



ESTUDIO DEL ÍNDICE IBMWP DE MACROINVERTEBRADOS Y SU RELACIÓN CON LOS CAUDALES ECOLÓGICOS MÍNIMOS EN EL RÍO TAJO. TRAMO ALMOGUERA-TALavera



INGENIERIA Y CIENCIA AMBIENTAL, SL

C/ Miguel Menéndez Boneta, 2-4 Puerta 8
LOS MOLINOS (28460). TF. Y FAX 91-855 00 29

NOVIEMBRE 2021

PRESENTACIÓN

La SOCIEDAD CENTRAL DE REGANTES DEL ACUEDUCTO TAJO-SEGURA (SCRATS) ha encargado a la consultora ambiental independiente INGENIERÍA Y CIENCIA AMBIENTAL, SL la Asistencia Técnica para el “ESTUDIO DEL ÍNDICE IBMWP DE MACROINVERTEBRADOS Y SU RELACIÓN CON LOS CAUDALES ECOLÓGICOS MÍNIMOS EN EL RÍO TAJO EN EL TRAMO ALMOGUERA-TALavera”, cuyo Informe Final se presenta.

Madrid, 25 de noviembre de 2021

Responsable del Informe Técnico

Dr Fernando J. Mariño Fernández

Rev. Nº	Motivo modificación	Aprobado por	Fecha entrega
1	Edición original. Borrador	Dr Fernando Mariño	25-11-21

ÁMBITO DE LA INSPECCIÓN: NO REGLAMENTARIO. NO SE HA OMITIDO NINGÚN ASPECTO DEL ÁMBITO ORIGINAL DEL TRABAJO.

IDENTIFICACIÓN DEL ÍTEM INSPECCIONADO: AGUAS CONTINENTALES.

CONDICIONES GENERALES: EL CONTENIDO DEL PRESENTE INFORME DE INSPECCIÓN SE HA AJUSTADO A LO ESTABLECIDO EN LAS NORMA ISO/IEC 17020 Y/O ISO 9001. LOS ANÁLISIS EN EL LABORATORIO LOS HAN REALIZADO LABORATORIOS EXTERNOS ACREDITADOS POR LA NORMA INTERNACIONAL UNE/EN/ISO 17025.

LA INSPECCIÓN Y MUESTREO SE HA REALIZADO SEGÚN ESPECIFICACIONES RECOGIDAS EN LAS INSTRUCCIONES DEL SGC DE EES INTERNATIONAL, SA, CON REGISTROS PRIMARIOS DE LAS MEDIDAS IN SITU INCLUIDOS EN EL CUADERNO DE CAMPO DEL EQUIPO.

- 1) El presente informe es copia fiel del original que mantiene y no es válido si no incluye la firma del Director Técnico de ICA, SL.
- 2) Los resultados obtenidos sólo afectan a las muestras ensayadas.
- 3) El presente informe no debe ser reproducido ni total ni parcialmente sin la autorización expresa del responsable Técnico de ICA, SL.

LOS RESULTADOS DE LA PRESENTE INSPECCIÓN SE REFIEREN EXCLUSIVAMENTE AL PEDIDO REALIZADO.

DESIGNACIÓN DEL DOCUMENTO: ESTUDIO INDICE IBMWP RIO TAJO 251121

IDENTIFICACIÓN DE LA VERSIÓN DEL DOCUMENTO: 251121

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
2. OBJETIVO Y ALCANCE DEL TRABAJO	2
3. METODOLOGÍA	3
4. RESULTADOS	6
5. CONCLUSIONES	15
6. BIBLIOGRAFÍA	16

ANEXO 1. RESULTADOS ANALISIS MACROINVERTEBRADOS JUNIO 2021

ANEXO 2. BASE DE DATOS

1. INTRODUCCIÓN

El estado de una masa de agua superficial (MAS) es el grado de alteración que presenta respecto a sus condiciones naturales y viene determinado por el peor valor de su estado químico y ecológico (Directiva 2000/60/CE, en adelante DMA).

El estado químico es una expresión de la calidad de las aguas superficiales que refleja el grado de cumplimiento de las normas de calidad ambiental de las sustancias prioritarias y otros contaminantes. Por su parte, el estado ecológico es una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales en relación con las condiciones de referencia.

Para clasificar el estado ecológico de las masas de agua superficial se aplican los indicadores de los elementos de calidad biológicos, con soporte en elementos fisicoquímicos e hidromorfológicos más apropiados para cada una de las cuatro categorías de masas de agua (ríos, lagos, aguas de transición o aguas costeras).

La experiencia y uso de métodos biológicos para evaluar la calidad de las aguas de los ríos es amplia y de gran tradición en la Península Ibérica (Alba Tercedor & Prat, 1992). Tanto en España, como en Portugal, en la última década se ha extendido el uso de una adaptación del sistema de puntuación BMWP inicialmente empleado en Gran Bretaña (Armitage et al., 1983), conocido como índice BMWP' (Alba Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988) y más recientemente el índice IBMWP (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Alba-Tercedor, 1996; Alba-Tercedor & Pujante, 2000).

De esta forma, dentro de los indicadores del elemento de calidad biológico, los macroinvertebrados y su índice IBMWP tienen un peso muy importante para evaluar el estado/potencial biológico y ecológico, siendo muy buenos indicadores de la contaminación orgánica en un río. Sin embargo, la aplicabilidad de éste y otros índices biológicos para evaluar los efectos del régimen de caudales en un río ha sido ampliamente discutida en trabajos previos (Stanford et al., 1996 y Poff et al., 1997).

El valor que toma el índice IBMWP y su relación directa con los caudales fluyentes en un río y, más aún, con las posibles alteraciones asociadas con el régimen de caudales ecológicos mínimos es fundamental a la hora de valorar el estado/potencial ecológico de una masa de agua y el buen estado de la biocenosis fluvial.

2. OBJETIVO Y ALCANCE DEL TRABAJO

El objetivo del presente trabajo se centra en valorar el uso correcto del índice IBMWP de macroinvertebrados empleado en la determinación del estado/potencial ecológico y su relación con los caudales fluyentes del río Tajo en las MAS en el tramo comprendido entre Almoguera y Talavera de la Reina.

Se pretende comprobar la hipótesis que, aunque en una determinada MAS del río Tajo en el tramo considerado, el índice IBMWP determine un estado biológico peor que bueno, este resultado no tiene relación directa con el régimen de caudales y sí con otros factores que afectan a la calidad del agua.

