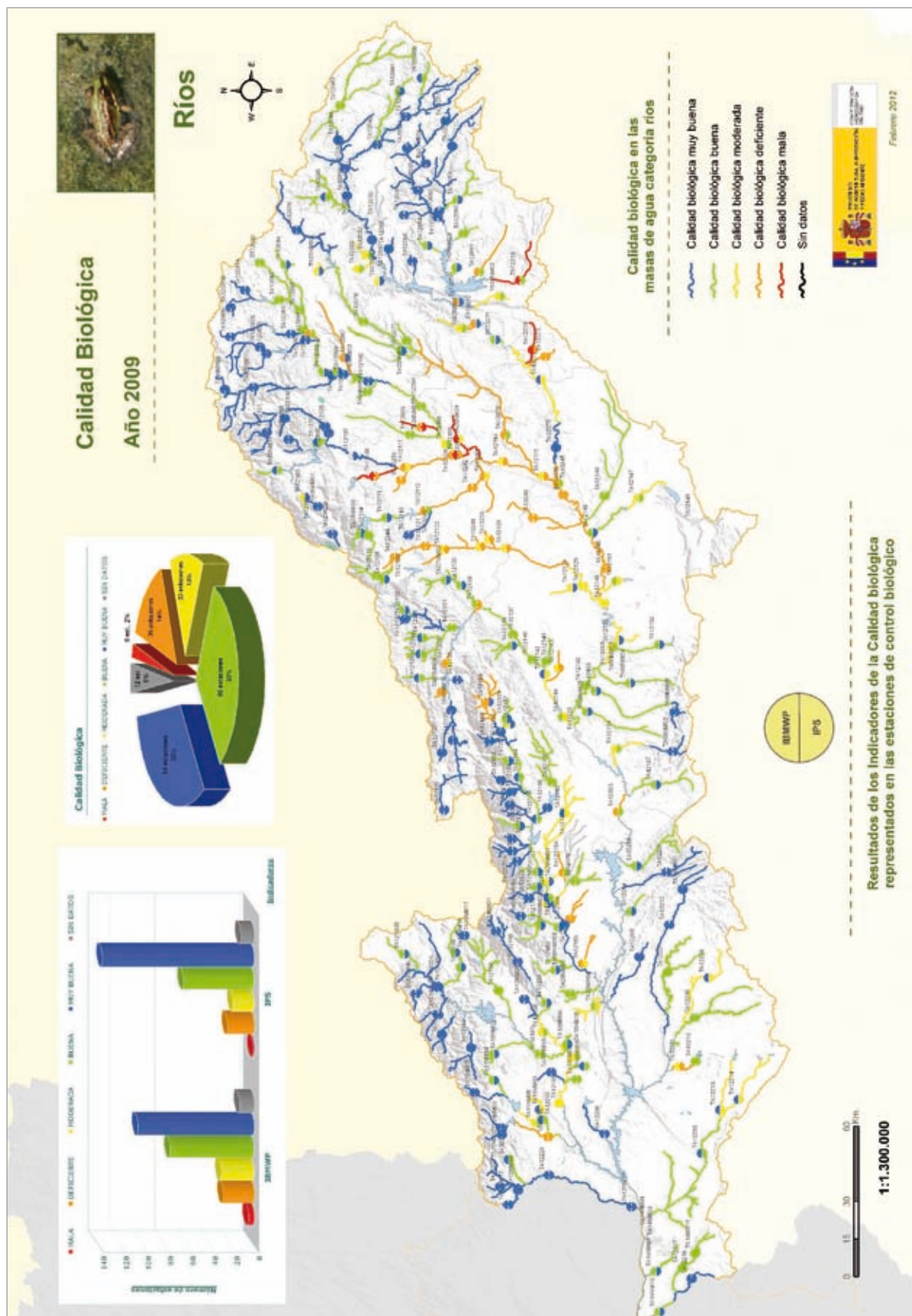


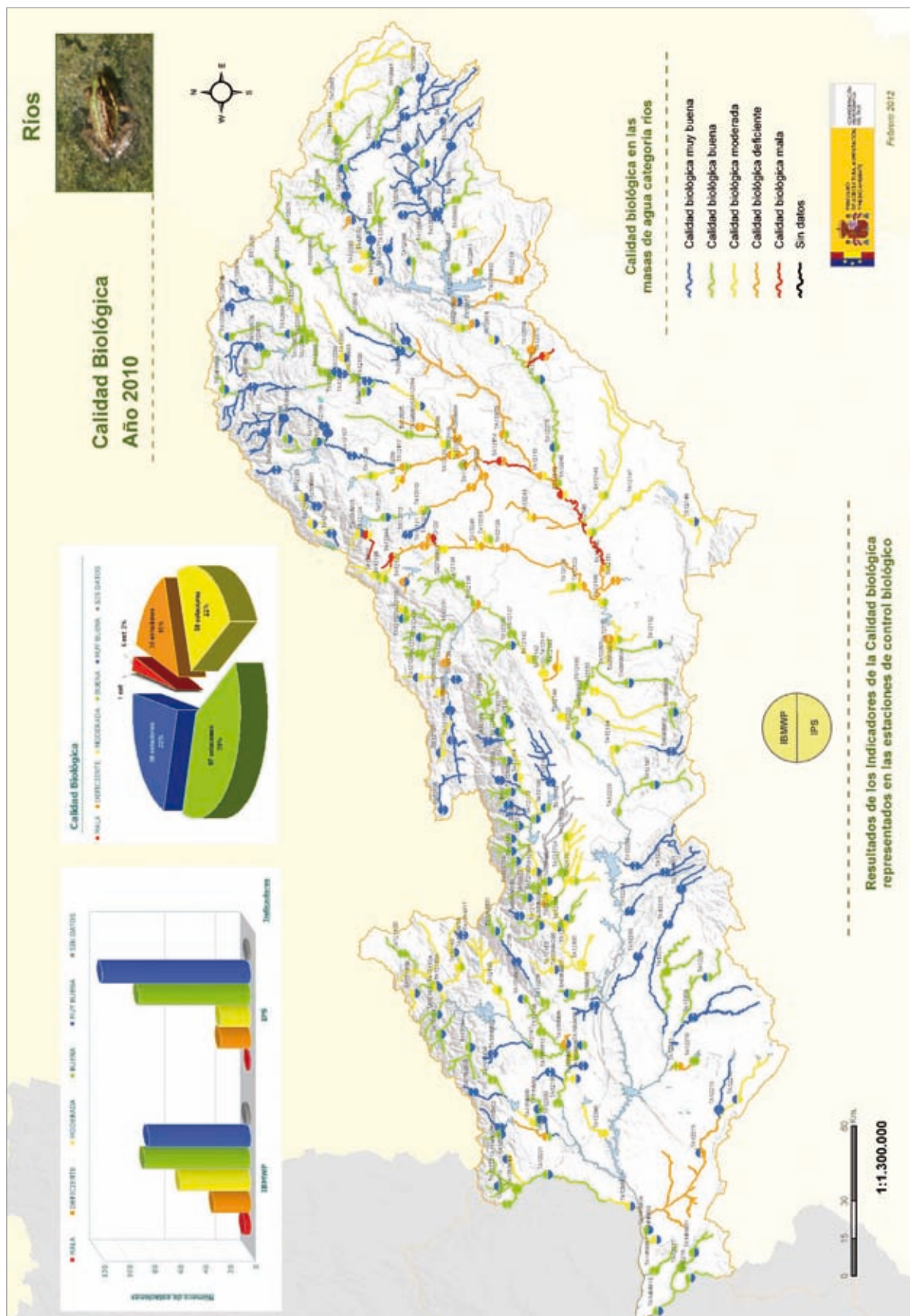
Gráficos 11-12. Comparativa anual de los índices IBMWP e IPS utilizando el total de las estaciones muestreadas en masas de agua ríos muy modificados.

Se observa un claro empeoramiento de ambos índices en los ríos muy modificados. En estos ríos se acentúa aún más el hecho de que son los macroinvertebrados los que más van a penalizar el estado ecológico final de las masas de agua.

5.1.2 Calidad Biológica en 2009 y 2010

Los mapas siguientes presentan la calidad biológica que se obtiene en cada masa de agua con los resultados del IBMWP y del IPS, al aplicar el principio "one out all out".





Se puede observar que en muchos casos no coincide la calidad que se obtiene con uno y otro índice. Por ejemplo:

- En la tipología 1 (Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana), se obtienen resultados mucho mejores con el IBMWP que con el IPS. Esto puede deberse a que la condición de referencia establecida para el índice de macroinvertebrados (75) es un valor demasiado bajo que habría que revisar con los nuevos datos obtenidos por las redes del Tajo y Guadiana.
- En la tipología 24 (Gargantas de Gredos - Béjar) sucede lo contrario, es decir, casi siempre se obtiene una calidad mejor con el IPS que con el IBMWP. En este caso la condición de referencia del índice de macroinvertebrados es muy alta (210).
- También ocurren algunas diferencias destacables, aunque de menor importancia, en las tipologías 11 y 12, que se corresponden con los ríos de montaña mediterránea silíceo y calcáreo respectivamente.



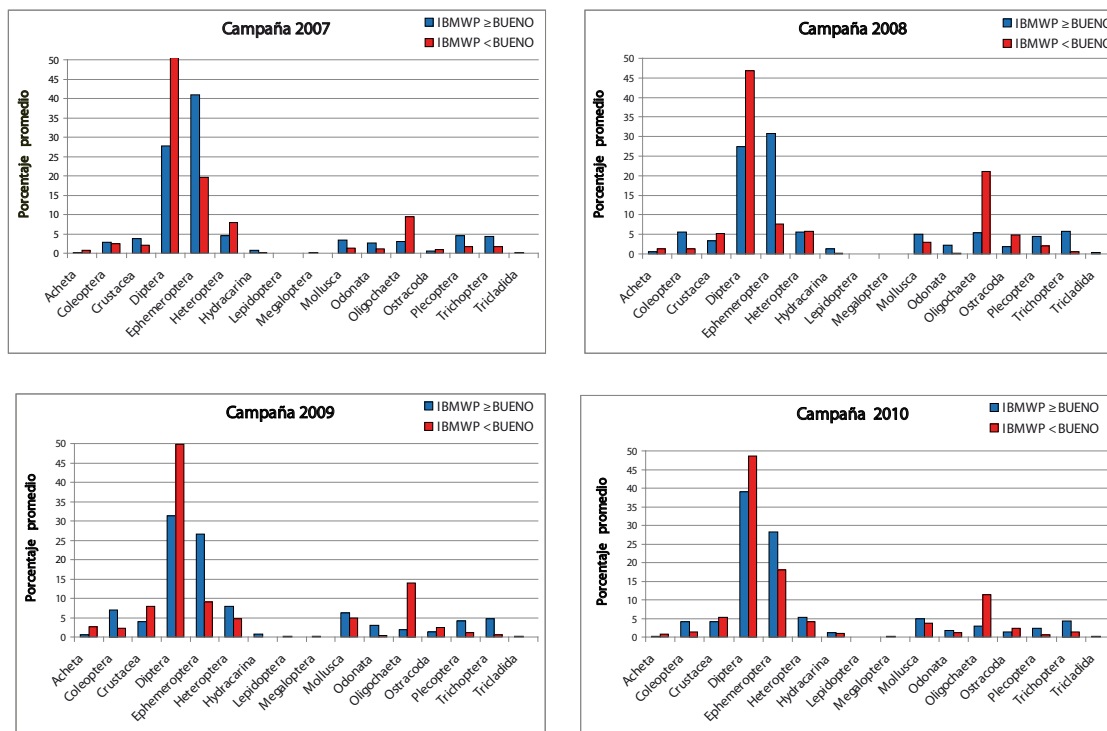
La "Charca Verde" es un tramo del río Manzanares con tipología 11 (montaña silíceo)

5.1.3 Estudio taxonómico de macroinvertebrados.

En cada muestreo se ha obtenido una ficha como la que se muestra a continuación, en la que se describe la comunidad de macroinvertebrados, su composición taxonómica y grupos tróficos. Estas fichas están disponibles en la página web www.chtajo.es.

 MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, Y MEDIO RURAL Y MARINO CONFEDERACIÓN HERRIOGARIKHA DELTAIO		Estaciones de control Red de Control de Calidad Aguas Superficiales	
CÓDIGO MUESTREO MI_03NM02_20100617_GMED			
TIPOLOGÍA:			
CAUCE:	Barranco del Reato	PUNTO:	03NM02
LOCALIDAD:		FECHA MUESTREO	17-06-2010
DESCRIPCIÓN DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS			
GRUPO	TAXON	Composición taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados 	
Coleoptera	Dytiscidae		
Coleoptera	Halipidae		
Diptera	Ceratopogonidae		
Diptera	Chironomidae		
Diptera	Dixidae		
Diptera	Empididae		
Diptera	Limoniidae		
Diptera	Simuliidae		
Ephemeroptera	Baetidae		
Ephemeroptera	Leptophlebiidae		
Mollusca	Planorbidae		
Oligochaeta	Oligochaeta		
Ostracoda	Ostracoda		
Plecoptera	Leuctridae		
Plecoptera	Nemouridae		
Trichoptera	Hydropsychidae		
Trichoptera	Hydroptilidae		
Trichoptera	Limnephilidae		
Trichoptera	Polycentropodidae		
		Grupos Tróficos de la comunidad de macroinvertebrados 	

A continuación se presenta un análisis de los **taxones más abundantes**, en función de la valoración del indicador IBMWP para cada campaña de muestreo. En las gráficas se ha realizado una clasificación de los taxones llegando hasta el nivel de orden, excepto para las familias Ostracoda y Oligochaeta que se llega al nivel de clase e Hidracarina que se identifica hasta el nivel de género.



Gráficos 13 - 16. Taxones más abundantes encontrados durante las campañas de muestreo en función de la valoración del IBMWP.

Como puede observarse al realizar una comparación de las gráficas anteriores los peores resultados de IBMWP (<Bueno) se dan en aquellas estaciones en donde la presencia de Diptera, Oligochaeta y Ostracoda es más frecuente. Estos resultados se pueden observar en todas las campañas de muestreo, lo que evidencia la preferencia de estos macroinvertebrados por habitar en zonas con peor calidad de las aguas.

Por el contrario, se ha evidenciado una mayor presencia de Ephemeroptera, Coleoptera, Plecoptera y Trichoptera y, en menor medida, Mollusca y Odonata en aquellos puntos en donde el IBMWP posee una valoración "mayor o igual que bueno".

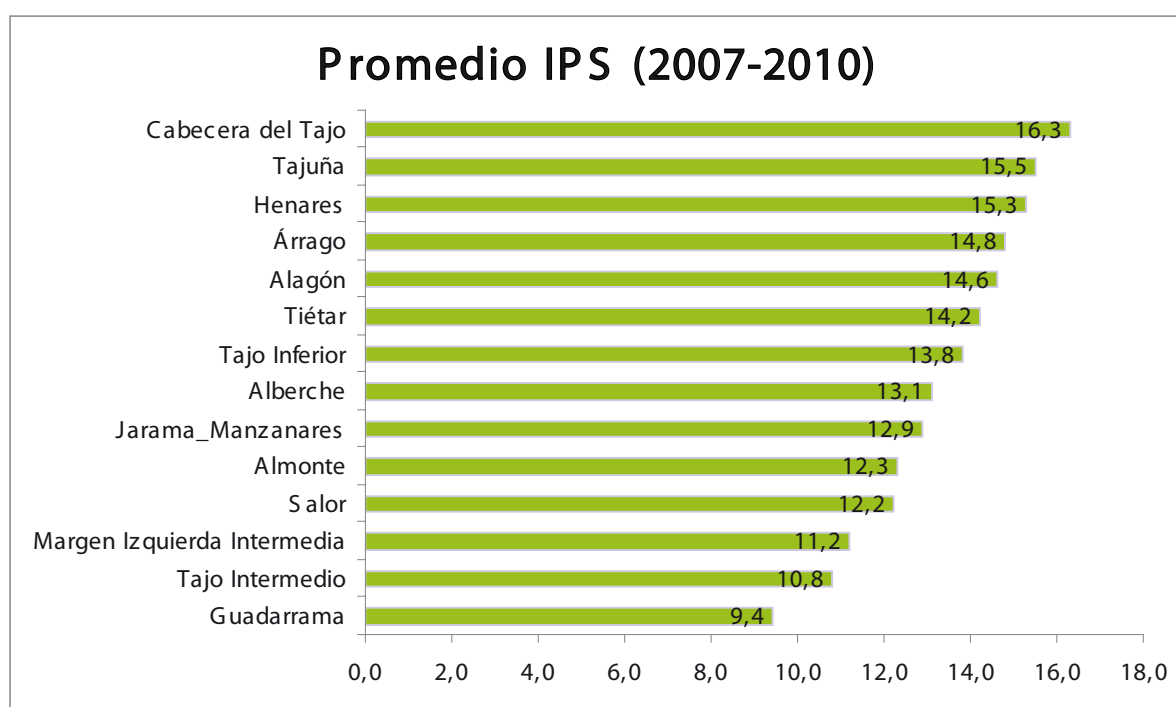
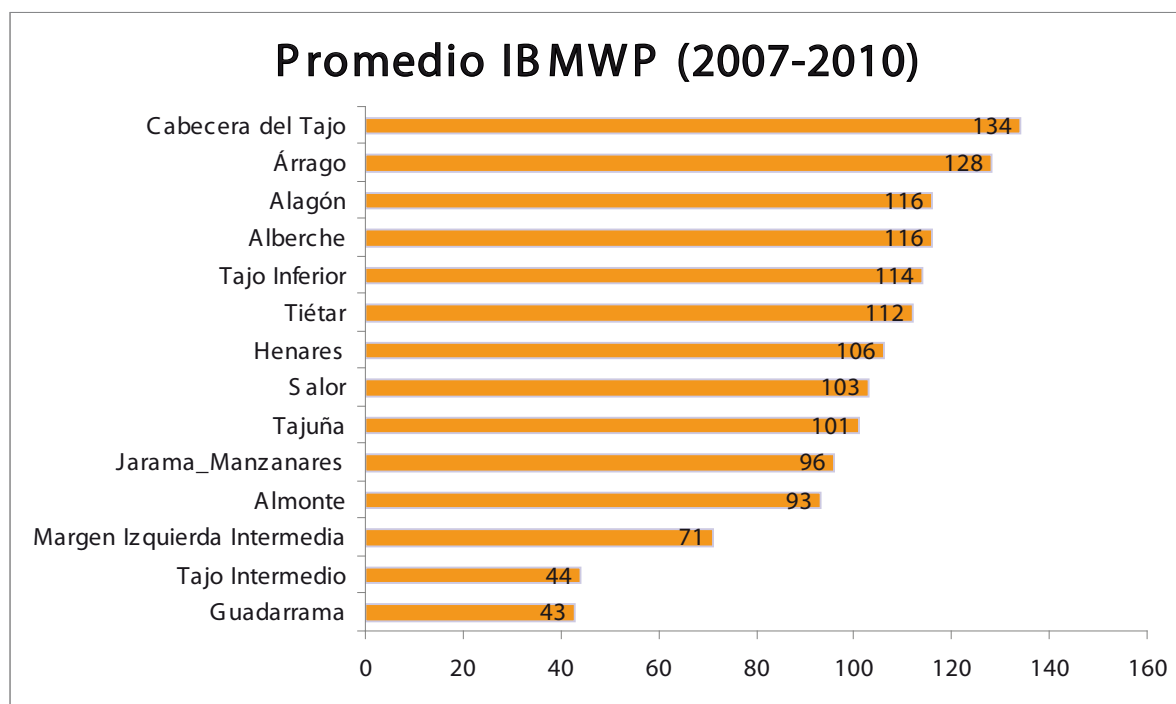
5.1.4 Estudio taxonómico del fitobentos

A igual que con los macroinvertebrados, también se han generado fichas taxonómicas del fitobentos para cada punto de muestreo, como la que se muestra a continuación. Estas fichas están disponibles en la página web de la CHTajo, en el enlace <http://www.chtajo.es/Informacion%20Ciudadano/Calidad/AguasSup/CalBiologica/Paginas/default.aspx>.