Para cumplir con este objetivo, se han propuesto los siguientes trabajos:

- Revisión bibliográfica de los resultados obtenidos en las diferentes redes de control (físico-químico, biológico, etc) de la Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT) en las estaciones situadas en nueve MAS en el tramo Almoguera-Talavera de la Reina en el período 2006 al 2018 y disponibles en la web de la CHT.
- Realización de una campaña de muestreo en los meses de la primavera de 2021 (junio 2021) con el fin de determinar en las mismas estaciones de la red de control de la CHT la composición de macroinvertebrados y el índice IBMWP.
- Analizar la evolución del potencial ecológico en las diferentes MAS, la variabilidad del índice IBMWP y su relación con diferentes variables físico-químicas, hidromorfológicas e hidrológicas.
- Análisis de la aplicabilidad del índice IBMWP para evaluar los efectos del régimen de caudales en el tramo del río Tajo analizado.

3. METODOLOGÍA

En una primera fase, se seleccionaron nueve (9) estaciones de muestreo en el tramo del río Tajo comprendido entre la presa de Almoguera y Talavera de la Reina, siguiendo el criterio de que fueran representativas de las MAS en dicho tramo y coincidentes con las que explotan las redes biológica y físico-química de la CHT. Las estaciones seleccionadas y sus principales características se incluyen en el **Cuadro 1**.

CUADRO 1. CARACTERÍSTICAS DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO SELECCIONADAS					
DENOMINACIÓN ESTACIÓN MUESTREO	CÓDIGO	DENOMINACIÓN DE LA MAS	CÓDIGO MAS	NAT. MASA	TIPOLO.
ALMOGUERA – TAJO	TA58402003	Río Tajo desde E. Almoguera hasta E. Estremera	ES030MSPF0105021	MM	R-T16
FUENTIDUEÑA DE TAJO – TAJO	TA60702001	Río Tajo desde E. Estremera hasta Ayo. Álamo	ES030MSPF0103021	MM	R-T16
NOBLEJAS – TAJO	TA60602001	Río Tajo desde R. Acequia del Tajo hasta A. Embocador	ES030MSPF0102021	MM	R-T16
ARANJUEZ 1 – TAJO	TA60502004	Río Tajo en Aranjuez	ES030MSPF0101021	MM	R-T16
ARANJUEZ 2 – TAJO	TA60502001	Río Tajo desde Jarama hasta Toledo	ES030MSPF0608021	MM	R-T17
TOLEDO 2 – TAJO	TA62908005	Río Tajo en Toledo hasta confluencia río Guadarrama	ES030MSPF0607021	MM	R-T17
PUEBLA DE MONTALBÁN – TAJO	TA65608002	Río Tajo aguas abajo E. Castrejón	ES030MSPF0604021	MM	R-T17
CEBOLLA – TAJO	TA62708008	Río Tajo en la confluencia río Alberche	ES030MSPF0603021	MM	R-T17
TALAVERA DE LA REINA – TAJO	TA62708006	Río Tajo desde R. Alberche hasta la cola E. Azután	ES030MSPF0602021	MM	R-T17

NATURALEZA DE LA MAS: MM: masa muy modificada. TIPO.: tipología de la MAS.

El muestreo, análisis de muestras y cálculo del índice IBMWP de macroinvertebrados los realizó el laboratorio DBO5, SL (Anexo 1), acreditado en la norma UNE/EN/ISO 17025, siguiendo los siguientes protocolos del MITECO:

- Organismos invertebrados bentónicos en ríos. Protocolo de muestreo y laboratorio de fauna bentónica de invertebrados en ríos vadeables. ML-Rv-I-2013.
- IBMWP. Protocolo de cálculo del índice IBMWP. IBMWP-2013

Además, se analizaron en cada estación de muestreo diferentes parámetros físico-químicos por el laboratorio acreditado (pH, oxígeno disuelto, amonio, fosfatos y nitratos) y se evaluó el estado hidromorfológico en relación con la calidad del bosque de ribera y el hábitat fluvial mediante el índice QBR (Munné et al., 1988 y Pardo et al., 2002).

Para la variable hidrológica (VH), se emplearon las aportaciones-escorrentías total acumuladas (Hm^3/mes) al final de cada MAS en los meses coincidentes con los resultados biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos completados en cada estación de muestreo, empleando para ello las últimas series SIMPA (1940-2018) modificadas por la CHT¹.

La base de datos se generó con los resultados biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos publicados en la web² de la CHT para el período 2006 al 2018, variable hidrológica obtenida de las series SIMPA y resultados del muestreo de junio de 2021 (Anexo 2).

Para determinar qué parámetros explicaban mejor las variaciones del IBMWP se llevó a cabo un análisis de correlación simple (R de Pearson), así como un análisis de regresión múltiple por pasos y componentes principales (ACP) (Dixon & Jennrich, 1983), métodos que han sido utilizado para los mismos propósitos en otros trabajos similares (Armitage et al., 1983; Moss et al., 1987; Rodríguez & Wright, 1988; 1989; Zamora-Muñoz et al., 1995; entre otros). Como variable dependiente se utilizó el índice IBMWP y como variables independientes los parámetros físicos (distancia al origen-altitud, variable hidrológica e índice de hábitat fluvial con el índice QBR), físico-químicos (amonio, nitratos, fosfatos, oxígeno y pH) y biológico (índice IPS de diatomeas). Antes de realizar los análisis, siguiendo a Digby & Kempton (1987), las variables se transformaron logarítmicamente para normalizarlas.



¹La MAS en Aranjuez 608021 en este ciclo de planificación se ha escindido en dos, la 608321 y 608221. Se han utilizado los datos de aportaciones/caudal de la primera de ellas, ya que es en donde se localiza el punto de control TA60502001.

²http://www.chtajo.es/LaCuenca/CalidadAgua/Resultados_Informes/Paginas/RI%20SupEstadoR%C3%ADos.aspx

Muestreo de macroinvertebrados en el río Tajo en Talavera de la Reina en el mes de junio de 2021.

4. RESULTADOS

Potencial ecológico de las masas de agua

Conforme a las definiciones normativas establecidas en el Anexo V de la DMA, el estado ecológico de las MAS se clasifica como muy bueno, bueno, moderado, deficiente o malo. En este sentido, se define el estado ecológico muy bueno cuando los resultados de los indicadores biológicos reflejan los valores normalmente asociados a condiciones inalteradas y no muestran indicios de distorsión, o de mostrarlos, éstos son de escasa importancia. También es necesario que no existan alteraciones antropogénicas de los valores de los indicadores de calidad físico-química e hidromorfológica, o que existan alteraciones pero de muy escasa importancia. De esta forma, la evaluación del estado viene determinada por la comparación de los valores de los diferentes indicadores registrados en las masas de agua, con los valores de los indicadores en condiciones inalteradas o condiciones de referencia (CR).

Para la clasificación del estado ecológico se han de tenerse en cuenta los resultados obtenidos al analizar la calidad ecológica de los parámetros biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos. Una vez obtenidos los resultados de todos los indicadores, se calcula la relación de calidad ecológica (RCE) o *Ecological quality ratio* (EQR) dividiendo el valor del indicador en CR por el valor obtenido en el muestreo.

Se seleccionará el valor más restrictivo obtenido de los diferentes elementos de calidad de cada grupo de parámetros según el criterio *one out, all out*, que se aplica a nivel de elementos de calidad. Una vez definido este estado, se determina el estado ecológico final de la masa de agua según el esquema desarrollado por el Grupo de trabajo de la Comisión Europea (Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive 2005).

Por su parte, en el caso de las MAS de la categoría río identificadas como artificiales o muy modificadas (MM), el hecho de lograr las CR de una masa inalterada se presenta como algo prácticamente inalcanzable, por lo que para estos casos se ha definido el denominado “potencial ecológico”. Según define el RD 817/2015 un buen potencial ecológico es el estado de una masa de agua muy modificada o artificial cuyos indicadores de los elementos de calidad biológicos muestran leves cambios en comparación con los valores correspondientes al tipo de masa más estrechamente comparable

Cabe señalar, que la legislación de referencia ha ido variando en los últimos años, ya que hasta el 2014 se han utilizado las CR incluidas en la IPH (Anexo III). Este anexo, sin embargo, solo define condiciones para 6 de las 10 tipologías localizadas en la cuenca del Tajo.

Asimismo, y debido a que la IPH no define ningún criterio para el cálculo del potencial ecológico en ríos muy modificados o artificiales, la CHT estableció en el Plan Hidrológico del ciclo 2009-2015 (CHT, 2014) el siguiente criterio a seguir: *descender el nivel de exigencia en un escalón respecto a las masas naturales, de modo que el límite entre el potencial máximo y bueno será aquel comprendido entre el estado bueno y moderado de las masas naturales, estableciendo los valores de CR en el Anexo III de la Normativa del PHT.*

En el año 2015 entró en vigor el RD 817/2015, en el que tampoco se hace distinción entre los límites de cambio de clase entre masas de agua de distinta naturaleza (natural, artificial o muy modificada), así que en este caso se clasifican todas en referencia a los límites de cambio de clase establecidos para las masas naturales.

En el **Cuadro 2** se incluyen de forma comparativa la CR y límites de cambio de clase según la IPH 2008 y el RD 817/2015 para las tipologías de las masas de agua R-T16 y R-T17, propias de las MAS estudiadas en el presente trabajo.

CUADRO 2. CR Y LÍMITES DE CAMBIO DE CLASE SEGÚN IPH 2008 Y EL RD 817/2015 PARA LAS DISTINTAS TIPOLOGÍAS DE LAS MASAS DE AGUA EN EL EJE DEL RIO TAJO					
INDICADOR	LÍMITE DE CLASE	TIPOLOGÍA R-T16		TIPOLOGÍA R-T17	
		IPH	RD	IPH	RD
IBMWP	CR	101	136	75	107
	MB/B	0,82	0,86	0,78	0,79
	B/M	0,50	0,52	0,48	0,48
	M/D	0,30	0,31	0,28	0,28
	D/MA	0,12	0,13	0,12	0,15

CR: condición de referencia; MB: muy bueno; B: bueno; M: moderado; D: deficiente; MA: malo.

Teniendo en cuenta lo anteriormente señalado, en el **Cuadro 3** se resume el potencial ecológico de las diferentes masas consideradas en este estudio para los años 2013, 2014, 2015³ y resultados incluidos en el Anexo 7 del Plan Hidrológico del Tajo 2015 (PHT2015).

CUADRO 3. POTENCIAL ECOLÓGICO DE LAS MAS EN LOS ÚLTIMOS AÑOS					
ESTACIÓN	DENOMINACIÓN MAS	PHT2015	2013	2014	2015
ALMOGUERA - TAJO	Río Tajo desde E. Almoguera hasta E. Estremera	B			B
FUENTIDUEÑA DE TAJO - TAJO	Río Tajo desde E. Estremera hasta Ayo. Álamo	B			MA
NOBLEJAS - TAJO	Río Tajo desde R. Acequia del Tajo hasta A. Embocador	B			MA
ARANJUEZ 1 - TAJO	Río Tajo en Aranjuez	M	M	B	MA
ARANJUEZ 2 - TAJO	Río Tajo desde Jarama hasta Toledo	M	M	D	D
TOLEDO 2 - TAJO	Río Tajo en Toledo hasta confluencia río Guadarrama	D		D	MA
PUEBLA DE MONTALBÁN - TAJO	Río Tajo aguas abajo E. Castrejón	M	M	M	MA
CEBOLLA - TAJO	Río Tajo en la confluencia río Alberche	M		M	MA
TALAVERA DE LA REINA - TAJO	Río Tajo desde R. Alberche hasta la cola E. Azután	M			MA

Como se observa en el cuadro, los potenciales ecológico de las MAS en el eje del río Tajo -hasta la publicación de los nuevos criterios del RD 817/2015-, se mantenían en estados bueno (MAS de cabecera) y moderados a partir de Aranjuez y especialmente en la confluencia del río Jarama, con algunas excepciones de calidad deficiente aguas abajo de Toledo y de la confluencia con el río Guadarrama.

Con la aplicación de los criterios más restrictivos del RD 817/2015, en los últimos años se han obtenido peores clasificaciones del potencial ecológico, solo apareciendo en cabecera una MAS en estado bueno y el resto en estado malo.

Se puede destacar que, dentro de los elementos de calidad que componen el potencial ecológico, el que más peso tiene y condiciona los resultados es el elemento biológico. En estos años, los índices de macroinvertebrados (IBMWP) y diatomeas (IPS) son los que han determinado la calidad biológica.

³ Estado ecológico y químico de los ríos en la cuenca hidrográfica del Tajo 2012/2015. CHT (2018).

Los elementos de calidad físico-químicos e hidromorfológicos se mantienen en estados de calidad muy bueno y peor que bueno y moderado a deficiente respectivamente, sin influencia significativa sobre el resultados del potencial ecológico, según el esquema de decisión adoptado por el Grupo de trabajo de la Comisión Europea.

Comportamiento del índice IBMWP en las masas de agua

En el **Cuadro 4** se recoge el estado de calidad solo para el índice IBMWP en las MAS para los años de los que la CHT dispone de resultados, incluido el reciente muestreo realizado en junio de 2021.