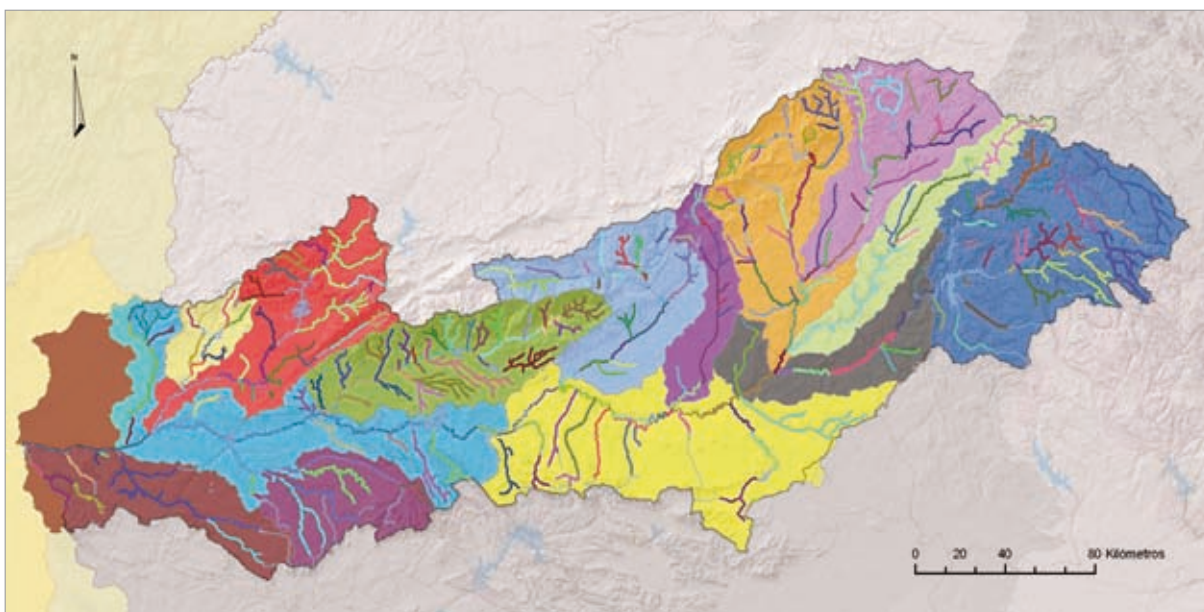
		Estaciones de control Red de Control de Calidad Aguas Superficiales	
		CÓDIGO MUESTRA	FB_01NM04_20100609_CT
TIPOLOGÍA:	12		
NOMBRE:	Río Cuervo	PUNTO:	01NM04
LOCALIDAD:	Puente Vadillos	FECHA MUESTRE	09-06-2010
IDENTIFICACIONES TAXONOMICAS DE DIATOMEAS:			
ESPECIE		ABUNDANCIA (tanto por mil)	
<i>Achnanthes biasolettianum</i> (Grunow in Cl. & Grun.) Lange-Bertalot		2,28	
<i>Amphora pediculus</i> (Kutzing) Grunow		61,64	
<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve		2,28	
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg		98,17	
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>euglypta</i> (Ehr.) Grunow		11,42	
<i>Cymbella affinis</i> Kutzing		534,25	
<i>Cymbella delicatula</i> Kutzing		205,48	
<i>Denticula tenuis</i> Kutzing		9,13	
<i>Diatoma moniliformis</i> Kutzing		2,28	
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer		25,11	
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres var. <i>vaucheriae</i> (Kutzing) Lange-Bertalot		4,57	
<i>Gomphonema</i> sp.		2,28	
<i>Navicula cryptocephala</i> Kutzing		31,96	
<i>Nitzschia</i> sp.		6,85	
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch.) Compère		2,28	
INDICES DE CALIDAD DE DIATOMEAS:			
Nº sp: 15	Diversidad: 2,14	Equitatividad: 0,55	
IPS: 16,1	IBD: 20	CEE: 16,2	

5.1.5 Calidad biológica por subcuencas

Las gráficas siguientes muestran las importantes diferencias existentes entre subcuencas en cuanto a los indicadores IBMWP e IPS.



Gráficos 17-18. Resultados promedio del IBMWP e IPS de las cuatro campañas de muestreo en cada una de las subcuencas pertenecientes a la cuenca del Tajo



Teniendo en cuenta la evolución de los resultados obtenidos en cada subcuenca se detectan unos valores de IBMWP superiores en las subcuencas situadas en la parte alta de la cuenca, especialmente en la Cabecera del Tajo, Árrago o Alagón.

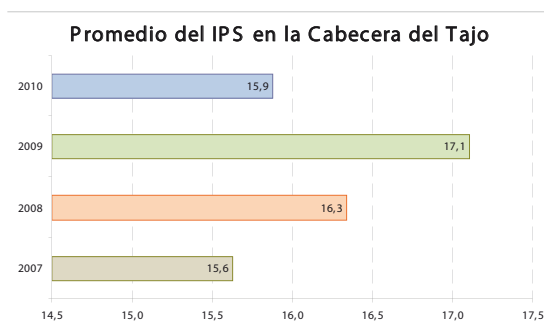
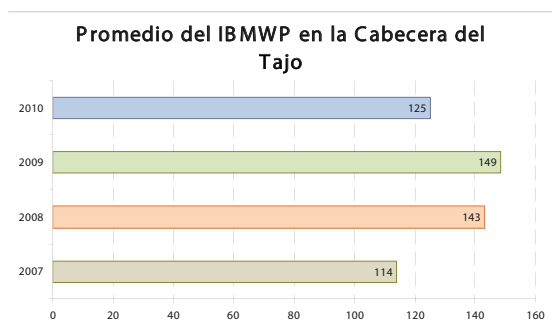
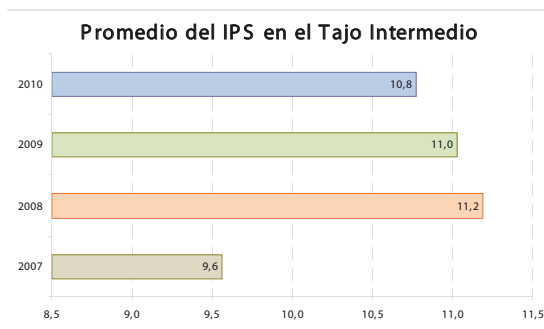
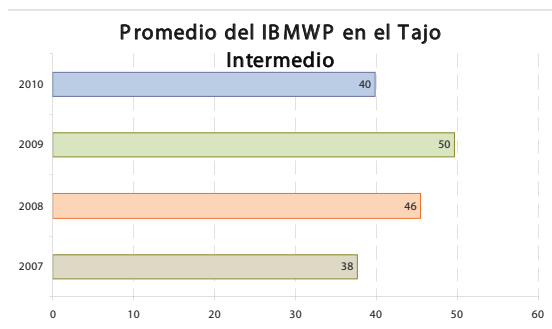
Por el contrario, los peores resultados se dan en las subcuencas Tajo Intermedio, Guadarrama y Margen Izquierda Intermedia. Estas subcuencas se encuentran en la zona media de la cuenca, que es la que recibe una mayor influencia antrópica debido a la presencia de grandes núcleos de población.

Por otro lado, hay que destacar que las diferencias encontradas se hacen más patentes en el IBMWP que en el IPS. Esto podría deberse a que los macroinvertebrados responden de forma más clara a las presiones de vertidos urbanos con importante cantidad de materia orgánica.

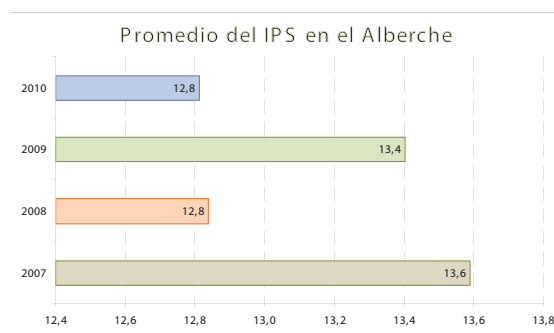
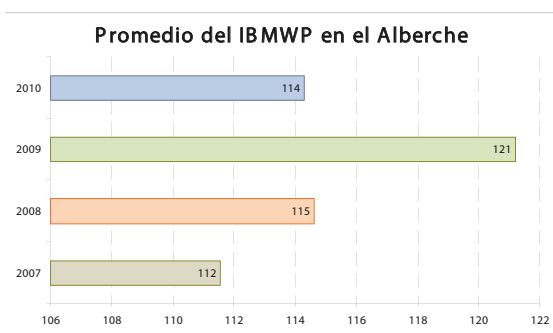
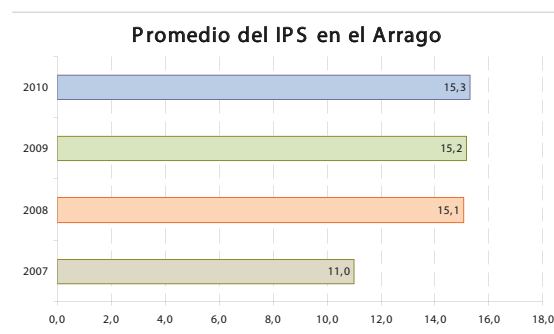
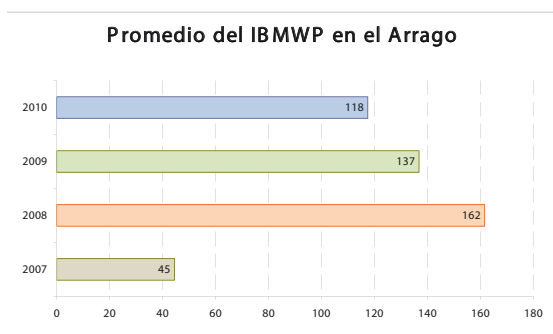
Otro aspecto curioso a resaltar es la ubicación tan distinta en ambos diagramas de la subcuenca Tajuña, que el IPS la sitúa en segundo lugar y el IBMWP en el noveno.

SUBCUENCA	NOMBRE
01	Cabecera del Tajo
02	Tajo Intermedio
03	Tajuña
04	Henares
05	Jarama_Manzanares
06	Guadarrama
07	Alberche
08	Margen Izquierda Intermedia
09	Tiétar
10	Alagón
11	Árrago
12	Tajo Inferior
13	Almonte
14	Salor

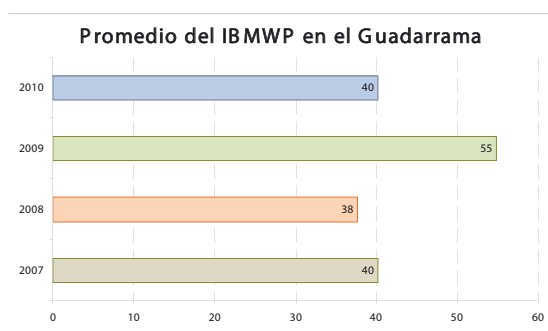
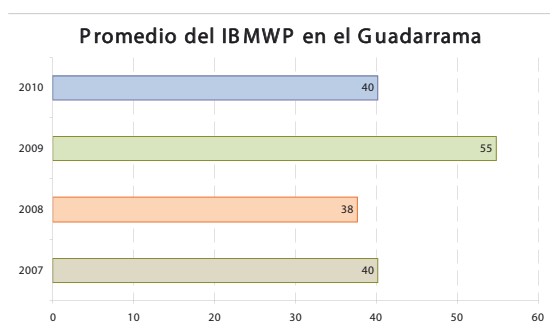
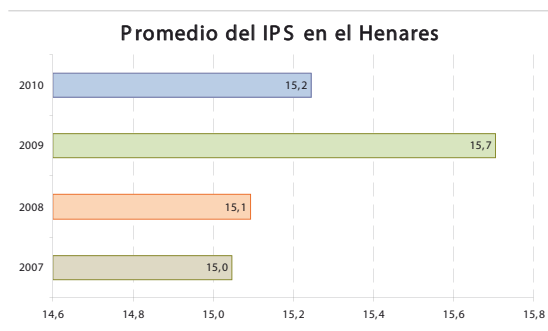
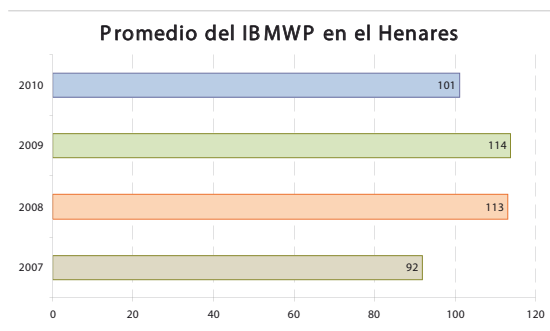
A continuación se presentan unos gráficos en los que se compara subcuenca a subcuenca y año a año los datos obtenidos para el IBMWP e IPS.



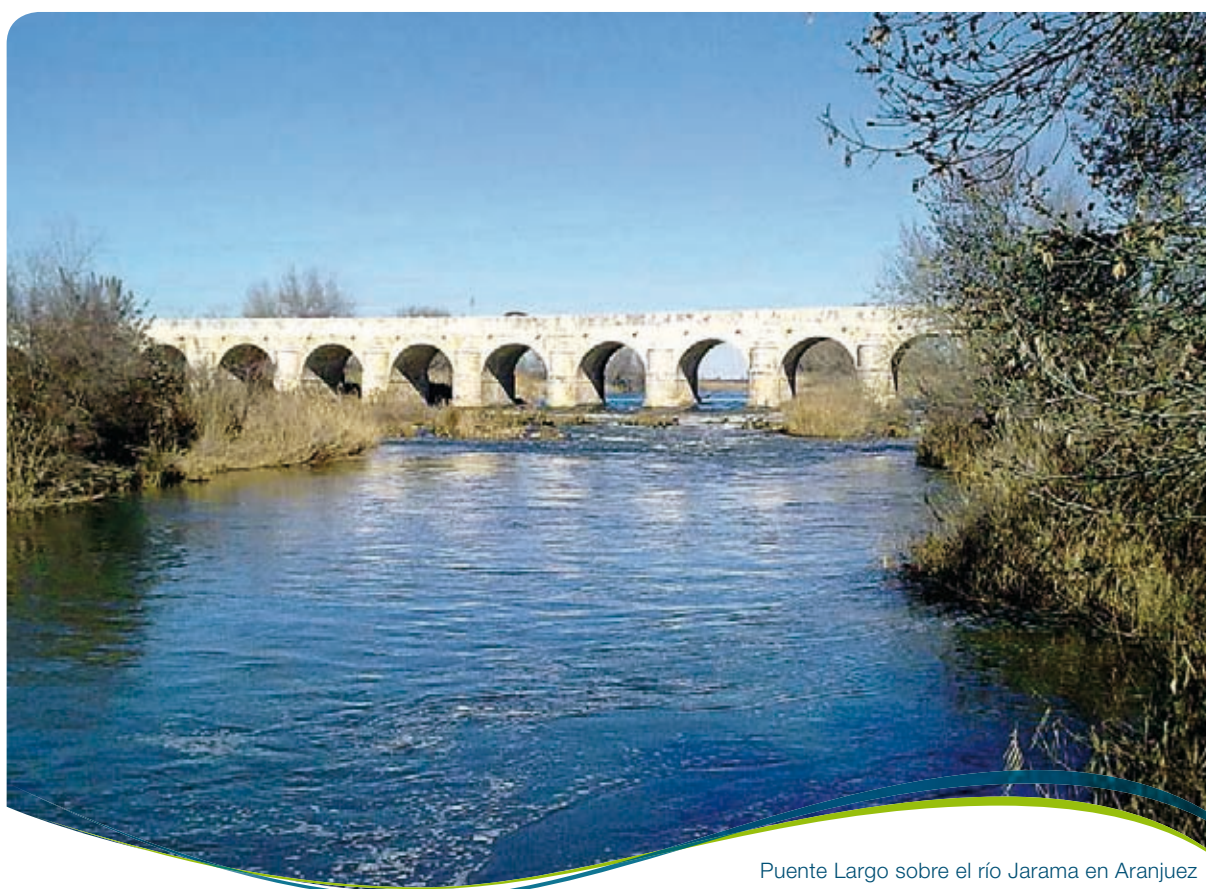
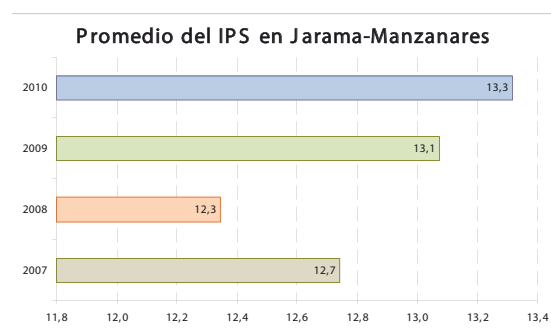
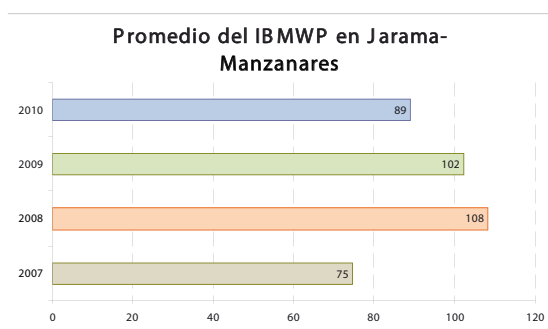
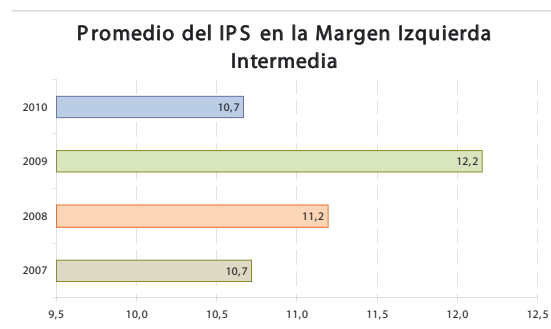
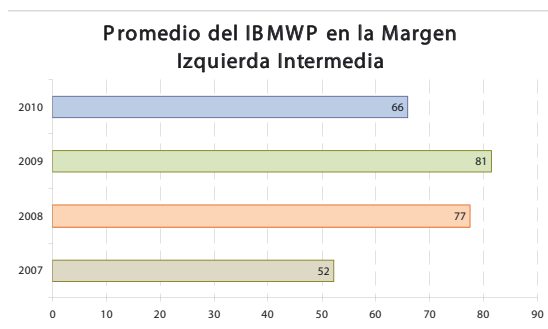
Cabecera del río Tajo en Peralejos de las Truchas.



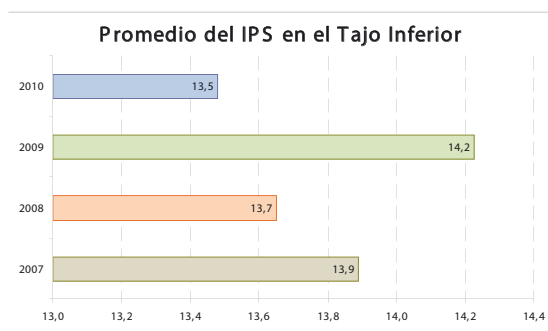
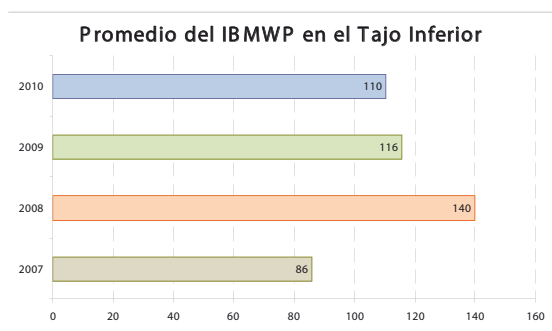
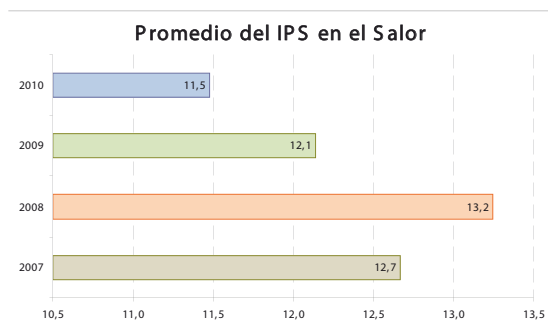
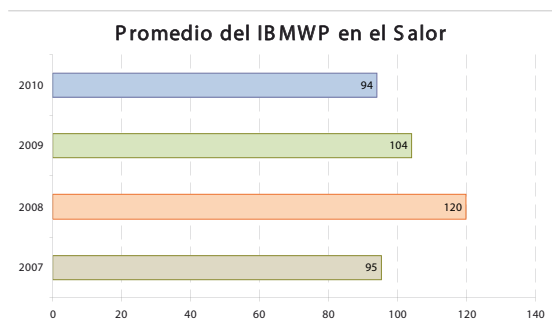
Río Alberche en Aldea del Fresno.



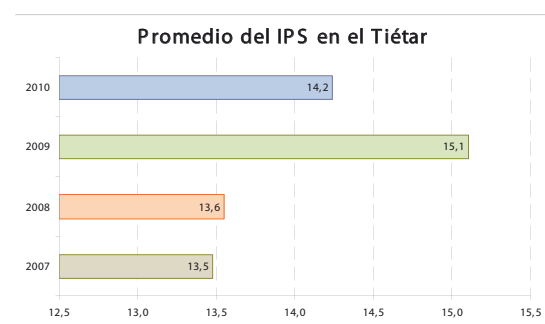
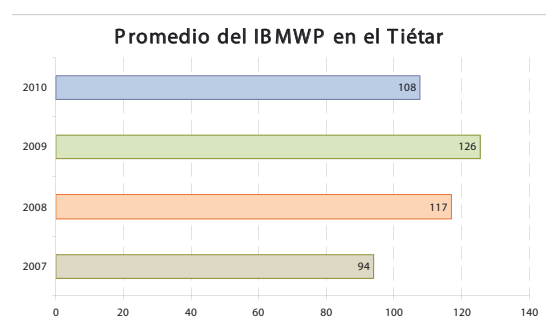
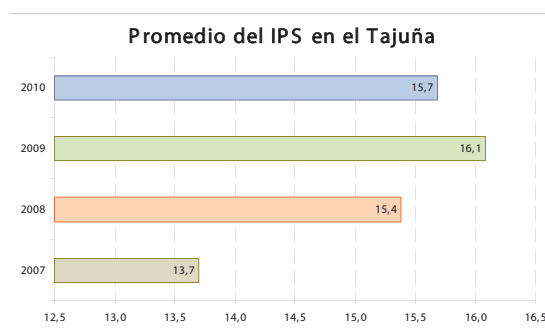
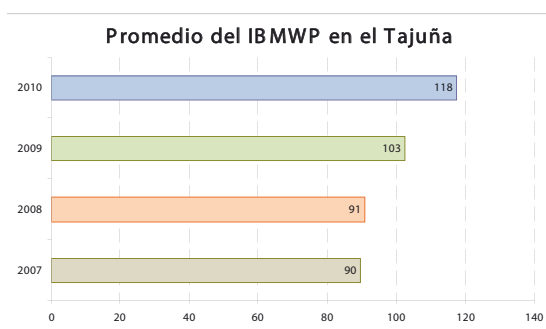
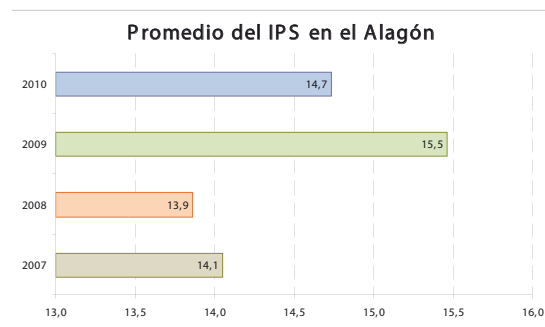
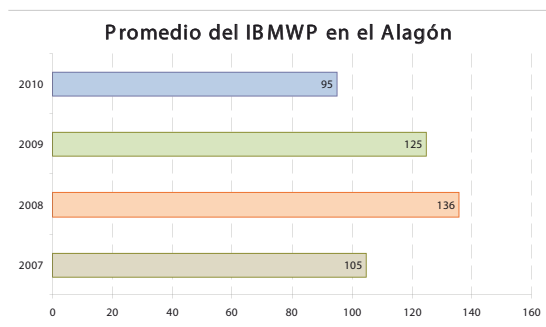
Río Guadarrama desde la presa del Gasco (Las Rozas de Madrid)



Puente Largo sobre el río Jarama en Aranjuez (estación de control 12115). Cerca de su desembocadura en el río Tajo, el río Jarama transporta la carga contaminante de unas 30 grandes EDAR que depuran el agua residual de más de cinco millones de habitantes equivalentes.



Río Ibor (subcuenca del Tajo inferior) en Castañar de Ibor.

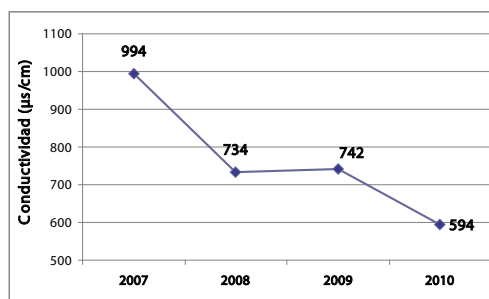
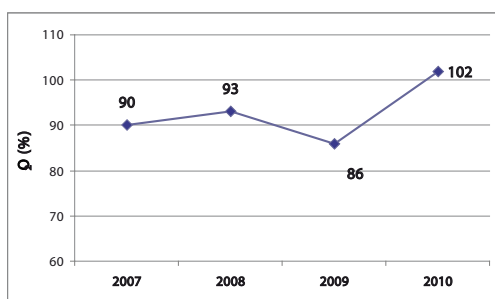


Río Tiétar en Oropesa.

5.2 CALIDAD FISICOQUÍMICA

Los parámetros fisicoquímicos obligatorios para la evaluación del estado ecológico son los siguientes: pH, T, conductividad, oxígeno disuelto, amonio, nitratos, fósforo total, DBO5 y las sustancias preferentes. Los resultados de estos parámetros pueden consultarse en: www.chtajo.es/Informacion%20Ciudadano/Calidad/AguasSup/Documents/red_ica/Informes_ICA.htm.

En los gráficos se muestran los valores medios del oxígeno disuelto y de la conductividad para las campañas llevadas a cabo entre 2007 y 2010. En el caso de la conductividad, se observa un claro descenso desde la primera campaña, llevada a cabo en primavera de 2007, y la última, en primavera 2010. Este descenso puede estar relacionado con el aumento de las precipitaciones.

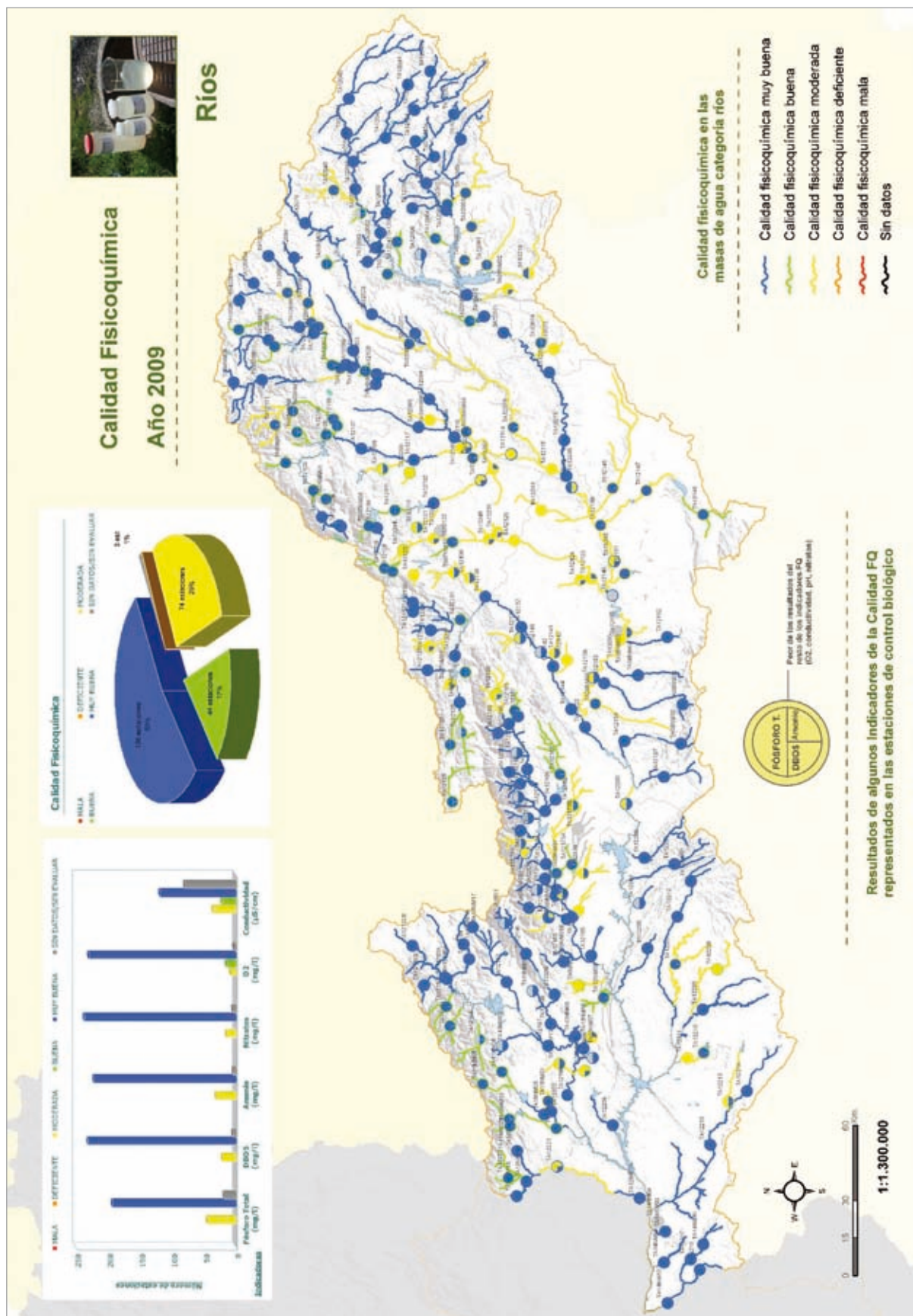


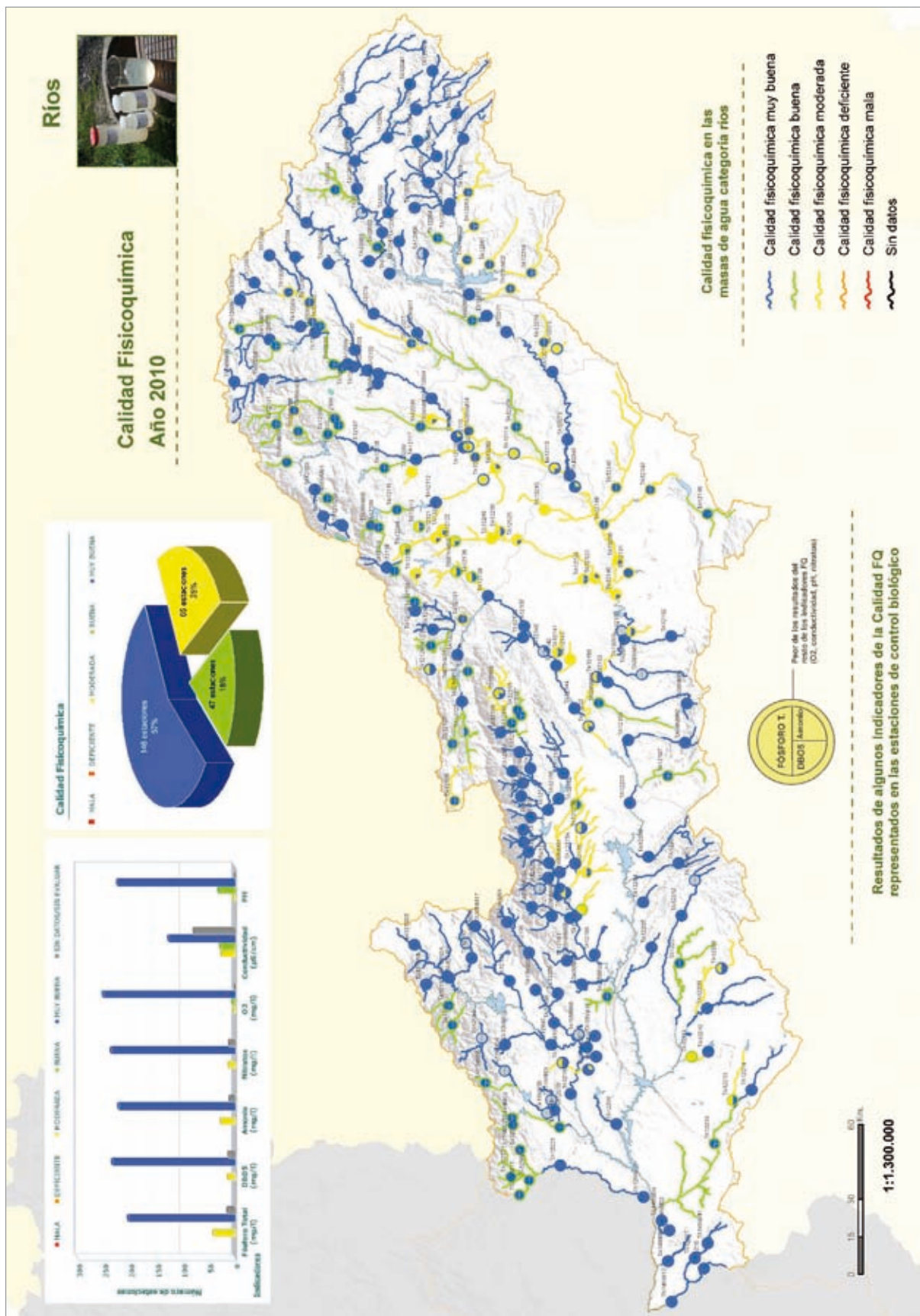
GRÁFICOS 19-20. Evolución de los parámetros fisicoquímicos conductividad y oxígeno a lo largo de las campañas de muestreo realizadas entre los años 2007 y 2010. Los valores corresponden a la media del conjunto de estaciones muestreadas.

Los mapas que se van a presentar a continuación pretenden mostrar la calidad fisicoquímica obtenida en los dos últimos años (2009 y 2010). Se demuestra que son los valores de fósforo, DBO5 y amonio los principales responsables del incumplimiento del buen estado fisicoquímico.

Es reseñable también algún incumplimiento por conductividad o pH en masas que tienen buena o muy buena calidad biológica. En concreto sucede en las masas:

- TA12046 de la tipología 12 (Ríos de montaña mediterránea calcárea). Se incumple en el año 2009 por el valor de conductividad. Sería conveniente revisar el valor superior del intervalo que establece la IPH (250-1500µS/cm) como frontera Bueno-Moderado.
- TA12101 y TA05NM10 de la tipología 11 (Ríos de montaña mediterránea silíceas). Se incumple durante 2009 en ambas estaciones por el pH, con valores de 6,3 y 6,2 respectivamente. La segunda masa vuelve a incumplir en 2010 por tener un valor de 6,2. El valor frontera que se establece en la IPH es pH=6,5.





5.4 EVOLUCIÓN ESPACIAL DE LA CALIDAD BIOLÓGICA E HIDROMORFOLÓGICA EN LOS EJES PRINCIPALES

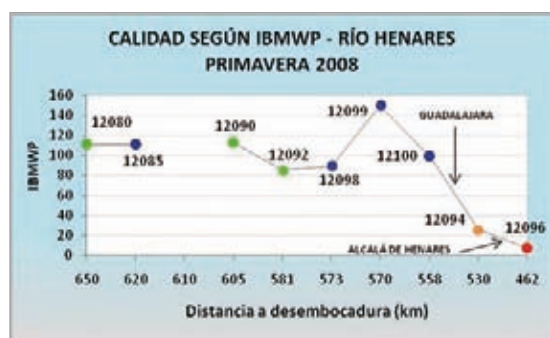
En este apartado se ha realizado un estudio de los ejes de los principales ríos que conforman la cuenca hidrográfica del Tajo en el que se muestra la evolución de los principales elementos de calidad según su distancia a la desembocadura.

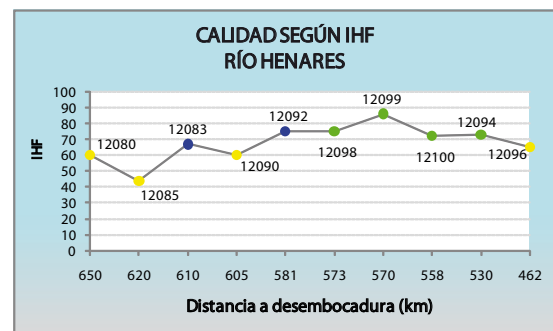
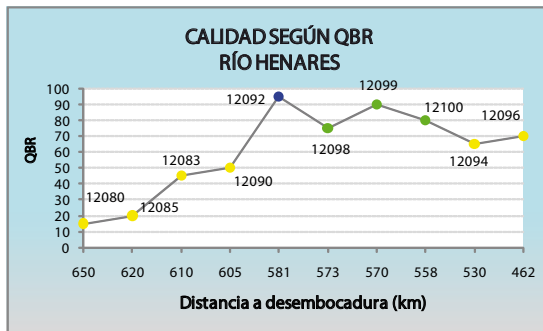
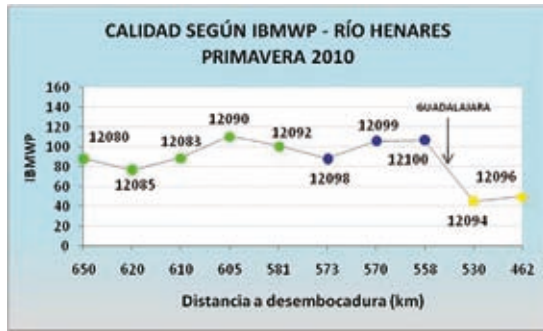
Para definir el color del punto de los índices IBMWP e IPS se han tenido en cuenta los valores frontera definidos para cada tipología en el borrador de interpolación de mayo de 2009, sin diferenciar entre masas naturales y muy modificadas.

5.4.1 Eje río Henares

La calidad biológica en función del IBMWP en el río Henares empeora de la estación 12100 (Fontanar – Henares) a la 12094 (Los Santos – Henares), siendo determinante en este cambio de calidad la presencia de la ciudad de Guadalajara. En función del fitobentos los cambios de calidad no son tan significativos, con excepción del empeoramiento de calidad en la campaña de 2008 en el tramo bajo.

A partir de la campaña del año 2009 se incluye el muestreo de la estación 12090 (Jadraque 2 – Henares) localizada aguas abajo de la incorporación del río Cañamares. El empeoramiento de la calidad es acusado en esta campaña de 2009, en la que la calidad es deficiente frente a la buena calidad de la estación 12083 (Jirueque - Henares) localizada aguas arriba del afluente. En la última campaña se alcanza de nuevo buena calidad biológica.





Gráficos 21-28. Estudio de los indicadores de calidad del eje del río Henares

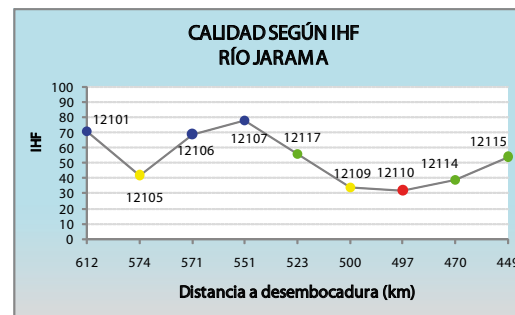
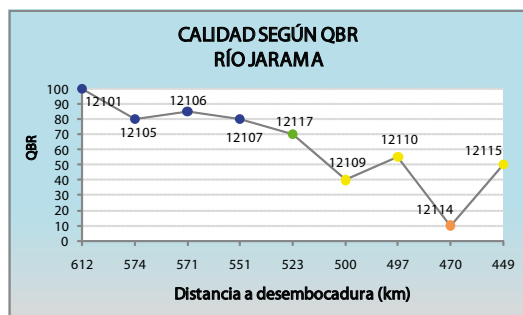
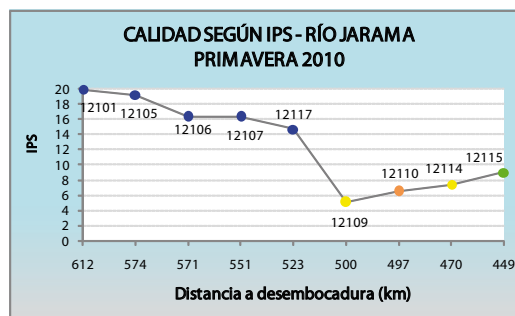
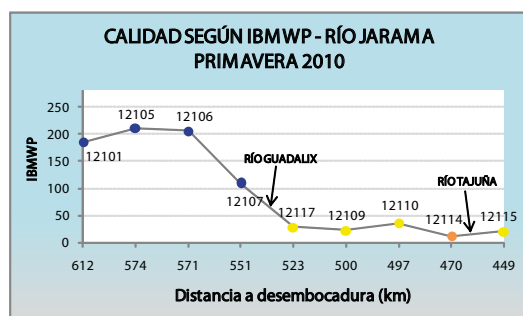
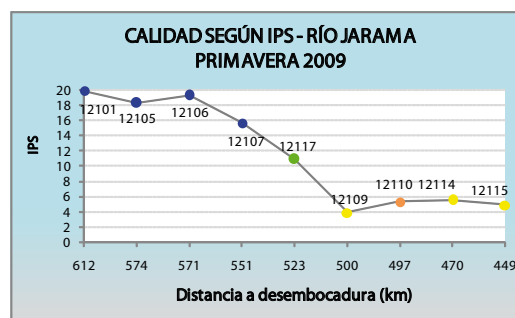
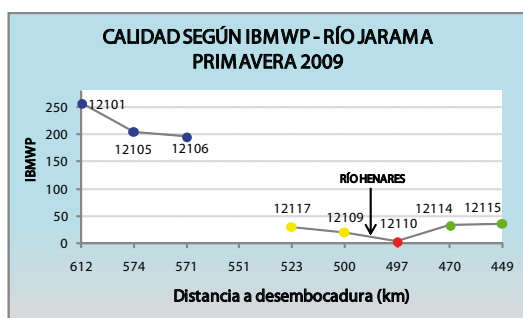
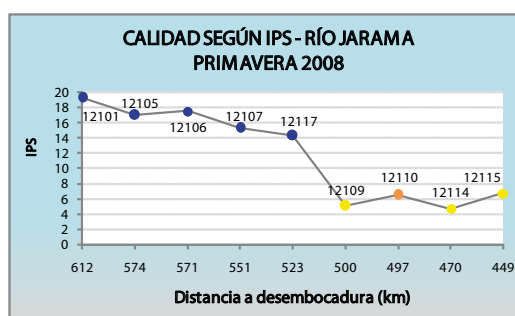
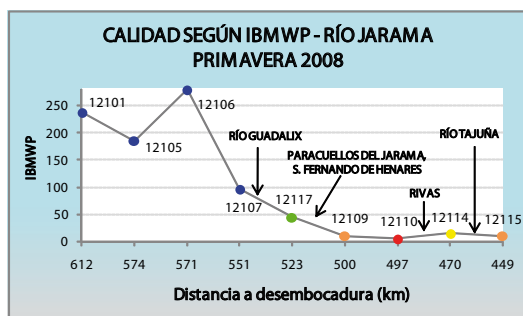
En general, la calidad biológica en función del fitobentos presenta mejores resultados, si bien en la cuarta campaña de muestreo la calidad varía exactamente del mismo modo que según el IBMWP.

Respecto a la calidad hidromorfológica, los mejores resultados de calidad se localizan en el tramo comprendido entre las estaciones 12092 y 12100, correspondiéndose este resultado con los de calidad biológica.

5.4.2 Eje río Jarama

La evolución de la calidad biológica en función del IBMWP e IPS muestra tendencias muy similares. Desde la cabecera hasta la estación 12107 (Talamanca – Jarama) la calidad biológica es muy buena.