CUADRO 4. ESTADO DE CALIDAD CON EL ÍNDICE IBMWP												
MAS	AÑOS CON RESULTADOS DE MACROINVERTEBRADOS											
	2006	2007	2008	2009	2010	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2021
Río Tajo desde E. Almoguera hasta E. Estremera			B	B	M			B	M		M	M
Río Tajo desde E. Estremera hasta Ayo. Álamo	B	B	B	MB	B			D	M		M	D
Río Tajo desde R. Acequia del Tajo hasta A. Embocador	MB	B	MB	B	MB			M	B		M	D
Río Tajo en Aranjuez			D	D	D	D	M	M	M	M	D	MA
Río Tajo desde Jarama hasta Toledo	M	MA	MA	MA	MA	MA	MA	M	MA	D	M	B
Río Tajo en Toledo hasta confluencia río Guadarrama			D	D	D	MA	MA	MA	D	M	MA	MA
Río Tajo aguas abajo E. Castrejón	D	D	D	M	M	D	D	M	M	M	M	B
Río Tajo en la confluencia río Alberche	D	B	B	B	B		M	M	M		M	B
Río Tajo desde R. Alberche hasta la cola E. Azután			M		B			M	M		M	M

También en este caso, se observa cómo el índice IBMWP se comporta de forma muy diferente en cada MAS en función del criterio de la IPH o del RD 817/2015 aplicado. Igualmente, se observa un empeoramiento de la calidad del agua a partir de Aranjuez, debido a la influencia del río Jarama, que aporta una fuerte carga orgánica. Se destacan algunas discrepancias en los resultados, asociado con toda probabilidad con la incertidumbre de la metodología y el equipo de muestreo en la determinación del IBMWP.

Comportamiento del índice IBMWP con el resto de variables

En el **Cuadro 5** se recoge la correlación entre todas las variables estudiadas.

CUADRO 5. CORRELACIÓN ENTRE LAS DIFERENTES VARIABLES										
VARIABLES	POSICIÓN	VH	IPS	IBMWP	QBR	pH	O ₂ (mg/l)	Amonio (mg/l)	Fosfato (mg/l)	Nitrato (mg/l)
POSICIÓN		0,662	-0,524	-0,399	-0,159*	0,004*	-0,119*	0,615	0,784	0,850
VH	0,662		-0,434	-0,473	-0,146*	-0,025*	-0,110*	0,517	0,652	0,674
IPS	-0,524	-0,434		0,596	0,128*	0,187*	0,280*	-0,744	-0,642	-0,596
IBMWP	-0,399	-0,473	0,596		0,152*	0,187*	0,184*	-0,466	-0,147*	-0,424
QBR	-0,159*	-0,146*	0,128*	0,152*		-0,056*	-0,084*	-0,277	-0,141*	-0,219*
pH	0,004*	-0,025*	0,187*	0,187*	-0,056*		0,570	-0,314*	-0,192*	-0,148*
O ₂ (mg/l)	-0,119*	-0,110*	0,280*	0,184*	-0,084*	0,570		-0,354*	-0,245*	-0,180*
Amonio (mg/l)	0,615	0,517	-0,744	-0,466	-0,277*	-0,314*	-0,354		0,775	0,782
Fosfato (mg/l)	0,784	0,652	-0,642	-0,147*	-0,141*	-0,192*	-0,245*	0,775		0,894
Nitrato (mg/l)	0,850	0,674	-0,596	-0,424	-0,219*	-0,148*	-0,180*	0,782	0,894	

Nota: con asterisco (*) sin significación estadística; sin asterisco los valores de r de Pearson tienen altas significancias ($p < 0,001$).

La degradación que sufre el río Tajo desde Almoguera, y el progresivo incremento de vertidos y alteraciones de origen antrópico, se refleja claramente en la alta correlación positiva que muestra el IBMWP, tanto de forma positiva con la posición del punto de control (relacionada con la altitud del punto en la cuenca), como negativa con las variables químicas que denotan contaminaciones orgánicas, tales como el amonio y nitratos.

Aunque cabría esperar una mayor correlación positiva con el índice QBR, el deterioro de las riberas y las alteraciones y presiones sobre el hábitat fluvial de las MAS del tramo del río Tajo estudiados, relacionadas con las actividades agrícolas, urbanas o industriales en estas MAS (y destacados en los informes de la CHT)⁴, son la causa de un bajo valor del índice QBR en todas ellas y, por tanto, una escasa relación con el índice IBMWP.

⁴Informes de la calidad hidromorfológica en ríos de la CHT (2006-2013).

http://www.chtajo.es/LaCuenca/CalidadAgua/Resultados_Informes/Paginas/RISupEstadoR%C3%ADos.aspx

Para explicar cuáles de estos parámetros explican mejor la variación del índice IBMWP se ha completado un análisis multivariante de regresión lineal, considerando al índice IBMWP como variable dependiente y al resto de variables físicas, físico-químicas, biológicas e hidromorfológicas como independientes (**Cuadro 6**).

CUADRO 6. RESULTADO DE LA REGRESIÓN MÚLTIPLE POR PASOS					
VARIABLES	COEFF.	STD.ERR.	T	p	R ²
POSICIÓN	-0,39	0,20574	-1,0209	<0,001	0,1571
VH	-0,45	0,13189	-2,2724	<0,001	0,20252
IPS	0,56	0,27844	3,4091	<0,001	0,32277
QBR	0,15	0,13492	0,54179	>0,05	0,022519
pH	0,18	2,497	1,2061	>0,05	0,034279
O ₂ (mg/l)	0,18	0,39136	-0,13485	>0,05	0,033267
Amonio (mg/l)	-0,45	0,076538	-0,61847	<0,001	0,20956
Fosfato (mg/l)	-0,06	0,12791	3,1513	>0,05	0,0044803
Nitrato (mg/l)	-0,41	0,20218	0,010407	<0,001	0,17243

NOTA: Multiple R: 0,677; Multiple R²: 0,458; Multiple R² adj.: 0,396.

Los resultados mostraron que un 67% de la varianza del IBMWP fue explicado, de forma altamente significativa ($p < 0,001$), por los parámetros posición vs altitud del sitio de muestreo, de forma positiva, y amonio y nitratos negativamente. En un trabajo anterior Zamora-Muñoz et al. (1995) encontraron resultados similares en cuanto a la variación del índice, especialmente con la altitud y la contaminación orgánica reflejada en la presencia de nutrientes y la mineralización del agua.

Por su parte, la correlación negativa y significativa con la variable hidrológica no tiene explicación biológica y apoya aún más la idea de su fuerte relación con la contaminación orgánica del eje del río Tajo aguas abajo de la confluencia con el Jarama, en donde los valores del índice IBMWP son peores, a pesar de aumentar las aportaciones y el caudal fluyente.

Cabe señalar la falta de relación con el índice del hábitat fluvial QBR ya comentada, debido al mal estado que se registra de este indicador a lo largo de todo el tramo estudiado. El índice de diatomeas, muestra una fuerte relación con el índice IBMWP, ya que los dos son buenos indicadores de contaminación orgánica en un río.

Comportamiento general de las variables

Para estudiar el comportamiento de las variables en su conjunto, se ha seleccionado el Análisis de Componentes Principales (ACP), que tiene como objetivo sintetizar la información contenida en la matriz de registros históricos de los inventarios biológicos, físico-químicos, hidrológicos, etc en los últimos años, lo que equivale a reducir la cantidad de estos datos minimizando a su vez la pérdida de información y elaborar un modelo de su comportamiento.