Desde Talamanca hacia la desembocadura, aguas abajo, se incrementa la densidad poblacional y aparecen municipios como San Fernando de Henares y Paracuellos o San Martín de la Vega y Ciempozuelos, así como el municipio de Rivas-Vaciamadrid.



RANGOS DE CALIDAD

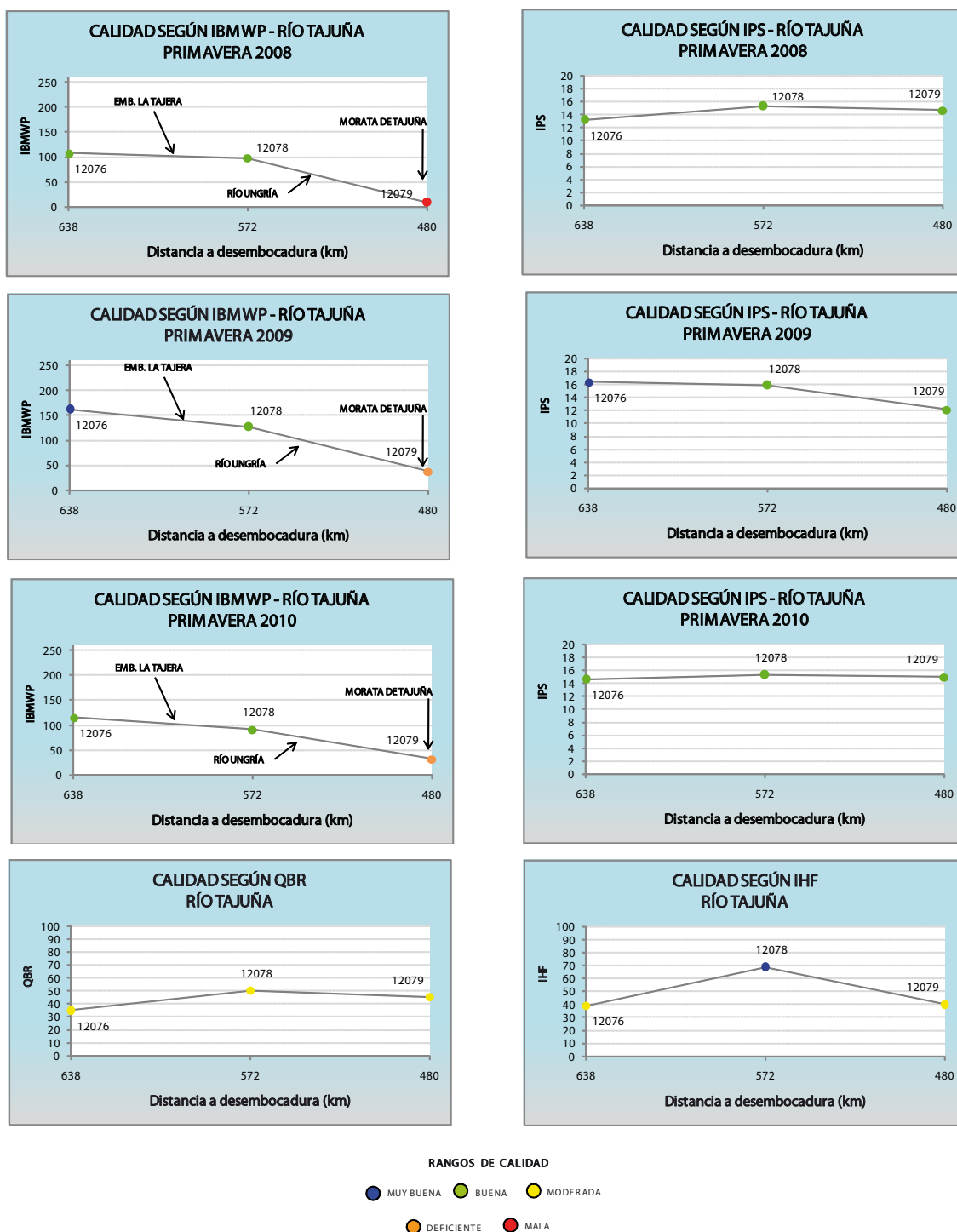


Gráficos 29-36. Estudio de los indicadores de calidad del eje del río Jarama

En la zona media-baja del eje del Jarama se incorporan también afluentes que, dependiendo de la época del año y su caudal, pueden influir en los resultados de calidad (ríos Guadalix, Henares y Tajuña).

Por otro lado, la calidad hidromorfológica varía en el tramo bajo respecto a la cabecera, hecho coherente con el incremento de presión antrópica hacia la desembocadura en el río Tajo respecto a la Sierra de Ayllón en cabecera.

5.4.3 Eje río Tajuña



Gráficos 37-44. Estudio de los indicadores de calidad del eje del río Tajuña

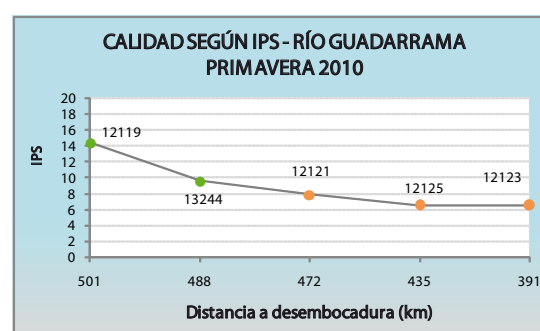
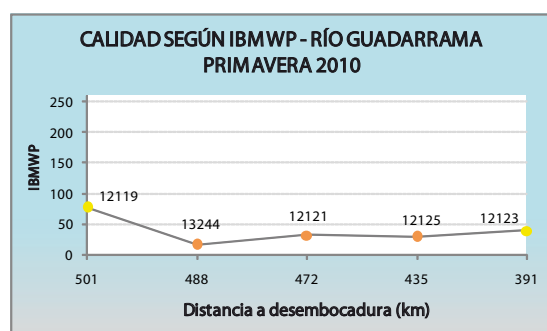
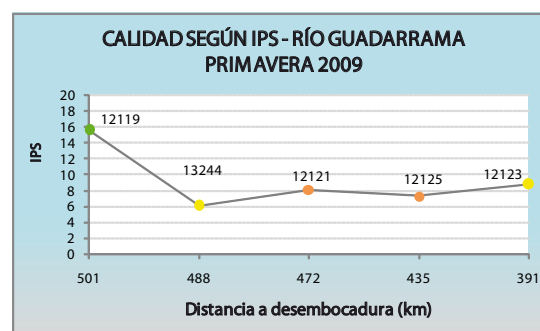
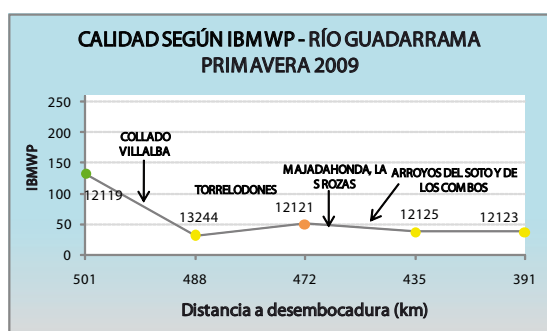
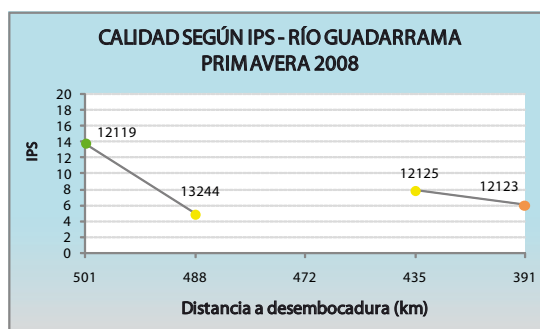
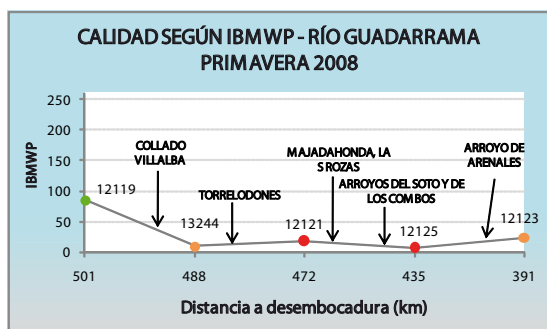
En el río Tajuña, la variación de calidad biológica más significativa ocurre de las estaciones 12078 (Romanones – Tajuña) a la 12079 (Morata – Tajuña). Como presiones significativas entre estas dos estaciones hay que considerar la incorporación del río Ungría aguas abajo de la estación 12078 y la presencia del municipio de Morata de Tajuña en las proximidades de la 12079.

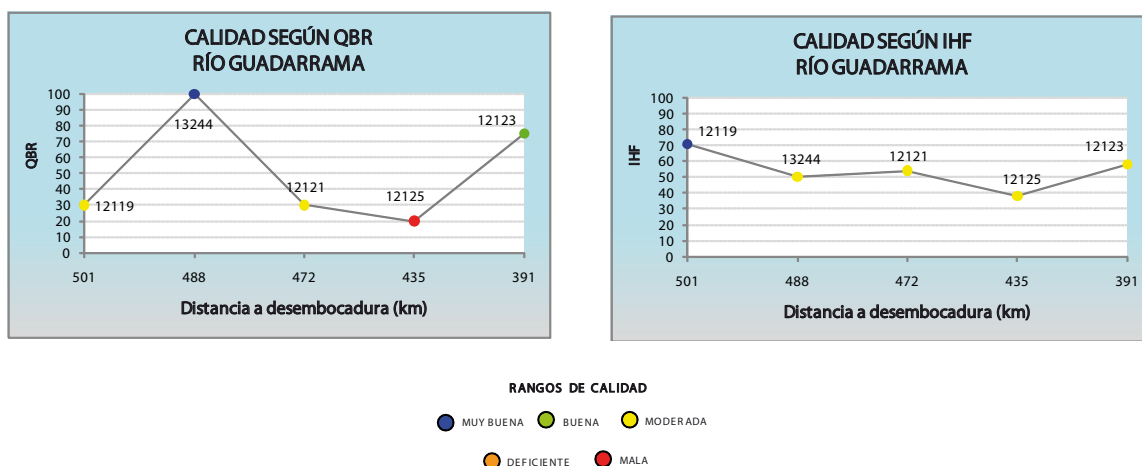
La calidad de la masa en función del QBR es moderada en todo el eje y alcanza muy buena calidad en función del IHF en la zona intermedia de la cuenca.

5.4.4 Eje río Guadarrama

La estación de mejor calidad biológica del eje del Guadarrama se localiza en cabecera (estación 12119, Guadarrama - Guadarrama). Aguas abajo de dicha estación incrementa la presión antrópica y entre los sucesivos puntos de muestreo se localizan municipios como Collado Villalba, Torrelodones, Majadahonda, etc.

Las peores valoraciones de calidad se encuentran en las estaciones 12121 (Las Rozas – Guadarrama) y 12125 (Batres – Guadarrama), en la campaña de 2008. Desde la estación de muestreo de Las Rozas hacia aguas abajo se incorporan los Arroyos El Plantío, del Soto y de los Combos. El arroyo de Renales se incorpora inmediatamente aguas arriba de la estación 12123 (Bargas-Guadarrama).



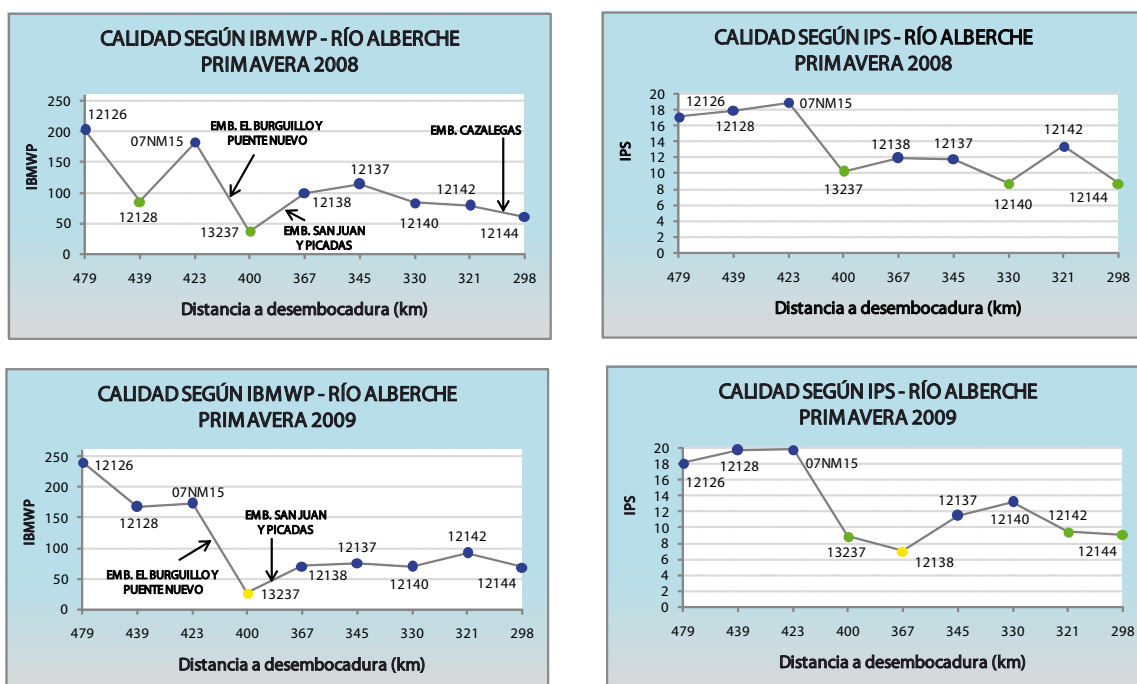


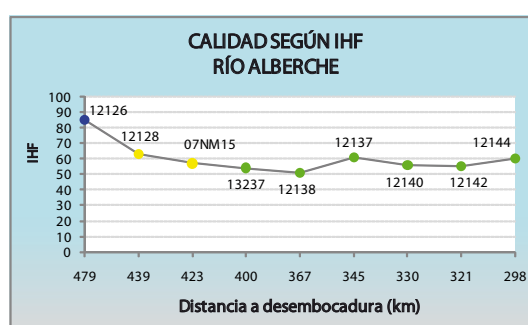
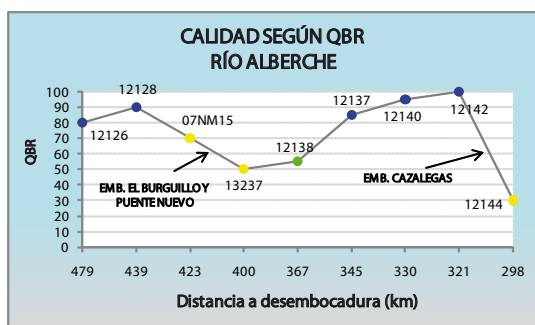
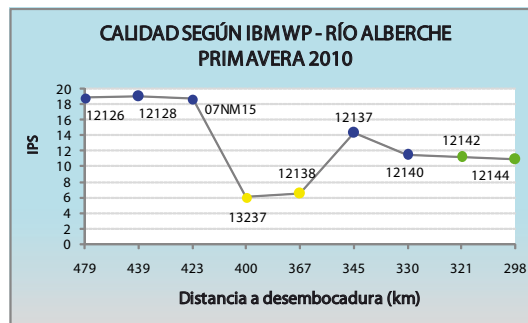
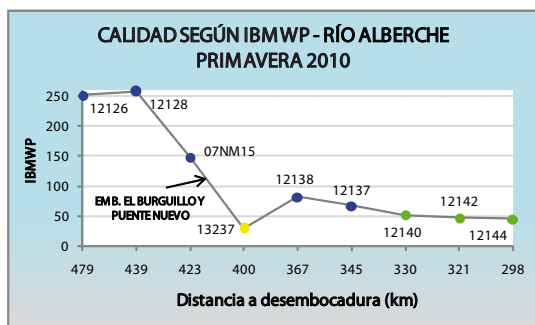
Gráficos 45-52. Estudio de los indicadores de calidad del eje del río Guadarrama (II)

La calidad hidromorfológica en función del QBR es muy buena en la estación 13244 (Collado Villalba – Guadarrama) y según el IHF no se ha encontrado ninguna estación con calidad inferior a moderada.

5.4.5 Eje río Alberche

En todas las campañas de muestreo realizadas en el río Alberche se ha obtenido calidad biológica moderada o superior a moderada. En este eje uno de los factores que puede determinar un cambio sustancial en la calidad biológica es la presencia de embalses, un total de cinco distribuidos a lo largo del eje.





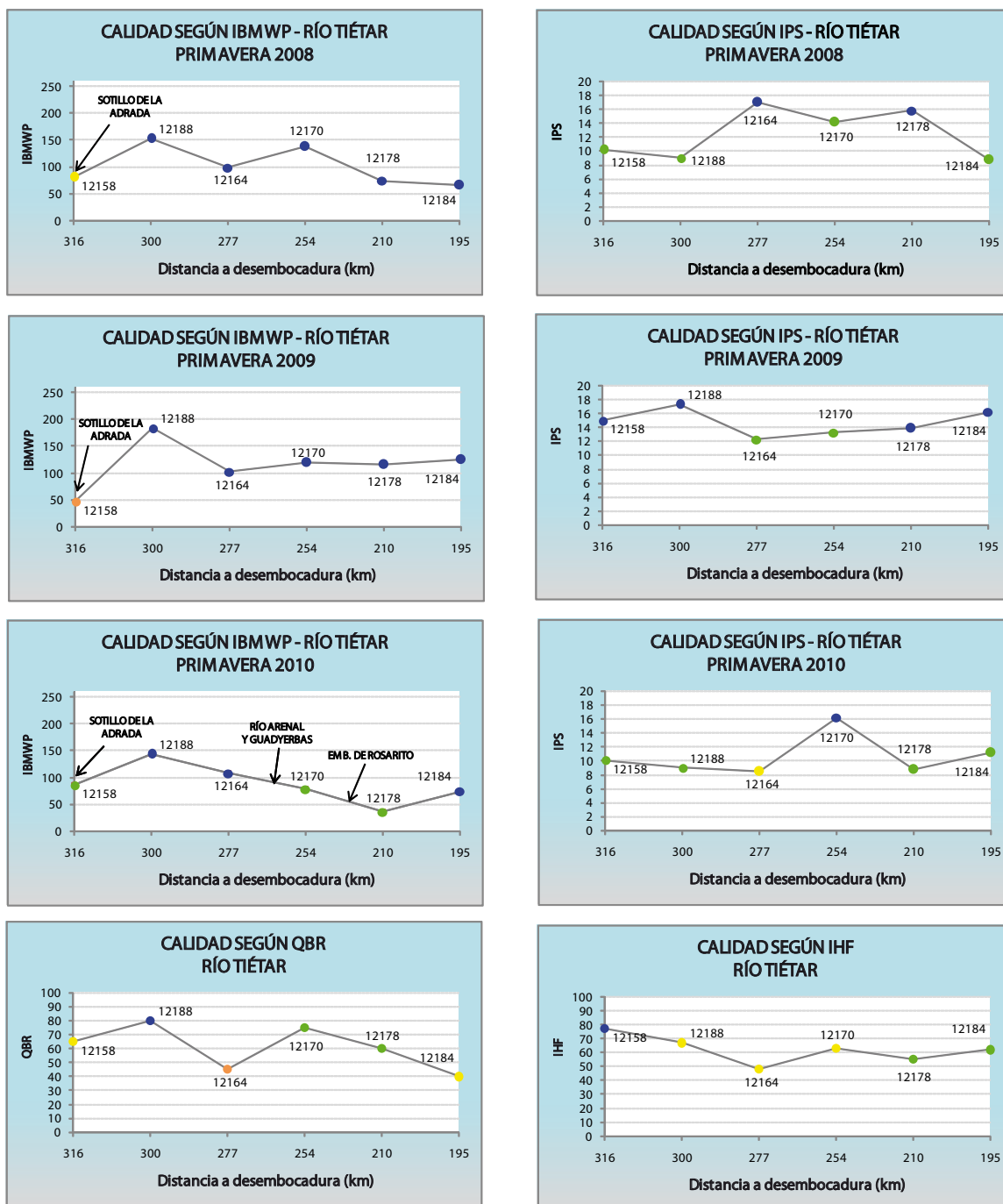
Gráficos 53-60. Estudio de los indicadores de calidad del eje del río Alberche (II)

En la estación 13237 (El Tiemblo – Alberche) localizada entre los embalses de Puente Nuevo y San Juan hay una disminución de la calidad de la campaña 2009 y 2010, mientras todas las estaciones restantes del eje presentan muy buena/buena calidad, en esta estación la calidad biológica es moderada. Este hecho también podría estar influido por la proximidad del municipio de El Tiemblo.

Respecto a la calidad hidromorfológica cabe mencionar que los resultados más desfavorables en función del QBR se han encontrado en las estaciones próximas a los embalses de cabecera (El Burguillo y Puente Nuevo) así como aguas abajo del embalse de Cazalegas (estación 12144 – Cazalegas – Alberche).

5.4.6 Eje río Tiétar

En el eje del río Tiétar, la estación que presenta la peor calidad es la 12158 (La Adrada – Tiétar). Esta estación se localiza en las gargantas del nacimiento del río Tiétar (Gargantas del Pajarero y río Tiétar desde la garganta).