En el Cuadro 7 se incluyen las varianzas explicadas por los dos primeros componentes del ACP y en la **Figura 1** su representación gráfica.

CUADRO 7. RESULTADOS ANÁLISIS COMPONENTES PRINCIPALES		
NÚMERO DE COMPONENTE (1)	VALOR PROPIO	% VARIANZA
1	0,806	70,00
2	0,107	9,30

NOTA (1): Los componentes creados por el PCA son nuevas variables no correlacionadas entre sí que explican y describen el conjunto de datos y se expresan solo por un número de orden.

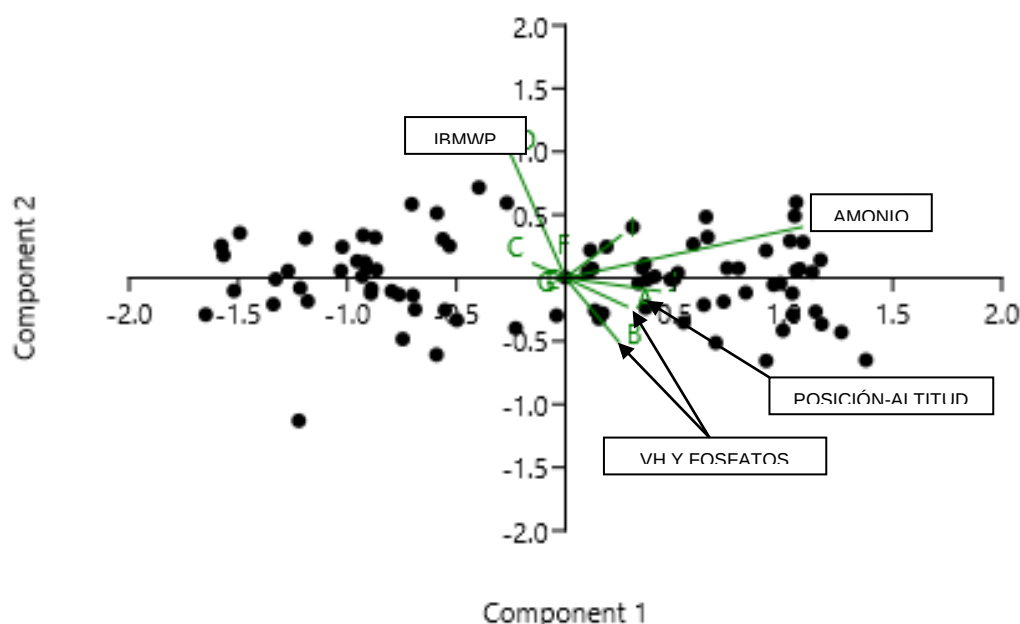


Figura 1. Resultado gráfico del análisis de componentes principales.

Para interpretar cada componente principal o nuevas variables creadas en el ACP, ordenadas por la varianza que explican, se ha tenido en cuenta la magnitud y la dirección de los coeficientes de las variables biológicas originales. Cuanto mayor sea el valor absoluto del coeficiente, más importante será la variable correspondiente en el cálculo del componente. Asimismo, la varianza es una medida de dispersión que representa la variabilidad de una serie de datos respecto a su media.

De esta forma, el componente número 1 explica el 70% de la varianza, siendo las variables relacionadas con la concentración de nutrientes (amonio, nitratos y fosfatos), posición-altitud y variable hidrológica las que aportan mayores coeficientes y peso a este componente. El segundo componente explica solo el 9,3% de la varianza, aportando el índice IBMWP un mayor coeficiente y peso. El resto de componentes no se han considerado en el ACP, debido a que explican un bajo porcentaje de la varianza de los datos aportando coeficientes muy bajos.

El análisis confirma que la variación observada está relacionada principalmente con la distribución altitudinal y régimen hidrológico de los puntos de muestreo en cada MAS y su contaminación orgánica a lo largo del eje del río Tajo, que son las variables que dan más peso al componente número 1. De esta forma, el modelo diferencia los resultados de los puntos situados aguas arriba de Aranjuez y, por otra, las estaciones con peor calidad del agua y que se sitúan aguas abajo de la confluencia con el río Jarama.

En las **Figuras 2 y 3** se ha representado los valores que toma el índice IBMWP y la variable hidrológica y el amonio respectivamente, en los puntos de muestreo situados en las MAS del río Tajo entre Almoguera y Aranjuez en los diferentes años analizados (2006-2021).

Los valores representados confirman lo anteriormente expresado con el análisis multivariante, con una clara relación entre los parámetros representativos de contaminación orgánica y el IBMWP.

Asimismo, especialmente llamativo es la relación inversa entre los caudales fluyentes – especialmente en las MAS con el caudal ecológico mínimo hasta Aranjuez- y el valor del IBMWP, con un estado de calidad clasificado como muy bueno a bueno hasta el año 2015 y moderado a bueno en los últimos años.

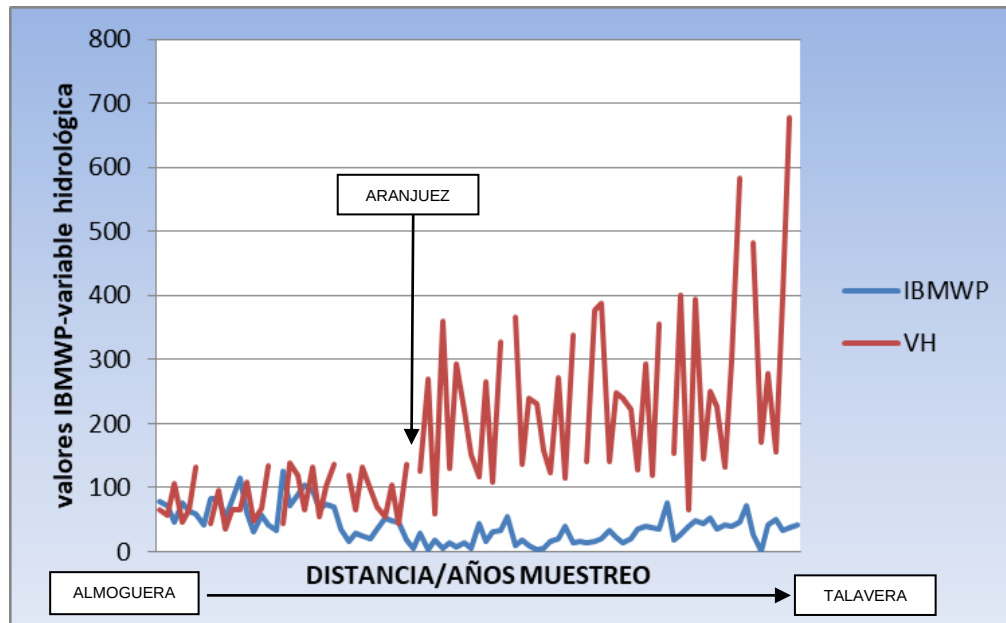


Figura 2. Relación entre el índice IBMWP y la variables hidrológica (VH).