RANGOS DE CALIDAD



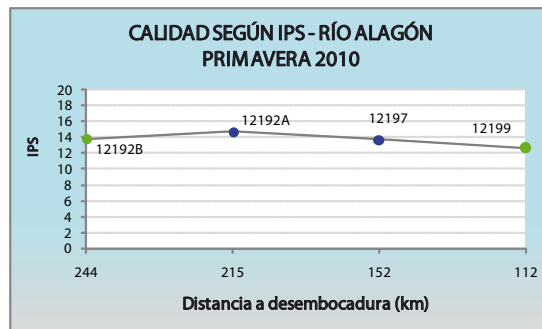
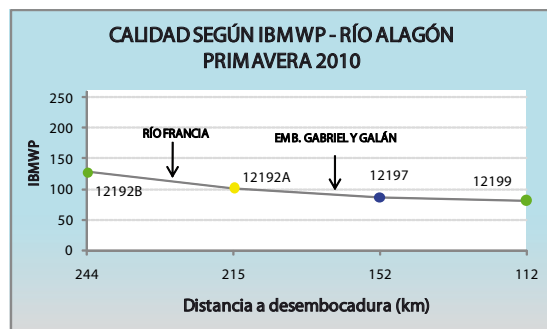
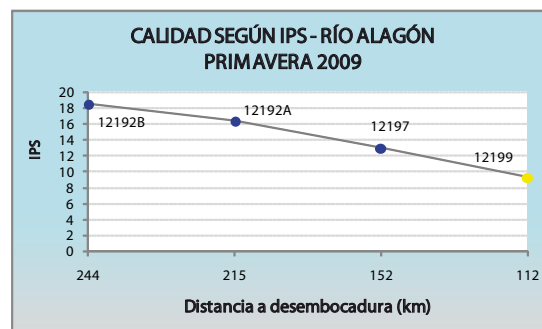
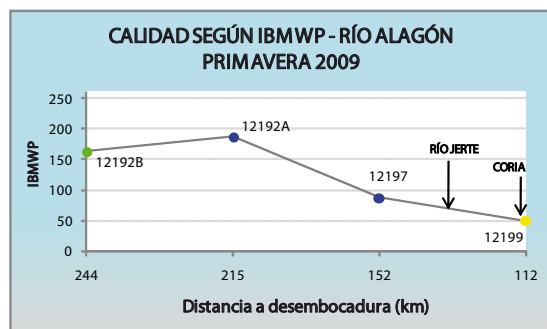
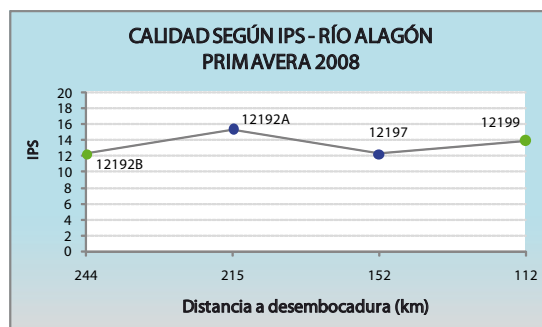
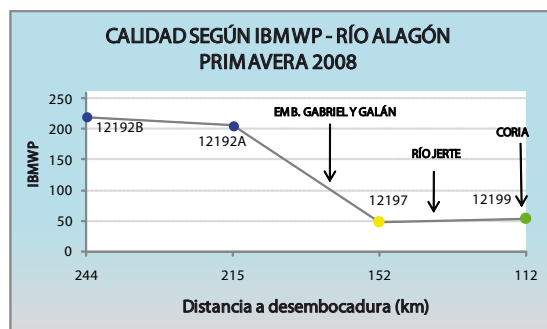
Gráficos 61-68. Estudio de los indicadores de calidad del eje del río Tiétar

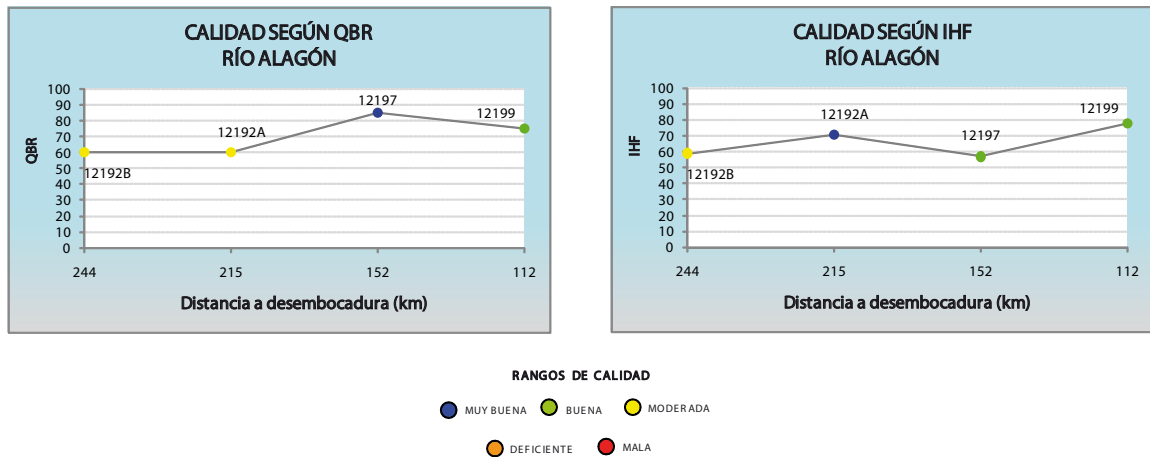
Aguas arriba se ubica el municipio de Sotillo de Adrada, que si bien es un municipio de aproximadamente 3000 habitantes, podría tener influencia en el resultado de calidad biológica de la estación 12158. La calidad mejora a lo largo del eje del Tiétar, no ejerciendo gran influencia en la variación de calidad el embalse de Rosarito en la zona intermedia del eje y la incorporación de los cauces del Arenal y Guadyerbas.

En la calidad hidromorfológica en función del QBR destacar la estación 12164 (Parrillas – Tiétar) que cuenta con calidad deficiente.

5.4.7 Eje río Alagón

Las estaciones cuya calidad biológica podría sufrir mayor variación son la 12197 (Montehermoso I – Alagón) y 12199 (Coria – Alagón), por la presencia aguas arriba del embalse de Gabriel y Galán y por la proximidad del municipio de Coria, respectivamente. Entre ambas estaciones también se incorpora el río Jerte que puede afectar a la variación de la calidad biológica. Los resultados han sido siempre de calidad moderada o superior a moderada. En la campaña de muestreo 2010 la incorporación del río Francia puede haber provocado el empeoramiento de la calidad de la estación 12192 A (Sotoserrano – Alagón) localizada aguas debajo de dicho afluente.



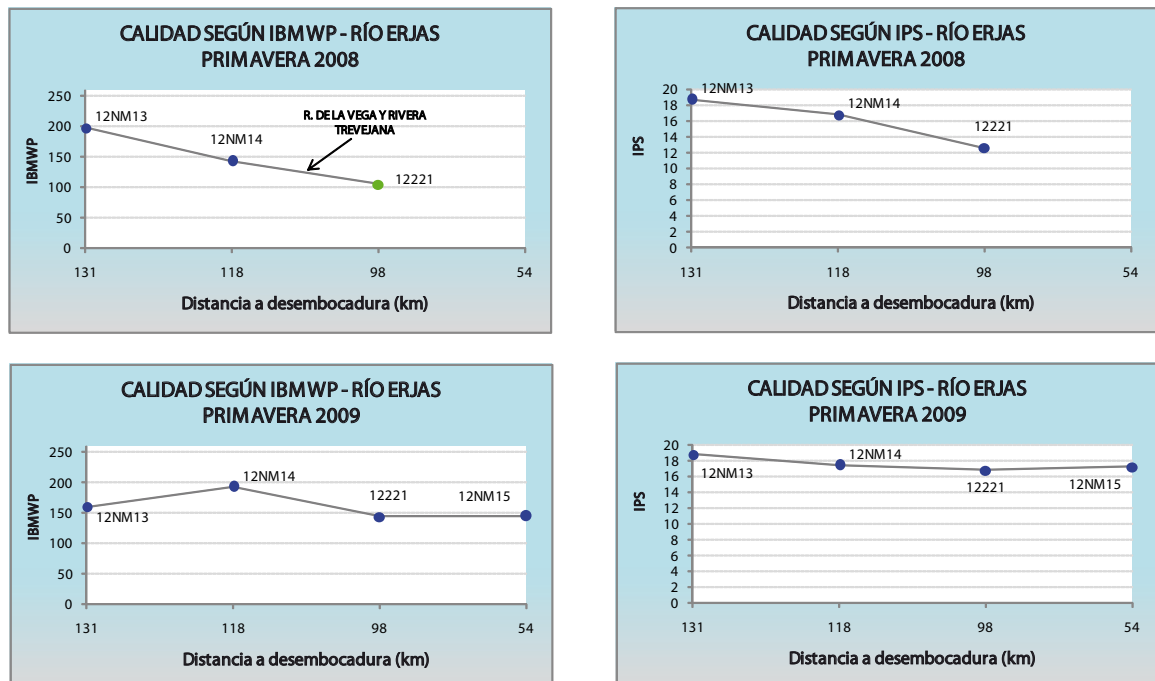


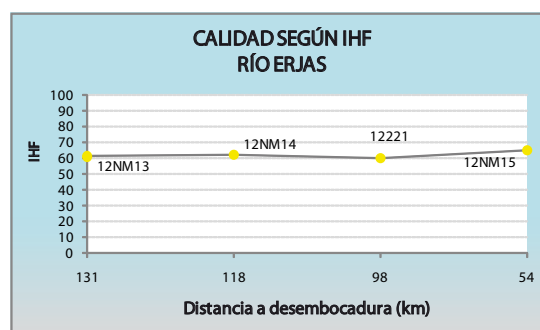
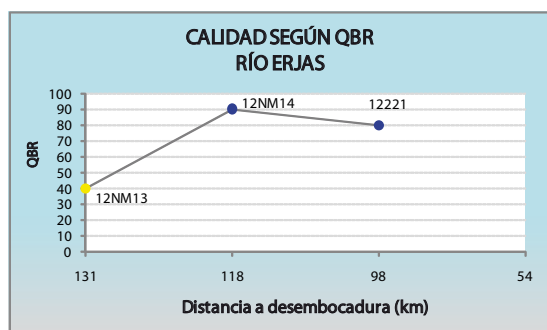
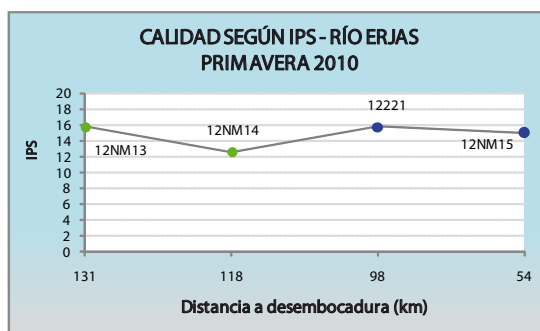
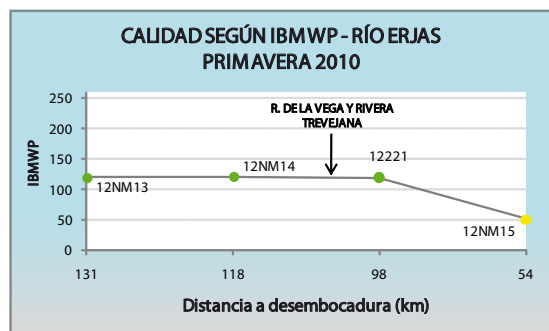
Gráficos 69-76. Estudio de los indicadores de calidad del eje del río Alagón

La calidad en función del fitobentos varía de forma similar, y en ningún caso presenta calidad deficiente. Por último, la calidad hidromorfológica mejora hacia aguas abajo hasta que el río Alagón desemboca en el río Tajo mediante el embalse de Alcántara II.

5.4.8 Eje río Erjas

A partir de la campaña de 2008 se ha ampliado el número de estaciones muestreadas en el río Erjas. En ningún caso se ha obtenido calidad inferior a moderada, las dos incorporaciones importantes son la Rivera Trevejana y el río de la Vega y su incorporación al eje principal no conlleva cambios significativos de calidad.



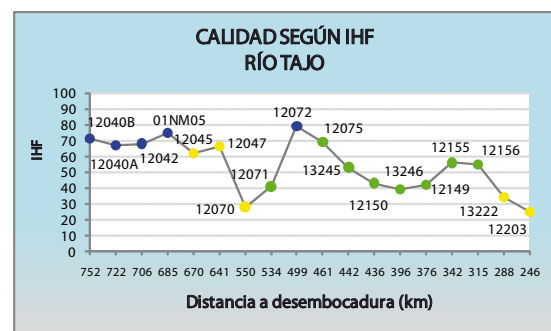
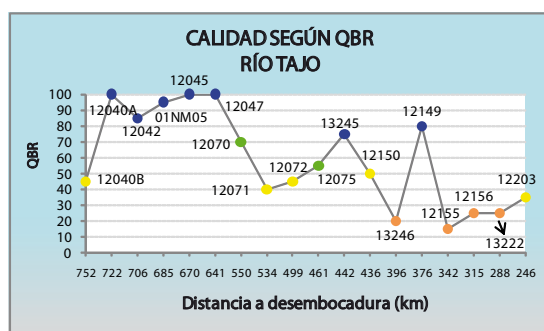
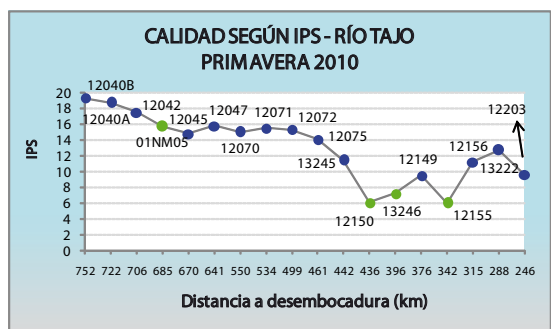
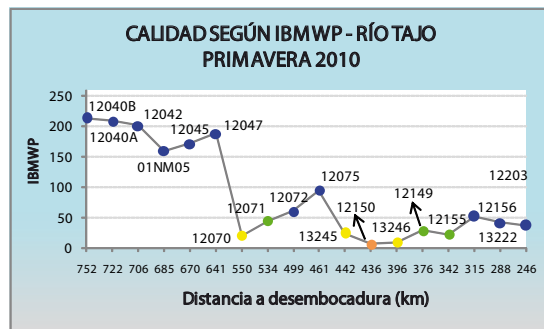
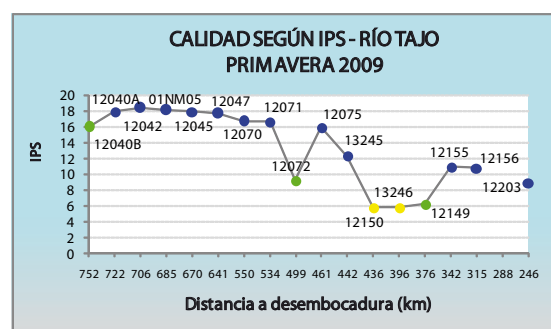
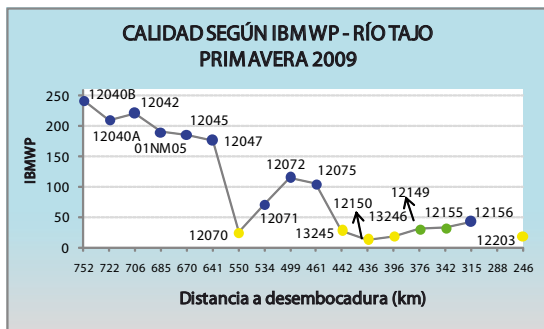
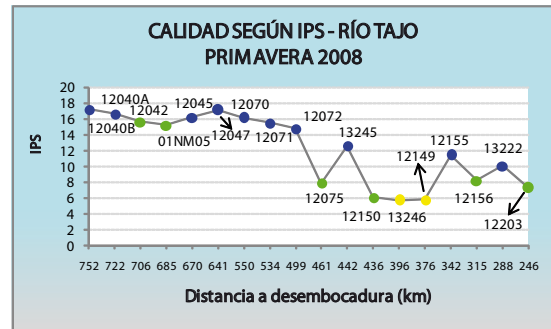
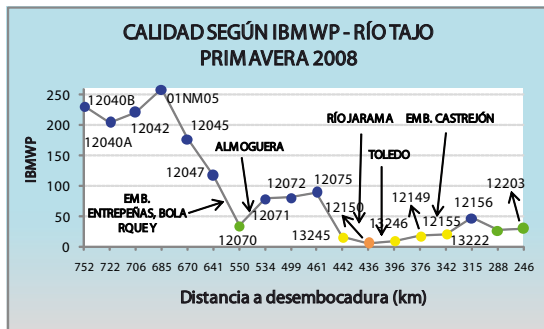


Gráficos 77-84. Estudio de los indicadores de calidad del eje del río Erjas (II)

5.4.9 Eje río Tajo

A nivel general el eje del Tajo presenta mejores resultados de calidad en cabecera y empeora en la zona media baja de la cuenca. Únicamente dos estaciones presentan calidad biológica deficiente, 12149 (Gerindote – Barciene) y 12150 (Aranjuez 2 – Tajo). Aguas arriba de la estación 12150 se incorpora el río Jarama y aguas abajo de la misma, antes de la 12149, se localizan los afluentes río Algodor y Arroyo Guatén. En la zona alta de la cuenca, tras los embalses de Entrepeñas, Bolarque y Zorita se produce un empeoramiento de la calidad, que muestra mayores diferencias en las campañas de 2009 y 2010, pasando de muy buena calidad biológica a moderada (en función del IBMWP). Los resultados de calidad en función del fitobentos presentan, por lo general, mejores resultados.

Por último, la calidad hidromorfológica en función del QBR establece calidad deficiente en las estaciones del tramo bajo, son estaciones en el entorno de Talavera de la Reina (estación 13222), Puebla de Montalbán (estación 12155) y Toledo (estación 13246). La calidad hidromorfológica en función del IHF es variable pero en ninguno de los casos desciende por debajo de calidad moderada.



Gráficos 85-92. Estudio de los indicadores de calidad del eje del río Tajo

[6]

Estado/potencial
ecológico



Río Tajo en Talavera de la Reina, Toledo.

6.1 EVALUACIÓN GLOBAL DEL ESTADO ECOLÓGICO Y POTENCIAL ECOLÓGICO

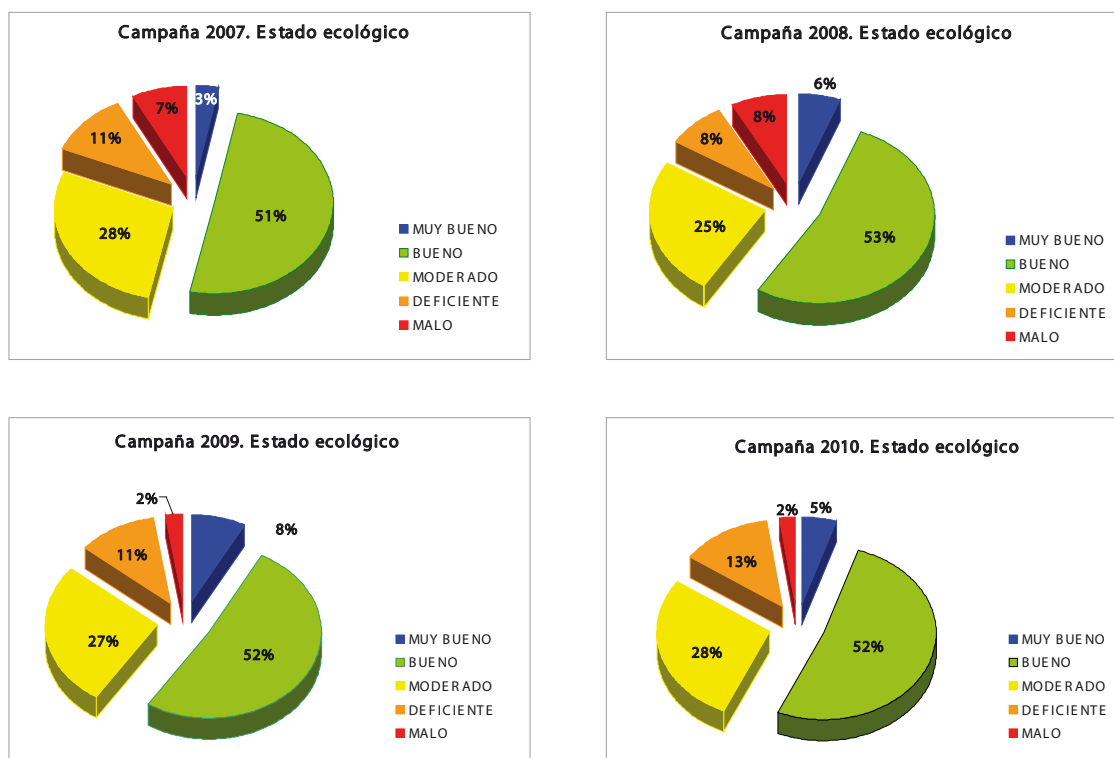
El criterio que se ha empleado para la evaluación del estado o potencial ecológico se explica detalladamente en el capítulo 3. El punto 3.1.2 explica en concreto las condiciones de referencia y valores de corte entre estados aplicados para cada tipología y el criterio utilizado según se trate de masas naturales o muy modificadas o artificiales.

A modo de resumen, el estado ecológico se evalúa aplicando a los indicadores biológicos, fisicoquímicos e hidromorfológicos los valores de corte entre estados aprobados en la Instrucción de Planificación Hidrológica, corregidos con el borrador de interpolación de IPS e IBMWP, elaborado por la SGGIDPH en mayo de 2009. Y en caso de no existir valores, se han aplicado las propias fronteras establecidas por el autor del índice.