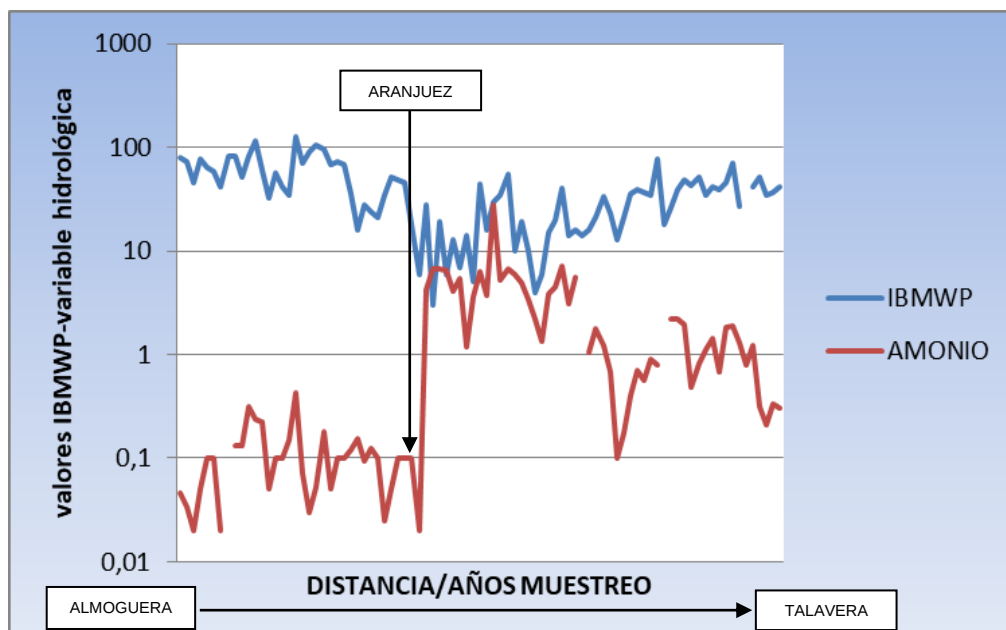


Figura 3. Relación entre el índice IBMWP y concentración de amonio (mg/L). En escala logarítmica.

5. CONCLUSIONES

Las conclusiones obtenidas en el presente estudio se resumen en los siguientes puntos:

- En estudios anteriores (Azzellino et al., 2015; Quadroni et al., 2017) y en el presente trabajo ha quedado clara la relación entre el índice biótico basado en los macroinvertebrados (IBMWP) y el grado de contaminación orgánica y, en menor medida, con el grado de alteración e integridad hidromorfológica.
- Las clases de calidad y el grado de afección por este tipo de contaminación varían ampliamente en función de las clases de calidad consideradas en el índice IBMWP y las condiciones de referencia para el mismo que se tomen en función de la tipología de la MAS. También es destacable la incertidumbre asociada con el cálculo de este índice y que puede estar afectada por varios factores (metodología empleada, experiencia de los técnicos que lo aplican, etc).
- La relación del índice IBMWP con las alteraciones en el ecosistema fluvial asociadas con modificaciones del régimen natural de los caudales fluyentes está lejos de ser aceptada. En efecto, en diferentes trabajos (Richter et al., 2006; Prat, 1981) se ha puesto de manifiesto que la regulación de caudales aguas abajo de aprovechamientos hidroeléctricos ha podido alterar las comunidades de macroinvertebrados; pero también en otros numerosos estudios (Bunn, 2002; Ladrera and Prat, 2013; ICA. 2020; Konrad, 2008) no se ha podido llegar a la misma conclusión, estableciendo que los indicadores basados en macroinvertebrados no reflejaron las posibles alteraciones asociadas con las modificaciones del régimen de caudales y, en particular, con el régimen de caudales ecológicos mínimos establecidos aguas abajo de las presas en diferentes ríos en comparación con los tramos sometidos al régimen natural de caudales.
- Los resultados del presente estudio indican que los indicadores e índices biológicos actuales de la DMA basados en macroinvertebrados (IBMWP) no son válidos para el seguimiento de las posibles alteraciones asociadas con el mantenimiento de un régimen de caudales ecológicos mínimos.

6. BIBLIOGRAFÍA

ALBA-TERCEDOR, J. & A. SÁNCHEZ-ORTEGA. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4: 51-56.

ALBA-TERCEDOR, J. & N. PRAT. 1992. Spanish experience in the use of macroinvertebrates as biological pollution indicators. In: *River Water Quality Ecological Assessment and Control*. P. Newman, A. Piavaux & R. Sweeting (eds): 733-738. Commission of the European Communities, EUR III, Bruselas.

ALBA-TERCEDOR, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almería, España: 203-213.

ALBA-TERCEDOR, J. & A. PUJANTE. 2000. Running-water biomonitoring in Spain. Opportunities for a predictive approach. In: *Assessing the Biological Quality of Freshwater: RIVPACS and similar techniques*. J.F. Wright, D.W. Sutcliffe & M. Furse (eds.): 207-216. Freshwater Biological Association.

ALBA-TERCEDOR, J., P. JÁIMEZ-CUÉLLAR, M. ÁLVAREZ, J. AVILÉS, N. BONADA, J. CASAS, A. MELLADO, M. ORTEGA, I. PARDO, N. PRAT, M. RIERADEVALL, S. ROBLES, C. SÁINZ-CANTERO, A. SÁNCHEZ-ORTEGA, M. L. SUÁREZ, M. TORO, M. R. VIDAL-ABARCA, S. VIVAS & C. ZAMORA-MUÑOZ. 2002. Caracterización de cuencas mediterráneas españolas en base al índice español IBMWP como paso previo al establecimiento del estado ecológico de sus cursos de agua. Libro de Resúmenes del XI Congreso de la Asoc. Esp. Limnología. Madrid, España.

ARMITAGE, P. D., D. MOSS, J. F. WRIGHT & M. T. FURSE. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17: 333-347.

AZZELLINO, A., CANOBBIO, S., CERVIGEN, S., MARCHESI, V., PIANA, A. 2015. Disentangling the multiple stressors acting on stream ecosystems to support restoration priorities. *Water Science & Technology* 72, 293. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.177>

BUNN, S. E. & A. H. ARTHINGTON. 2002. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management*, 30 (4): 492–507.