Y el potencial ecológico de las masas de agua artificiales o muy modificadas se ha evaluado aplicando el llamado “criterio del escalón” en los índices IPS e IBMWP, que se explica en el capítulo 3. Mediante este criterio se establecen nuevos valores de corte de potencial ecológico menos exigentes que los aplicados para evaluar el estado ecológico.

6.1.1 Estado ecológico de todas las masas

En la figura siguiente, se representan los resultados del estado ecológico obtenidos para todas las masas de agua, independientemente de que se trate de masas naturales y artificiales o muy modificadas. Los resultados son muy similares para los cuatro años.



Gráficos 93-96. Estado ecológico de todas las masas de la categoría río, independientemente de que estén clasificadas como naturales, artificiales y muy modificadas. Años 2007-2010

En aquellas masas en las que se dispone de dos estaciones de control, se ha seleccionado únicamente una como representativa de la masa de agua. En caso de no existir un criterio de selección de una única estación, se ha elegido aquella cuyos resultados han sido más desfavorables.

Analizando los resultados en conjunto, se observa un predominio de los puntos de muestreo en donde se ha obtenido una valoración del estado “Bueno” o “Moderado”.

Teniendo en cuenta los resultados de bueno y muy buen estado, se podría concluir que algo más de la mitad de las masas de agua de la cuenca del Tajo cumplirían con el objetivo medioambiental de la DMA de alcanzar el buen estado en 2015.

La figura siguiente muestra una comparativa relativa al número de masas dentro de cada una de las clases de estado ecológico.

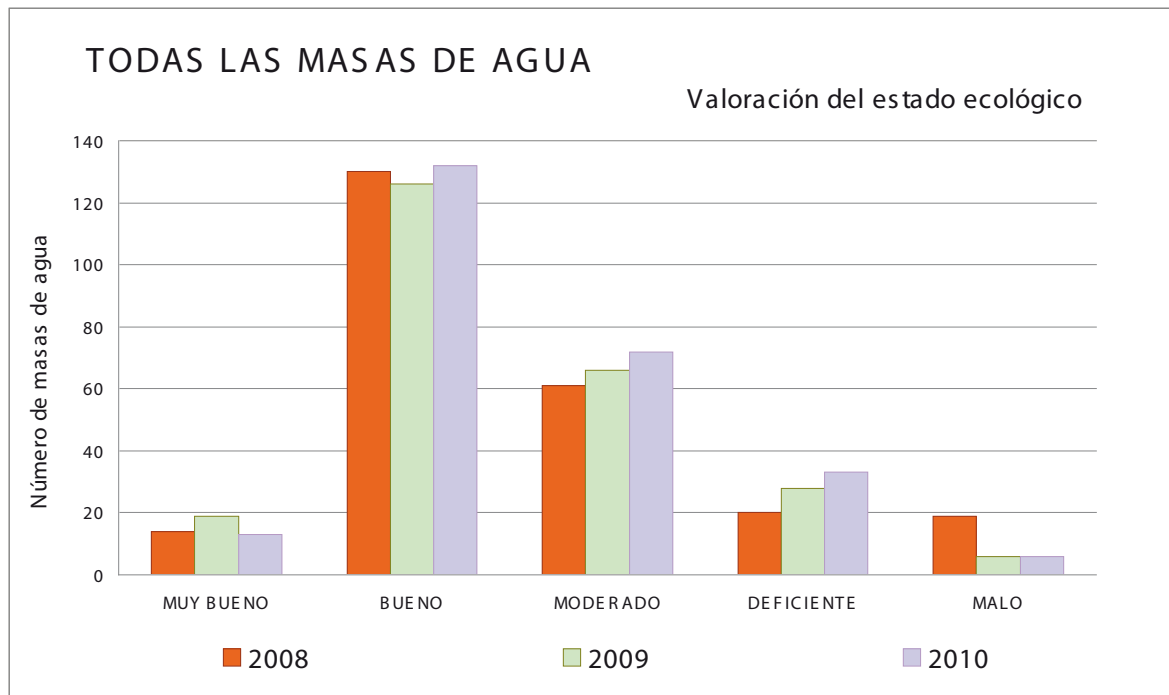


Gráfico 97. Valoración del estado ecológico en ríos clasificados como naturales, artificiales y muy modificados para las campañas de muestreo 2008, 2009 y 2010. (Nota: no se ha incluido la campaña del 2007 en esta comparativa por no ser representativa, al haber menos estaciones que en el resto de campañas posteriores.)

Los resultados reflejan, al igual que en la figura anterior, que al menos un 54% de los puntos presenta una valoración “Buena” o “Muy Buena”. También es importante resaltar que el porcentaje de masas en estado deficiente o malo es relativamente bajo (13% - 18%).

En el siguiente enlace de la página web de la CH Tajo, se muestran los resultados de los índices y parámetros utilizados para obtener el estado ecológico final de todas las masas: <http://www.chtajo.es/Informacion%20Ciudadano/Calidad/AguasSup/CalBiologica/Documents/resultados/Resultados%20rios%202006%20a%202010%20.xls>

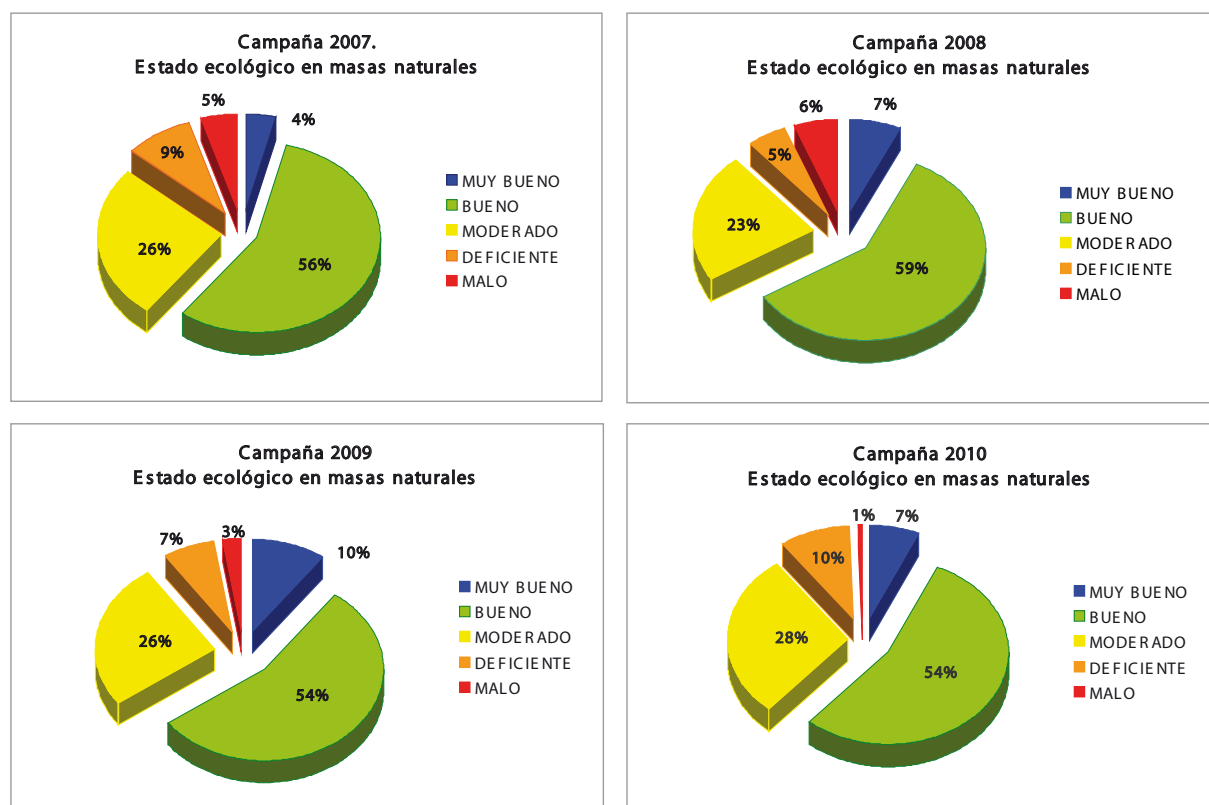
6.1.2 Estado ecológico de masas de río naturales

A continuación se representan gráficamente los resultados del estado ecológico obtenidos para las masas de agua incluidas en la categoría de naturales en las campañas realizadas entre los años 2007 y 2010.

En aquellas masas que cuentan con más de una estación, se ha asignado igualmente un resultado por masa de agua, seleccionando una única estación como representativa de la misma. En el caso de no existir un criterio de selección de una única estación, se ha elegido aquella cuyos resultados hayan sido más desfavorables a lo largo del periodo.

En la Figura 25 se muestra la distribución porcentual de los resultados obtenidos en masas de agua naturales.

Analizando los resultados, se observa un predominio de los puntos de muestreo en donde se ha obtenido una valoración del estado “Bueno” o “Moderado”, superando estas valoraciones, como mínimo, el 69% del total de los puntos muestreados.



Gráficos 98-101. Valoración del estado ecológico en ríos clasificados como naturales para las campañas de muestreo realizadas entre 2007 y 2010

Los resultados reflejan, que entre el 60 y el 66% de los ríos naturales presentan una valoración “Buena” o “Muy Buena”. Este porcentaje es notablemente superior al que vamos a encontrar si incluimos las masas muy modificadas (54% - 60%).

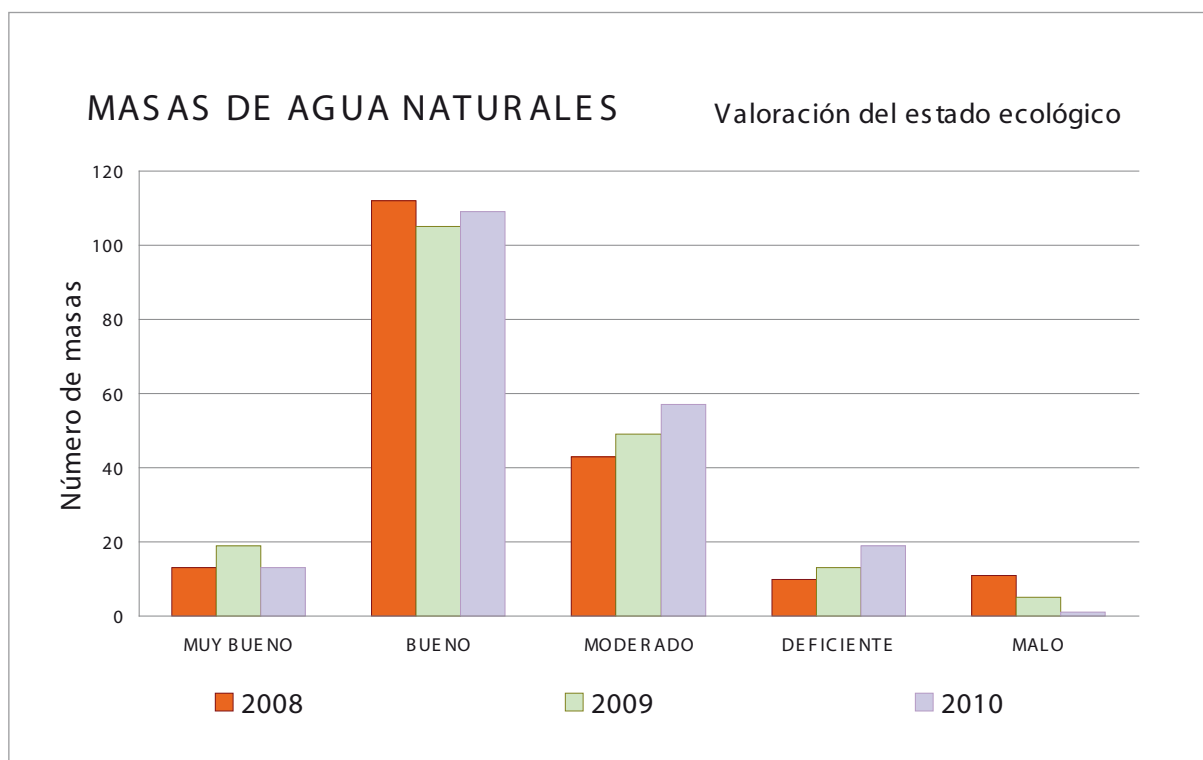


Gráfico 102. Valoración del estado ecológico en ríos clasificados como naturales, para las campañas de muestreo 2008, 2009 y 2010.

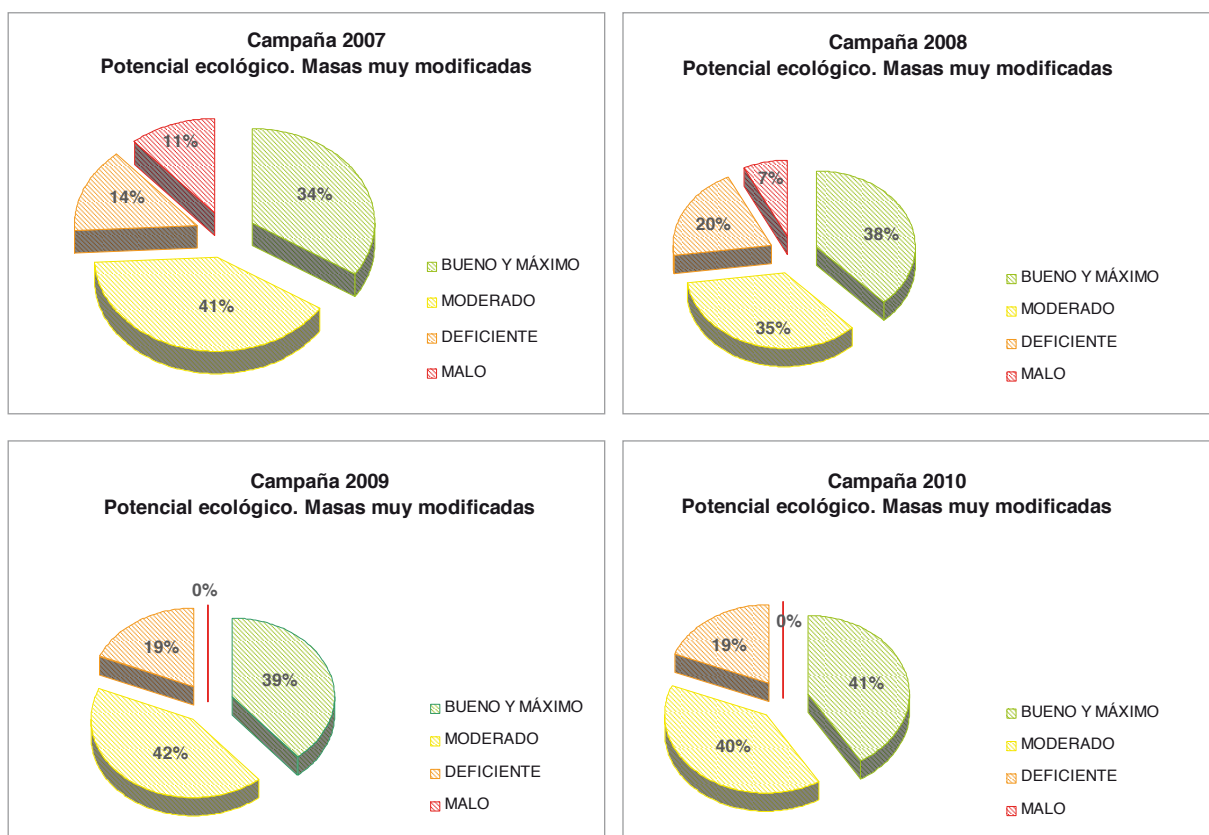
(Nota: no se ha incluido la campaña del 2007 en esta comparativa por no ser representativa, al haber menos estaciones que en el resto de campañas posteriores.)

6.1.3 Potencial ecológico de masas de río muy modificadas o artificiales

Para **ríos muy modificados y artificiales**, la IPH no establece criterio alguno para determinar el **potencial ecológico**. Siendo puristas, sobre estas masas no podría hablarse de estado ecológico, por lo que es necesario establecer un criterio para su valoración.

La CHTajo ha desarrollado un criterio para calcular el potencial ecológico (“criterio del escalón”), aplicando que el valor frontera de estado ecológico Bueno/Moderado sea el valor frontera entre el potencial ecológico Bueno y un supuesto “muy buen potencial ecológico”.

A partir de este valor de corte se aplica el mismo criterio que en ríos naturales. Es decir, en el caso del IBMWP, multiplicando dicho valor por 0,61, 0,36 y 0,15, se obtienen las fronteras B/Mod, Mod/Def y Def/ respectivamente. Y para el IPS, una vez adoptada la frontera potencial “MB”/B, el resto de valores se han obtenido a partir de los cuartiles de este valor.



Gráficos 103-106. Valoración del potencial ecológico en ríos clasificados como artificiales o muy modificados para las campañas de muestreo comprendidas entre el año 2007 y 2010

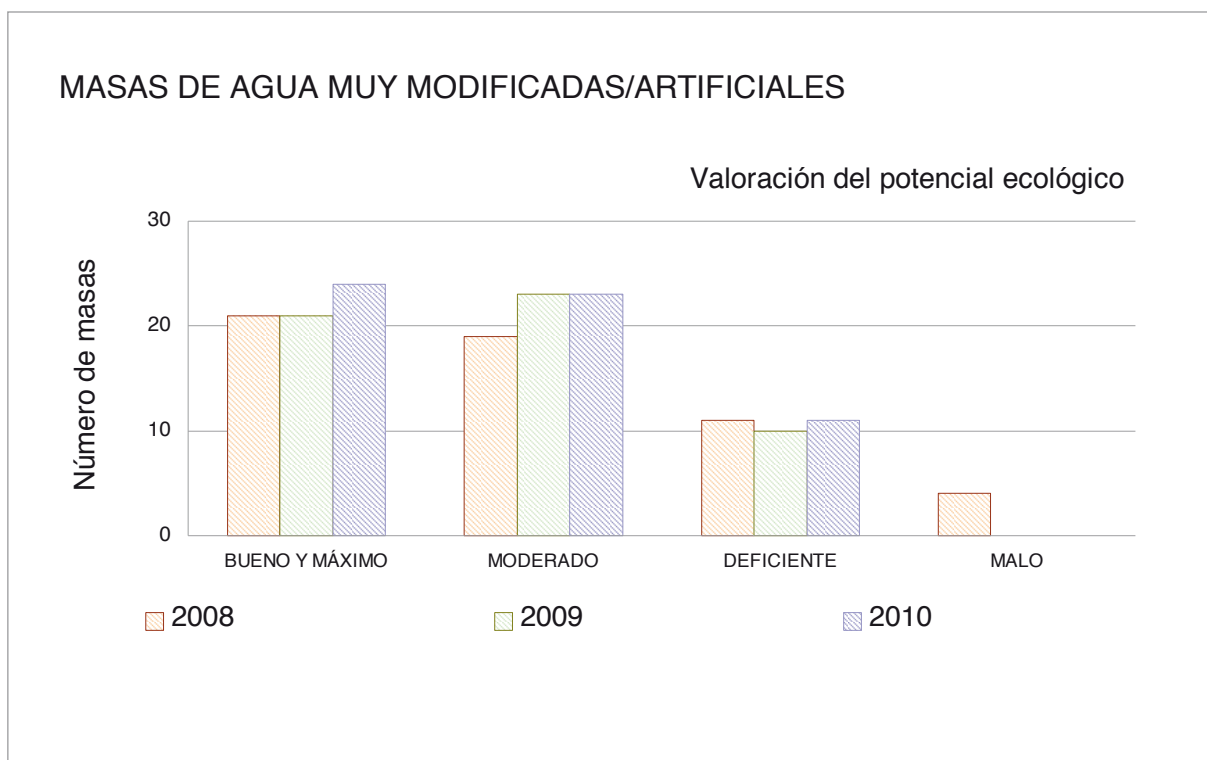


Gráfico 107. Valoración del potencial ecológico en ríos clasificados como muy modificados y artificiales, para las campañas de muestreo 2008, 2009 y 2010. (Nota: no se ha incluido la campaña del 2007 en esta comparativa por no ser representativa, al haber menos estaciones que en el resto de campañas posteriores.)