DIGBY, P.G.N. & R.A. KEMPTON. 1987 *Multivariate Analysis of Ecological Communities*. London: Chapman & Hall.

DIXON, W.J. & R. JENNRICH. 1983. Stepwise regression. In: *BMDP Statistical Software*. W.J. Dixon (ed.): 251-263. University of California Press, Berkeley, Los Angeles, London.

ICA, SL (2020). Seguimiento ambiental de los aprovechamientos hidroeléctricos de Deva, Fragoso, Cadós y A Merca (Galicia, NW España). Informe Técnico. Xunta de Galicia.

KONRAD, C.P., BRASHER, A.M.D., MAY, J.T., 2008. Assessing streamflow characteristics as limiting factors on benthic invertebrate assemblages in streams across the western United States. *Freshwater Biology* 53, 1983–1998.

LADRERA, R. AND PRAT, N. (2013). Changes in macroinvertebrate community and biotic indices associated with streamflow regulation and wastewater inputs in Sierra Cebollera Natural Park (La Rioja, Northern Spain). *Limnetica*, 32 (2): 353-372 (2013).

MOSS, D., M.T. FURSE, J.F. WRIGHT & P.D. ARMITAGE. 1987 The prediction of the macroinvertebrate fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data. *Freshwat. Biol.*, 17, 41-52.

MUNNÉ, A., C. SOLÀ & N. PRAT. 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, 175: 20-37.

Parlamento Europeo y Consejo de la Unión Europea. 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

PARDO, I., M. ÁLVAREZ, J. CASAS, J.L. MORENO, S. VIVAS, N. BONADA, J. ALBA TERCEDOR, P. JÁIMEZ-CUÉLLAR, G. MOYÀ, N. PRAT, S. ROBLES, M. L. SUÁREZ, M. TORO & M. R. VIDAL-ABARCA. 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*, 21: 115-132.

POFF, NL, ALLAN, JD, BAIN, MD, KARR JR, PRESTEGAARD KL, RICHTER BD, SPARKS RE, STROMBERG JC. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. J. N. Am. Benthol. Soc. 1997;16:391-409

PRAT, N. 1981. The influence of reservoirs discharge of benthic fauna in the river Ter, NE Spain. Series Entomologica, 20: 293–301.

RICHTER, B. D., A. T. WARNER, J. L MEYER & K. LUTZ. 2006. A collaborative and adaptive process for developing environmental flow recommendations. River Research and Applications, 22 (3): 297–318.

RODRÍGUEZ, P. & J.F. WRIGHT. 1991. Description and evaluation of a sampling strategy for macroinvertebrate communities in Basque rivers (Spain). Hydrobiologia, 213: 113-124.

QUADRONI, S., CROSA, G., GENTILI, G., ESPA, P., 2017. Response of stream benthic macroinvertebrates to current water management in Alpine catchments massively developed for hydropower. Science of The Total Environment 609, 484–496. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.099>

STANFORD JA, WARD JV, LISS WJ, FRISSELL CA, WILLIAMS RN, LICHATOWICH JA, COUTANT CC. A general protocol for the restoration of regulated rivers. Reg. Rivers 1996;12:391-413.

ZAMORA-MUÑOZ, C., C. E. SÁINZ-CANTERO, A. SÁNCHEZ-ORTEGA & J. ALBATERCE DOR. 1995. Are biological indices BMWP' and ASPT' and their significance regarding water quality seasonally dependent ? Factors explaining their variations. Water Research, 29: 285-290.

ANEXO 1
RESULTADOS ANÁLISIS MACROINVERTEBRADOS DE JUNIO 2021

ANEXO 2 BASE DE DATOS

COD. EST. SPF	Fecha	POSICION	IBMWP	VH	IPS	QBR	pH	O ₂ (mg/l)	Amonio (mg/l)	Fosfato (mg/l)	Nitrato (mg/l)
TA58402003	11-6-08	1	79	65,41	15,50	40	7,90	8,00	0,05		1,00
TA58402003	28-5-09	1	72	56,31	16,60	40	7,95	8,85	0,03		2,13
TA58402003	8-6-10	1	45	106,39	15,50	40	7,95	10,70	0,02		4,55
TA58402003	29-6-15	1	76	46,76	16,20	15	7,98	9,74	0,05	0,05	1,68
TA58402003	24-6-16	1	64	66,02	18,00	15	7,94	9,56	0,10	0,15	5,00
TA58402003	14-5-18	1	59	132,99	18,40	50	8,10	8,70	0,10	0,10	5,00
TA58402003	3-6-21	1	42			45	7,80	7,70	0,02	0,10	2,40
TA60702001	10-10-06	2	82	44,37	10,80	45	7,63	10,37			
TA60702001	14-5-07	2	82	94,94	8,00	45	8,00	8,90	0,13		2,82
TA60702001	23-10-07	2	52	36,21	11,20	45	8,00	8,90	0,13		2,82
TA60702001	13-6-08	2	81	66,11	14,80	45	7,40	8,50	0,31		3,35
TA60702001	27-5-09	2	115	65,66	9,20	45	7,93	9,10	0,24		3,06
TA60702001	7-6-10	2	61	109,24	15,30	45	7,88	9,60	0,22		7,60
TA60702001	26-6-15	2	32	47,10	11,60	45	8,11	10,55	0,05	0,05	3,38
TA60702001	24-6-16	2	56	66,74	11,90	45	7,86	8,27	0,10	0,15	5,00
TA60702001	14-5-18	2	42	135,12	11,70	40	7,95	7,46	0,10	0,11	5,00
TA60702001	3-6-21	2	34			40	7,90	6,80	0,15	0,12	3,30
TA60602001	30-10-06	3	126	44,55	13,50	55	7,73	8,93	0,43		7,05
TA60602001	30-4-07	3	71	139,00	13,00	55	8,03	9,85	0,07		9,67
TA60602001	14-5-08	3	89	119,83	7,90	55	7,98	9,33	0,03		5,25
TA60602001	27-5-09	3	105	65,76	15,90	55	8,03	9,75	0,05		5,00
TA60602001	6-5-10	3	95	131,30	14,10	55	7,95	9,85	0,18		9,35
TA60602001	12-5-15	3	68	54,87	12,20	60	8,07	8,77	0,05	0,05	4,31
TA60602001	23-5-16	3	73	102,91	13,10	60	7,83	8,95	0,10	0,15	5,00
TA60602001	14-5-18	3	69	135,54	13,60	70	8,00	8,90	0,10	0,10	5,00
TA60602001	2-6-21	3	36			60	8,00	8,10	0,12	0,20	5,80
TA60502004	14-5-08	4	16	119,92	12,60	75	8,01	9,69	0,15		6,92
TA60502004	27-5-09	4	28	65,77	12,30	75	7,97	9,53	0,09		6,25
TA60502004	6-5-10	4	24	131,44	11,40	75	7,90	9,08	0,12		9,73
TA60502004	9-5-13	4	21	96,77	15,10	50	7,93	8,63	0,10		6,60
TA60502004	13-5-14	4	35	69,89	13,40	50	7,61	6,95	0,03		7,05
TA60502004	12-5-15	4	52	54,90	17,40	50	8,07	6,32	0,05	0,07	5,67
TA60502004	23-5-16	4	48	102,97	15,00	50	7,92	8,75	0,10	0,10	5,00
TA60502004	8-5-17	4	45	43,72	12,20	50	7,94	8,40	0,10	0,15	5,00
TA60502004	22-5-18	4	18	135,62	12,70	65	7,98	8,04	0,10	0,10	6,24
TA60502004	2-6-21	4	6			60	7,90	7,80	0,02	0,08	6,70