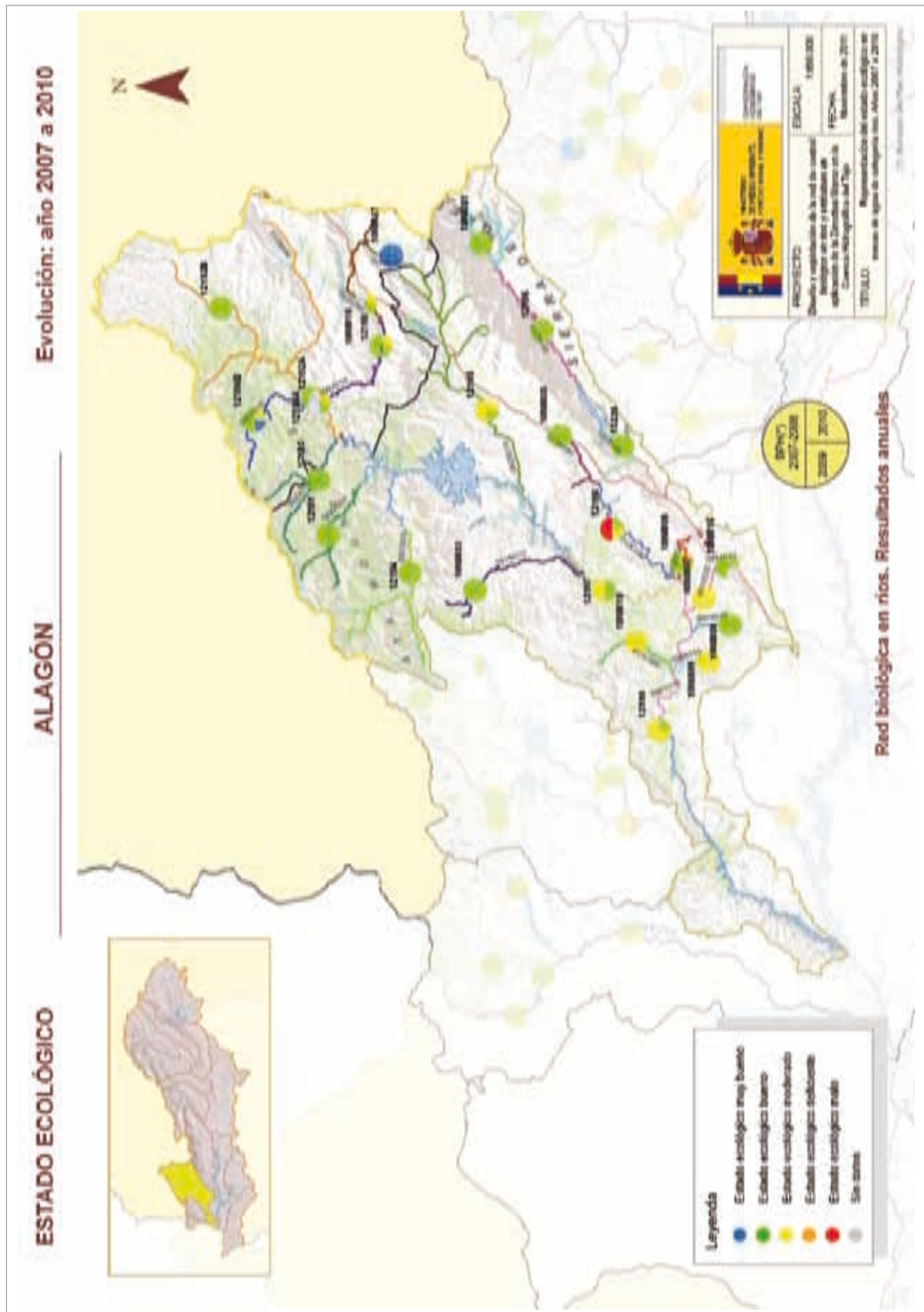
En el gráfico 23 se establece una comparativa relativa al número de masas dentro de cada una de las clases de potencial ecológico. No se ha incluido la campaña del 2007 en esta comparativa por no ser representativo al haber menos estaciones que en el resto de campañas posteriores.

Zona hidrográfica Alagón



CÓDIGO	NOMBRE	CALIDAD BIOLÓGICA		CALIDAD FÍSICOQUÍMICA		CALIDAD HIDROMORF.	ESTADO ECOLÓGICO		
		2009	2010	2009	2010		2009	2010	BPH* (2007-2008)
10NM01	JERTE - CIRUELOS	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
10NM03	SANTA CRUZ DE PANIAGUA - BRONCO	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
10NM05	VILLAR DE PLASENCIA - LA OLIVA	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
10NM06	GALISTEO - LAS MONJAS	BUENA	DEFICIENTE	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	DEFICIENTE	BUENO
10NM07	RILOBOS - BOQUERÓN	MODERADA	MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	MODERADO
10NM08	HOLGUERA - GRIMALDO	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
10NM09	TORREJONCILLO - ECIM	BUENA	MODERADA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	MODERADO
10NM10	MOROILLO - GRANDE	MUY BUENA	MUY BUENA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	MODERADO
10NM16	PLASENCIA - RIVERO		BUENA	MODERADA	MUY BUENA	<MUY BUENA		BUENO	BUENO
10NM17	CANDELARIO - CUERPO DE HOMBRE	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENO	MUY BUENO	MUY BUENO
10NM18	MONTEMAYOR DEL RÍO 2 - CUERPO DE HOMBRE	BUENA	MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	BUENO	MODERADO	
12186A	SOTOSERRANO - FRANCIA	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENO	BUENO	
12186B	MOGARRAZ - FRANCIA	MUY BUENA	MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENO	MODERADO	BUENO
12190	MONTEMAYOR DEL R-O - CUERPO DE HOMBRE	BUENA	MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	MODERADO	BUENO
12191	NUÑOMORAL 1 - HURDANO	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12192A	SOTOSERRANO - ALAGÓN	MUY BUENA	MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	MODERADO	
12192B	MONLEÓN - ALAGÓN	BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12193	LADRILLAR - LADRILLAR	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12194	CASAR DE PALOMERO - LOS - NGELES	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12195	ZARZA DE GRANADILLA - AMBROZ	BUENA	MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	MODERADO	MODERADO
12196	REBOLLAR - JERTE	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12197	MONTEHERMOSO 1 - ALAGÓN	BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	MODERADO
12198	CARCABOSO - JERTE	MODERADA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	BUENO	MALO
12199	CORIA - ALAGÓN	MODERADA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	BUENO	MODERADO
13226	PLASENCIA - JERTE	BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO

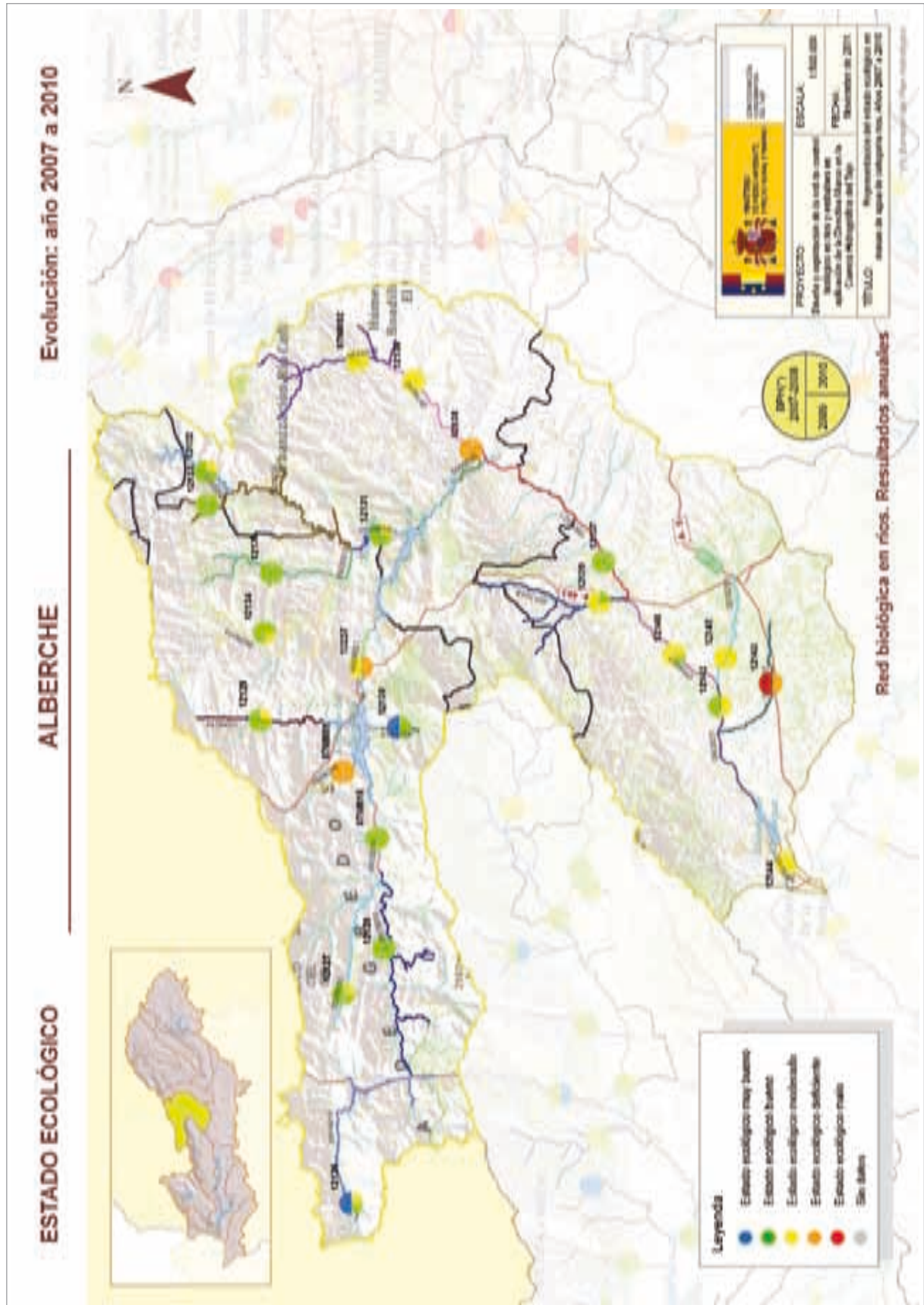
* BPH: Borrador del Plan Hidrológico, elaborado con los años 2007 y 2008





CÓDIGO	NOMBRE	CALIDAD BIOLÓGICA		CALIDAD FISCOQUÍMICA		CALIDAD HIDROMORF.	ESTADO ECOLÓGICO			
		2009	2010	2009	2010		2009	2010	BPH* (2007-2008)	
07NM01	EL BARRACO - ARREJONDO	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	DEFICIENTE	DEFICIENTE	
07NM02	NAVALAGAMELLA - PERALES	BUENA	BUENA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	MODERADO	
07NM15	NAVATAGORDO 2 - ALBERCHE	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO	
12126	SAN MARTÍN DE LA VEGA - ALBERCHE	MUY BUENA	MUY BUENA	BUENA	MODERADA	MUY BUENA	BUENO	MODERADO	MUY BUENO	
12127	NAVALACRUZ - NAVALACRUZ	MUY BUENA	MODERADA	BUENA	BUENA	MUY BUENA	BUENO	MODERADO	BUENO	
12128	NAVATAGORDO 1 - ALBERCHE	MUY BUENA	MUY BUENA	BUENA	BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO	
12129	SAN BARTOLOMÉ DE PINARES - GAZNATA	BUENA	MODERADA	MUY BUENA	MODERADA	<MUY BUENA	BUENO	MODERADO	BUENO	
12130	EL BARRACO - IRUELAS	MUY BUENA	MUY BUENA	BUENA	BUENA	MUY BUENA	BUENO	BUENO	MUY BUENO	
12131	SAN MARTÍN DE VALDEIGLESIAS - COFIO	BUENA	BUENA	BUENA	MODERADA	MUY BUENA	BUENO	MODERADO	BUENO	
12132	STA MARÍA DE LA ALAMEDA - ACENA	BUENA	MODERADA	MUY BUENA	BUENA	<MUY BUENA	BUENO	MODERADO	BUENO	
12133	STA MARÍA DE LA ALAMEDA - COFIO	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO	
12134	HOYO DE PINARES - BECEDAS	BUENA	BUENA	MODERADA	BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	BUENO	BUENO	
12135	HOYO DE PINARES - SOTILLO	BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO	
12136	VILLANUEVA DE PERALES - PERALES	BUENA	BUENA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	MODERADO	
12137	ALMOROX - ALBERCHE	BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO	
12138	ALDEA DEL FRESCO - ALBERCHE	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	DEFICIENTE	DEFICIENTE	
12139	ESCALONA - TORDILLOS	BUENA	BUENA	MODERADA	MUY BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	BUENO	MODERADO	
12140	NOMBELA - ALBERCHE	BUENA	MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	MODERADO	MODERADO	
12141	HORMIGOS - MOLINILLO	BUENA	BUENA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	MODERADO	
12142	CASAR ESCALONA - ALBERCHE	MODERADA	MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	BUENO	
12143	SANTA OLALLA - MARIGARCÍA	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MALO	
12144	CAZALEGAS - ALBERCHE	MODERADA	MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	MODERADO	
13237	EL TIEMBLO - ALBERCHE	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MODERADO	

* BPH: Borrador del Plan Hidrológico, elaborado con los años 2007 y 2008





CÓDIGO	NOMBRE	CALIDAD BIOLÓGICA		CALIDAD FÍSICOQUÍMICA		CALIDAD HIDROMORF.	ESTADO ECOLÓGICO		
		2009	2010	2009	2010		2009	2010	BPH* (2007-2008)
12207	TRUJILLO - TOZO	BUENA	BUENA	MODERADA	BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	BUENO	MODERADO
12208	TRUJILLO - MAGASCA	MODERADA	BUENA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	MODERADO
12209	SANTA MARTA DE MAGASCA - TAMUJA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12212	DELEITOSA - ALMONTE	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENO	MUY BUENO	MUY BUENO
13NM01	CABAÑAS DEL CASTILLO - ALMONTE	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	

* BPH: Borrador del Plan Hidrológico, elaborado con los años 2007 y 2008





Zona hidrográfica - Cabecera del Tajo

CÓDIGO	NOMBRE	CALIDAD BIOLÓGICA		CALIDAD FÍSICOQUÍMICA		CALIDAD HIDROMORF.	ESTADO ECOLÓGICO		
		2009	2010	2009	2010		2009	2010	BPH* (2007-2008)
01NM01	CIFUENTES - GRANDE	MODERADA	DEFICIENTE	BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	DEFICIENTE	BUENO
01NM02	PUEBLA DE DON FRANCISCO - JABALERA	MODERADA	DEFICIENTE	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	DEFICIENTE	MODERADO
01NM03	CAÑAUERUELAS - VEGA	BUENA	BUENA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	MODERADO
01NM04	CAÑIZARES - CUERVO	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENO	BUENO	MODERADO
01NM05	ZAOREJAS - TAJO	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENO	BUENO	BUENO
12040A	PERALEJOS DE LAS TRUCHAS - TAJO	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENO	MUY BUENO	BUENO
12040B	OREA - HOZ SECA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	
12041	TARAVILLA - CABRILLAS	BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12042	PEÑALÉN - TAJO	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENO	MUY BUENO	BUENO
12043	CASTILNUEVO - GALLO	BUENA	MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	MODERADO	BUENO
12044	CORDUENTE - GALLO	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12045	HUERTAHERNANDO - TAJO	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12046	RIBA DE SALLICES - LINARES	BUENA	BUENA	MODERADA	BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	BUENO	MODERADO
12047	TRILLO 1 - TAJO	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12048	OCENTEJO - LA HOZ		DEFICIENTE	BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA		DEFICIENTE	SIN EVALUAR
12050	ARBETETA - VILLANUEVA		BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA		BUENO	MODERADO
12052	CIFUENTES - SOTOCAL DE TAJO	MODERADA	MODERADA	MUY BUENA	BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	BUENO
12053	CIFUENTES - CIFUENTES	MODERADA	MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	BUENO
12054	BETETA - GUADIELA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12055	CAÑIZARES - GUADIELA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENO	MUY BUENO	MUY BUENO
12056	VINDEL - VINDEL	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12057	VEGA DE CODORNO - CUERVO	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12058	POYATOS - ESCABAS	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENO	MUY BUENO	BUENO
12059	VILLACONEJOS - TRABAJUE	BUENA	BUENA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	MODERADO
12060	ALBENDEA - ESCABAS	MUY BUENA	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12061	VILLALBA DEL REY - GUADAMEJUD	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MODERADO
12062	ALBENDEA 2 - GUADIELA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENO	MUY BUENO	BUENO
12063	CANALEJAS DEL ARROYO - MERDANCHÉL	BUENA	MODERADA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	MODERADO
12064	SALMERONCILLOS DE ABAJO - GARIGAY	BUENA	BUENA	BUENA	BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	MODERADO
12065	TRILLO - LA SOLANA	MUY BUENA	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12066	PAREJA - OMPOLVEDA	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENO	BUENO	MUY BUENO
12068	BUENDÍA - GUADIELA	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	DEFICIENTE	DEFICIENTE
12219	HUETE - MAYOR	MODERADA	DEFICIENTE	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADA	DEFICIENTE	MODERADA

* BPH: Borrador del Plan Hidrológico, elaborado con los años 2007 y 2008

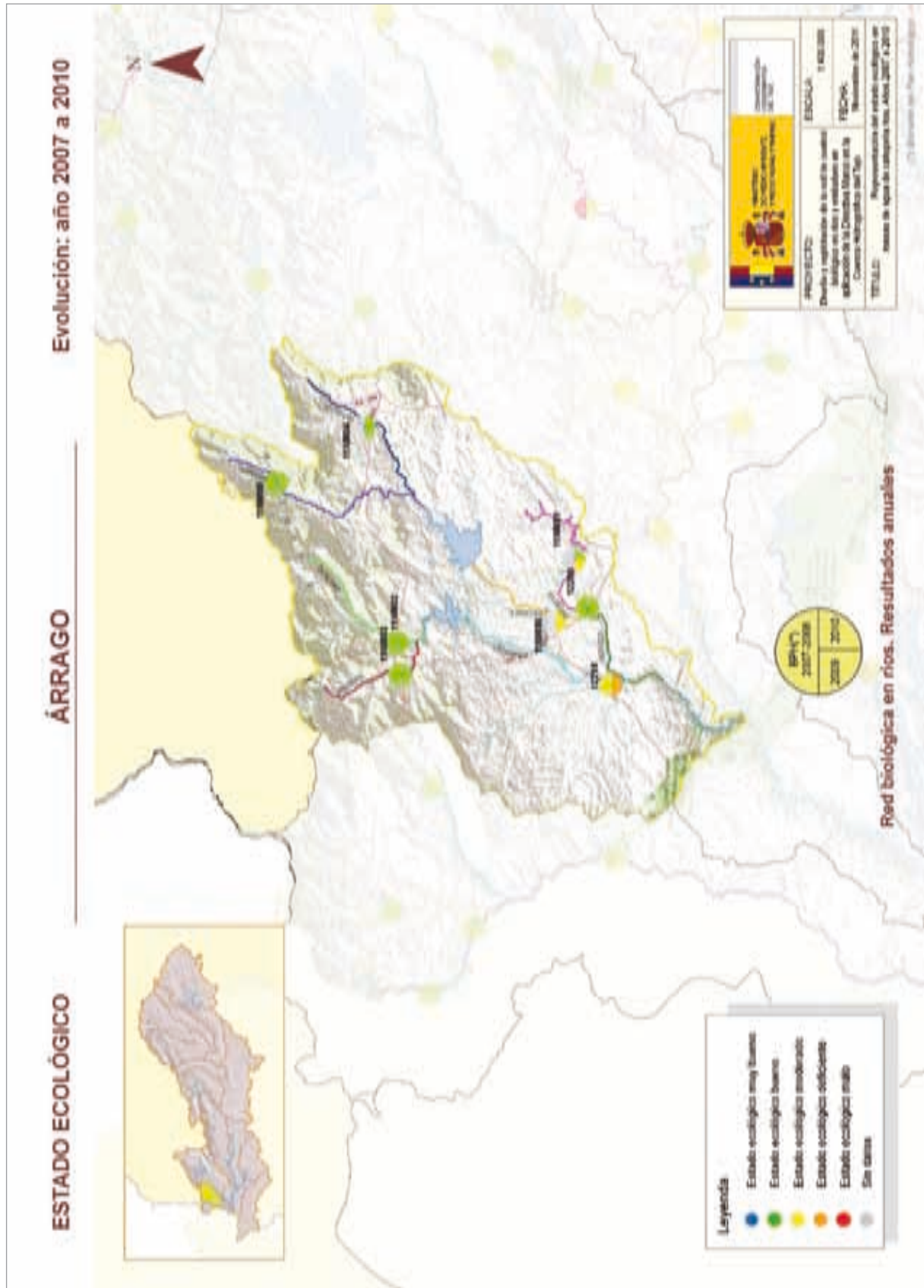




Zona hidrográfica Árrago

CÓDIGO	NOMBRE	CALIDAD BIOLÓGICA		CALIDAD FÍSICOQUÍMICA		CALIDAD HIDROMORF.	ESTADO ECOLÓGICO		
		2009	2010	2009	2010		2009	2010	BPH* (2007-2008)
11NM01	CALZADILLA - PATANA	MODERADA	BUENA	MODERADA	MUY BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	BUENO	BUENO
11NM02	VILLASBUENAS DE GATA - GATA	MUY BUENA	MUY BUENA	BUENA	BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
11NM03	HOYOS - ACEBO	MUY BUENA	BUENA	BUENA	BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
11NM04	VILLANUEVA DE LA SIERRA - TRAIGAS	BUENA	BUENA	BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
11NM05	DESCARGAMARÍA - ARRAGO	MUY BUENA	MUY BUENA	BUENA	BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	MODERADO
11NM06	MORALEJA - ARRAGO	MODERADA	MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	BUENO
12200	CASAS DE DON GÓMEZ - ARRAGO	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	MODERADO
12218	MORALEJA - GATA	DEFICIENTE	DEFICIENTE	BUENA	BUENA	MUY BUENA	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MODERADO