COD. EST. SPF	Fecha	POSICION	IBMWP	VH	IPS	QBR	pH	O ₂ (mg/l)	Amonio (mg/l)	Fosfato (mg/l)	Nitrato (mg/l)
TA60502001	19-10-06	5	28	125,53	5,70	50	7,52	6,28	4,18		22,48
TA60502001	14-5-07	5	3	269,03	3,00	50	7,63	7,47	6,63		22,33
TA60502001	4-10-07	5	19	58,86	9,60	50	7,63	7,47	6,63		22,33
TA60502001	14-5-08	5	6	359,47	6,10	50	7,71	7,03	6,40		18,58
TA60502001	26-5-09	5	13	130,49	5,80	50	7,64	7,49	4,08		19,00
TA60502001	6-5-10	5	7	292,20	6,10	50	7,60	7,49	5,41		18,83
TA60502001	9-5-13	5	14	220,81	8,80	55	7,50	5,47	1,20		6,50
TA60502001	13-5-14	5	5	151,17	6,20	45	7,40	5,16	3,65		16,73
TA60502001	12-5-15	5	44	117,33	5,10	45	7,90	5,62	6,20	0,46	20,18
TA60502001	23-5-16	5	16	265,74	8,80	45	7,53	6,67	3,77	0,47	18,33
TA60502001	9-5-17	5	30	108,93	4,70	45	7,87	7,55	27,91	0,54	13,18
TA60502001	22-5-18	5	34	328,33	9,50	65	7,67	5,87	5,25	0,74	19,20
TA60502001	2-6-21	5	55			60	7,70	5,40	6,70	0,60	20,10
TA62908005	12-5-08	6	10	366,63	5,70	20	7,70	9,10	5,90		10,05
TA62908005	26-5-09	6	19	135,80	5,80	20	7,67	9,63	4,97		24,67
TA62908005	2-6-10	6	10	239,50	7,20	20	7,63	8,53	3,42		26,00
TA62908005	8-5-13	6	4	230,92	7,10	55	7,68	6,84	2,20		24,00
TA62908005	12-5-14	6	6	157,45	7,50	10	7,70	8,90	1,35		19,50
TA62908005	7-5-15	6	15	123,01	9,30	10	7,76	7,33	3,87	0,53	26,02
TA62908005	23-5-16	6	20	272,50	9,10	10	7,60	8,16	4,48	0,54	22,67
TA62908005	8-5-17	6	40	114,03	9,40	10	7,84	8,00	7,18	0,60	25,00
TA62908005	23-5-18	6	14	338,43	9,90	50	7,90	6,77	3,11	0,75	25,00
TA62908005	2-6-21	6	16				7,80	6,50	5,60	0,70	24,00
TA65608002	31-10-06	7	14	141,46	8,10	15					
TA65608002	19-4-07	7	16	377,93	10,00	15	8,63	12,00	1,06		16,07
TA65608002	7-5-08	7	21	387,57	11,40	15	8,18	8,17	1,77		18,38
TA65608002	21-5-09	7	33	141,32	10,90	15	8,13	9,15	1,21		9,25
TA65608002	1-6-10	7	23	246,98	6,00	15	8,08	10,18	0,68		19,25
TA65608002	3-5-13	7	13	240,40	12,50	65	8,51	14,60	0,10		4,20
TA65608002	28-4-14	7	21	221,66	9,90	40	8,17	12,40	0,18		13,40
TA65608002	6-5-15	7	36	128,33	6,90	40	9,35	14,70	0,40	0,78	19,33
TA65608002	19-5-16	7	39	293,43	7,10	40	8,32	12,73	0,71	0,52	21,83
TA65608002	5-5-17	7	37	119,99	7,60	40	7,66	4,35	0,57	1,35	8,70
TA65608002	23-5-18	7	35	356,34	9,10	35	8,04	9,45	0,90	0,66	20,90
TA65608002	1-6-21	7	76			45	7,80	6,30	0,80	0,65	21,20
TA62708008	31-10-06	8	18	153,54	8,10	25					
TA62708008	18-4-07	8	26	400,88	9,00	25	8,37	7,20	2,17		23,00

COD. EST. SPF	Fecha	POSICION	IBMWP	VH	IPS	QBR	pH	O ₂ (mg/l)	Amonio (mg/l)	Fosfato (mg/l)	Nitrato (mg/l)
TA62708008	10-10-07	8	39	66,05	7,50	25	8,37	7,20	2,17		23,00
TA62708008	6-5-08	8	48	393,56	8,20	25	7,63	7,15	1,94		24,00
TA62708008	20-5-09	8	43	144,10	10,80	25	8,10	9,30	0,49		17,25
TA62708008	1-6-10	8	52	250,04	11,20	25	7,90	8,90	0,83		21,25
TA62708008	28-4-14	8	35	227,53	10,00	60	7,70	10,60	1,10		25,00
TA62708008	5-5-15	8	42	131,20	10,00	60	7,72	13,36	1,43	0,64	26,10
TA62708008	19-5-16	8	39	298,89	8,60	60	7,78	7,60	0,68	0,70	25,57
TA62708008	25-4-18	8	45	583,72	7,50	60	7,86	7,23	1,83	0,66	22,00
TA62708008	1-6-21	8	71			60	7,80	7,10	1,90	0,65	23,20
TA62708006	7-5-08	9	27	482,34	10,10	75	7,95	8,23	1,29		25,46
TA62708006	20-5-09	9		170,01		75	8,01	8,91	0,80		21,25
TA62708006	29-6-10	9	42	277,40	12,70	25	7,75	9,35	1,22		20,25
TA62708006	5-5-15	9	51	154,89	14,60	30	7,76	7,92	0,31	1,66	23,76
TA62708006	19-5-16	9	34	398,74	7,50	30	7,69	7,00	0,21	0,44	17,09
TA62708006	25-4-18	9	37	677,49	9,60	30	7,89	7,70	0,33	0,49	19,00
TA62708006	1-6-21	9	41			35	7,70	7,60	0,30	0,48	20,10