* BPH: Borrador del Plan Hidrológico, elaborado con los años 2007 y 2008

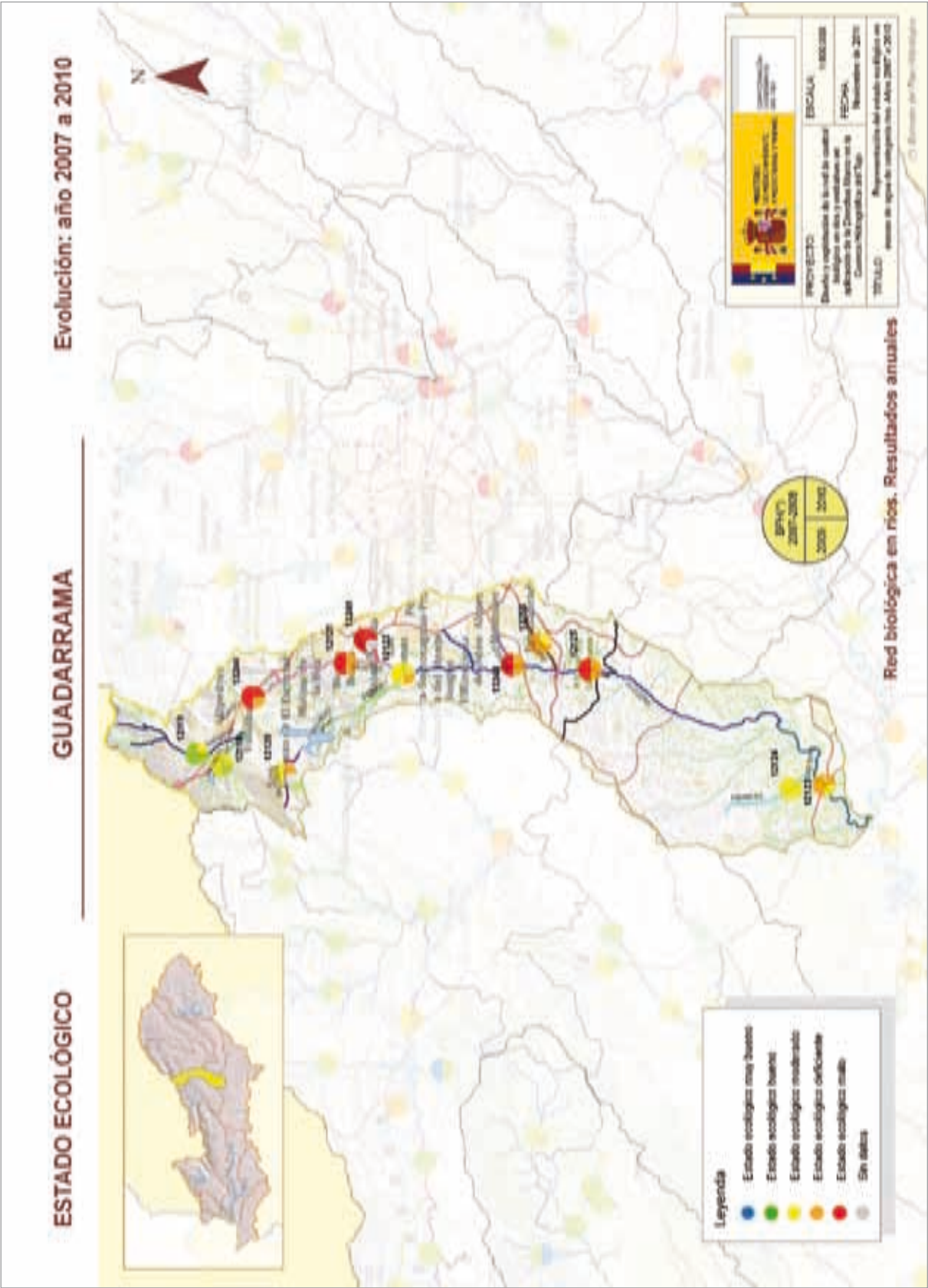




Zona hidrográfica - Guadarrama

CÓDIGO	NOMBRE	CALIDAD BIOLÓGICA		CALIDAD FÍSICOQUÍMICA		CALIDAD HIDROMORF.	ESTADO ECOLÓGICO		
		2009	2010	2009	2010		2009	2010	BPH* (2007-2008)
12118	GUADARRAMA - GUATEL II	BUENA	MODERADA	BUENA	BUENA	<MUY BUENA	BUENO	MODERADO	MODERADO
12119	GUADARRAMA - GUADARRAMA	BUENA	MODERADA	BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	MODERADO	BUENO
12120	EL ESCORIAL - AULENCIA		DEFICIENTE	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA		DEFICIENTE	MODERADO
12121	LAS ROZAS DE MADRID - GUADARRAMA	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MALO
12122	VILLANUEVA DE LA CAÑADA - AULENCIA	DEFICIENTE	MODERADA	BUENA	MODERADA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	MODERADO	MODERADO
12123	BARGAS - GUADARRAMA	MODERADA	DEFICIENTE	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	DEFICIENTE	DEFICIENTE
12124	VILLAMIEL DE TOLEDO - RENALES	MODERADA	MODERADA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	MODERADO
12125	BATRES - GUADARRAMA	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MALO
13244	COLLADO VILLALBA - GUADARRAMA	DEFICIENTE	MALA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	MALO	MALO
13248	MÓSTOLES - SOTO	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MALO
13249	MAJADAHONDA - PLANTÍO		MALA		MODERADA	<MUY BUENA		MALO	MALO
13255	ARROYOMOLINOS - LOS COMBOS	DEFICIENTE	MODERADA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	MODERADO	DEFICIENTE

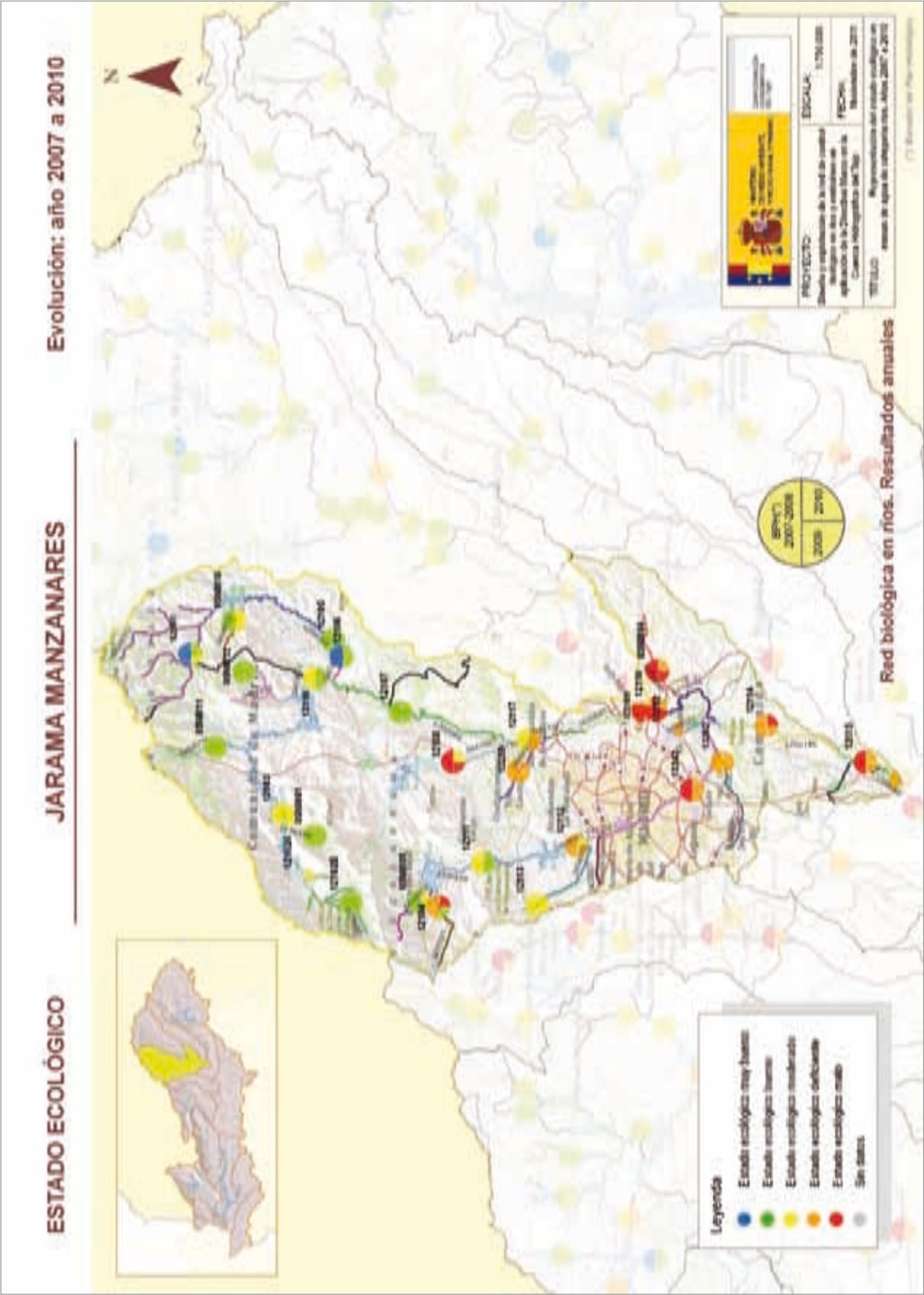
* BPH: Borrador del Plan Hidrológico, elaborado con los años 2007 y 2008





CÓDIGO	NOMBRE	CALIDAD BIOLÓGICA		CALIDAD FÍSICOQUÍMICA		CALIDAD HIDROMORF.	ESTADO ECOLÓGICO		
		2009	2010	2009	2010		2009	2010	BPH* (2007-2008)
12118	GUADARRAMA - GUATEL II	BUENA	MODERADA	BUENA	BUENA	<MUY BUENA	BUENO	MODERADO	MODERADO
12119	GUADARRAMA - GUADARRAMA	BUENA	MODERADA	BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	MODERADO	BUENO
12120	EL ESCORIAL - AULENCIA		DEFICIENTE	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA		DEFICIENTE	MODERADO
12121	LAS ROZAS DE MADRID - GUADARRAMA	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MALO
12122	VILLANUEVA DE LA CAÑADA - AULENCIA	DEFICIENTE	MODERADA	BUENA	MODERADA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	MODERADO	MODERADO
12123	BARGAS - GUADARRAMA	MODERADA	DEFICIENTE	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	DEFICIENTE	DEFICIENTE
12124	VILLAMIEL DE TOLEDO - RENALES	MODERADA	MODERADA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	MODERADO
12125	BATRES - GUADARRAMA	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MALO
13244	COLLADO VILLALBA - GUADARRAMA	DEFICIENTE	MALA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	MALO	MALO
13248	MÓSTOLES - SOTO	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MALO
13249	MAJADAHONDA - PLANTÍO		MALA		MODERADA	<MUY BUENA		MALO	MALO
13255	ARROYOMOLINOS - LOS COMBOS	DEFICIENTE	MODERADA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	MODERADO	DEFICIENTE

* BPH: Borrador del Plan Hidrológico, elaborado con los años 2007 y 2008





Zona hidrográfica - Margen Izquierda Intermedia

CÓDIGO	NOMBRE	CALIDAD BIOLÓGICA		CALIDAD FISICOQUÍMICA		CALIDAD HIDROMORF.	ESTADO ECOLÓGICO		
		2009	2010	2009	2010		2009	2010	BPH* (2007-2008)
08NM02	SEVILLEJA DE LA JARA - GÉBALO	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA MUY BUENA	MUY BUENO	MUY BUENO	MUY BUENO
08NM03	PUEBLA DE MONTALBÁN - CUEVAS	MODERADA	MODERADA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	MODERADO
08NM04	VILLAREJO DE MONTALBÁN - CEDENA	BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	
08NM05	LA PUEBLA NUEVA - SANGRERA	BUENA	MODERADA	MODERADA	BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	
08NM08	NAVALUCILLOS - PUSA	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12145	VILLASEQUILLA - MARTINROMÁN	BUENA	MODERADA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	MODERADO
12146	CONSUEGRA - ALGODOR		MODERADA	BUENA	BUENA	<MUY BUENA		MODERADO	MODERADO
12147	MORA - ALGODOR	MODERADA	MODERADA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	DEFICIENTE
12148	ARANJUEZ - ALGODOR	BUENA	MODERADA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	MODERADO
12149	GERINDOTE - BARCIENTE	MODERADA	MODERADA	MUY BUENA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	DEFICIENTE
13222	TALAVERA DE LA REINA - TAJO		BUENA	MUY BUENA	MODERADA	<MUY BUENA		MODERADO	MODERADO
13246	TOLEDO 2 - TAJO	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	DEFICIENTE	DEFICIENTE
13263	CANAL DE CASTREJÓN		DEFICIENTE		MUY BUENA	<MUY BUENA		DEFICIENTE	
12151	GUADAMUR - GUAJARAZ	MODERADA	DEFICIENTE	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	DEFICIENTE	MODERADO
12152	SAN MARTÍN DE MONTALBÁN - TORCÓN	BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12153	MALPICA DE TAJO - PUSA	BUENA	MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	BUENO
12154	ALCAUDETE DE LA JARA - GÉBALO	MODERADA	MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	MODERADO
12155	PUEBLA DE MONTALBÁN - TAJO	MODERADA	MODERADA	MODERADA	MUY BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	DEFICIENTE
12156	CEBOLLA - TAJO	BUENA	BUENA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	MODERADO
12157	LA ESTRELLA - USO	BUENA	BUENA	MUY BUENA	BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	DEFICIENTE

* BPH: Borrador del Plan Hidrológico, elaborado con los años 2007 y 2008





Zona hidrográfica - Salor

CÓDIGO	NOMBRE	CALIDAD BIOLÓGICA		CALIDAD FÍSICOQUÍMICA		CALIDAD HIDROMORF.	ESTADO ECOLÓGICO			
		2009	2010	2009	2010		2009	2010	BPH* (2007-2008)	
12213	CÁCERES 1 - SALOR	MODERADA	MUY BUENA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	MODERADO	
12214	CÁCERES - AYUELA	MODERADA	MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	BUENO	
12215	CÁCERES 2 - SALOR	BUENA	DEFICIENTE	MUY BUENA	BUENA	<MUY BUENA	BUENO	DEFICIENTE	BUENO	
12216	VALENCIA DE ALCÁNTARA - SÉVER	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	MUY BUENO	
12217	VALENCIA DE ALCÁNTARA 2 - ALBURREL	BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO		
14NM01	SANTIAGO DE ALCÁNTARA - AURELA	BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO	
14NM03	CARBAJO - CARBAJO		MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA		MODERADO		
14NM04	MEMBRÍO - CALATRUCHA		BUENA		MUY BUENA	<MUY BUENA		BUENO		
14NM10	HERRERA DE ALCÁNTARA - SÉVER	BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO	
14NM11	VALENCIA DE ALCÁNTARA 1 - ALBURREL	BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO	

* BPH: Borrador del Plan Hidrológico, elaborado con los años 2007 y 2008





CÓDIGO	NOMBRE	CALIDAD BIOLÓGICA		CALIDAD FÍSICOQUÍMICA		CALIDAD HIDROMORF.	ESTADO ECOLÓGICO		
		2009	2010	2009	2010		2009	2010	BPH* (2007-2008)
12201	CASTAÑAR DE IBOR - IBOR	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12202	PERALEDA DE SAN ROMÁN - GUALUJO	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12203	PUENTE DEL ARZOBISPO - TAJO	DEFICIENTE	BUENA	MODERADA	MUY BUENA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	BUENO	MODERADO
12204	VALDECAÑAS DE TAJO - DESCUERNACABRAS	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12205	JARAICEJO - LA VID	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12206	ACEHUCHE - FRESNEDOSA	MUY BUENA	MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	MODERADO	DEFICIENTE
12210	CÁCERES 1 - GUADILoba	BUENA	BUENA	BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	DEFICIENTE
12211	CÁCERES 2 - GUADILoba	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MODERADO
12220	VILLAMIEL - TREVEJANA	BUENA	MODERADA	MUY BUENA	BUENA	<MUY BUENA	BUENO	MODERADO	BUENO
12221	CILLEROS - ERJAS	MUY BUENA	BUENA	MODERADA	MUY BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	BUENO	BUENO
12222	VALVERDE DEL FRESNO - SOBREROS	MUY BUENA	BUENA	BUENA	BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12NM08	SERRADILLA - BARBAÓN	MODERADA	MUY BUENA	BUENA	BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	BUENO	MODERADO
12NM13	VALVERDE DEL FRESNO 1 - ERJAS	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12NM14	VALVERDE DEL FRESNO 2 - ERJAS	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12NM15	ALCÁNTARA 2 - ERJAS	MUY BUENA	MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	MODERADO	

* BPH: Borrador del Plan Hidrológico, elaborado con los años 2007 y 2008



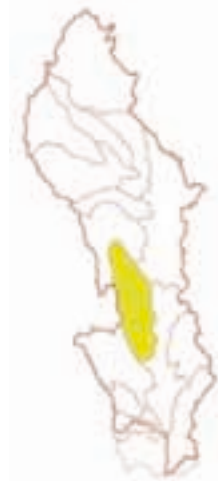


CÓDIGO	NOMBRE	CALIDAD BIOLÓGICA		CALIDAD FÍSICOQUÍMICA		CALIDAD HIDROMORF.	ESTADO ECOLÓGICO		
		2009	2010	2009	2010		2009	2010	BPH* (2007-2008)
03NM01	ROMANONES - SAN ANDRÉS	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
03NM02	EL SOTILLO - REGACHAL	MODERADA	BUENA	BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	BUENO	MODERADO
12076	LUZAGA - TAJUÑA	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12077	HORCHE - UNGR-A	BUENA	MUY BUENA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	BUENO
12078	ROMANONES - TAJUÑA	BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12079	MORATA - TAJUÑA	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MODERADA	BUENA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	DEFICIENTE	MALO

* BPH: Borrador del Plan Hidrológico, elaborado con los años 2007 y 2008



Zona hidrográfica - Tiétar



CÓDIGO	NOMBRE	CALIDAD BIOLÓGICA		CALIDAD FÍSICOQUÍMICA		CALIDAD HIDROMORF.	ESTADO ECOLÓGICO		
		2009	2010	2009	2010		2009	2010	BPH* (2007-2008)
09NM01	TALAYUELA - CARCABOSO	MODERADA	BUENA	BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	BUENO	BUENO
09NM04	CUACOS DE YUSTE - MONTE	MODERADA	DEFICIENTE	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	DEFICIENTE	MODERADO
09NM07	MALPARTIDA DE PLASENCIA 1 - CALZONES	BUENA	BUENA	MODERADA	MUY BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	BUENO	MODERADO
09NM08A	JARANDILLA - JARANDA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
09NM08B	JARAZ DE LA VERA - JARANDA	BUENA	MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	BUENO	MODERADO	
12170	CANDELEDA - TIÉTAR	BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12171A	MADRIGAL DE LA VERA - ALARDOS	MUY BUENA	BUENA	MODERADA	MUY BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	BUENO	BUENO
12171B	CANDELEDA - CHILLA	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	
12172	VILLANUEVA DE LA VERA - MINCHONES	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12173	VIANDAR DE LA VERA 1 - CUARTOS	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	MUY BUENO	BUENO	MUY BUENO
12174	TALAYUELA - SANTA MARÍA	MODERADA	BUENA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	DEFICIENTE
12175A	TALAYUELA - PARRILLA	DEFICIENTE	BUENA	BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	BUENO	DEFICIENTE
12175B	CALZADA DE OROPESA - MUGÍA		MODERADA	MODERADA	MODERADA	MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	
12176	NAVALMORAL DE LA MATA - SANTA MARÍA	BUENA	MODERADA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO	MODERADO	DEFICIENTE
12177	CASATEJADA - CASAS	DEFICIENTE	BUENA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	MODERADO	DEFICIENTE
12178	JARANDILLA - TIÉTAR	BUENA	MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	MODERADO	BUENO
12179	COLLADO - PEDROCHATE	BUENA	BUENA	MODERADA	MUY BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	BUENO	BUENO
12180	TALAVERUELA DE LA VERA - MOROS	BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12181	VILLANUEVA DE LA VERA 1 - GUALLAMINO	BUENA	MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	MODERADO	BUENO
12182	OROPESA - VIEJO DE ALCANIZO	MODERADA		MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	MODERADO		MODERADO
12183	GARGÜERA - GARGÜERA	BUENA	MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	BUENO	MODERADO	BUENO
12184	CASATEJADA - TIÉTAR	MUY BUENA	MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	MODERADO	MODERADO
12185	TORIL - PORQUERIZO	DEFICIENTE	MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	MODERADO	MODERADO
12187	ALMENDRAL DE LA CAÑADA - ALISEDA	MODERADA	BUENA	BUENA	BUENA	<MUY BUENA	MODERADO	BUENO	BUENO
12188	SARTAJADA - TIÉTAR	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12189	GAVILANES - TORRES	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENO	MUY BUENO	BUENO
12158	LA ADRADA - TIÉTAR	DEFICIENTE	BUENA	MODERADA	MODERADA	<MUY BUENA	DEFICIENTE	MODERADO	MODERADO
12159	LANZAHITA - LANZAHITA	BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12161	ALMENDRAL DE LA CAÑADA - TORINAS	BUENA	BUENA	BUENA	BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12163	MOMBELTRÁN - RAMACASTAÑAS	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENO	MUY BUENO	BUENO
12164	PARRILLAS - TIÉTAR	BUENA	MODERADA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	MODERADO	BUENO
12165	VELADA - GUADAYERBAS	BUENA	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12166	OROPESA - GUADAYERBAS	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12167	CANDELEDA - STA MARÍA	BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	BUENO
12168	ARENAS DE SAN PEDRO - ARENAL	MUY BUENA	BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	<MUY BUENA	BUENO	BUENO	MODERADO
12169	ARENAS DE SAN PEDRO - ARBILLAS	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENA	MUY BUENO	MUY BUENO	MUY BUENO

