

**MODELO SOBEK-WQ 1D-2D DE CALIDAD DE
AGUAS EN L'ALBUFERA DE VALENCIA.
CONSTRUCCIÓN, CALIBRACIÓN Y ANÁLISIS DE
LOS INDICADORES DE CALIDAD FÍSICO-
QUÍMICOS Y BIOLÓGICOS DEL LAGO**

Edición 3.

Febrero de 2012

ÍNDICE

1. Objeto del informe.....	5
2. El modelo SOBEK RURAL-WQ.....	7
2.1. Antecedentes.....	7
2.2. Modelo de calidad de las aguas influentes.....	8
2.2.1. Metodología.....	8
2.2.2. Modelo de distribución espacial en el lago.....	9
2.2.3. Cálculo de cargas y concentraciones.....	11
2.2.4. Formulación de patrones de calidad.....	12
2.2.5. Datos experimentales.....	14
2.2.6. Comparación con los datos experimentales.....	15
2.2.7. Análisis de la distribución espacial de las principales entradas de nutrientes.....	17
2.3. Construcción del modelo hidrodinámico.....	18
2.3.1. Esquematización.....	18
2.3.2. Flujos de entrada y salida.....	19
2.3.3. Meteorología.....	21
2.4. Construcción del modelo de calidad del agua.....	24
2.4.1. Generalidades.....	24
2.4.2. Procesos del modelo.....	26
2.4.2.1. Ciclo del oxígeno.....	26
2.4.2.2. Algas y nutrientes.....	26
2.4.2.3. Intercambio del fósforo entre el sedimento y el agua.....	29
2.4.2.4. Ambiente lumínico y profundidad de Secchi.....	30
2.4.2.5. Sólidos en suspensión y sedimento.....	31
2.4.3. Condiciones iniciales.....	34
2.4.4. Dispersión.....	35
2.5. Calibración y validación del modelo de calidad del agua.....	36
2.5.1. Información utilizada y períodos de estudio.....	36
2.5.2. Datos experimentales.....	37
2.5.3. Procedimiento y objetivos.....	37
2.5.4. Sólidos en suspensión y sedimentos.....	43
2.5.5. El ciclo del fósforo.....	44

2.5.6.	El crecimiento de algas	47
2.5.7.	Oxígeno y materia orgánica	52
2.5.8.	Nitrógeno.....	53
2.5.9.	Profundidad de Secchi.....	55
2.5.10.	Principales conclusiones al proceso de calibración y posibles mejoras.....	57
3.	Indicadores físico-químicos y biológicos del lago. concentración de fósforo total y de clorofila-a	61
3.1.	Introducción.....	61
3.2.	Objetivos ambientales y requerimientos hídricos.....	63
3.2.1.	Aproximación a los objetivos ambientales de clorofila-a de L'Albufera. Revisión histórica de los umbrales de cambio de clase	66
3.2.2.	Aproximación a los objetivos ambientales de fósforo total de L'Albufera. Revisión histórica de los umbrales de cambio de clase	70
3.3.	Estudios técnicos para el estudio de los indicadores fósforo total y clorofila-a.....	72
3.3.1.	Red de monitorización, control y adecuación de los indicadores ambientales	73
3.3.2.	Actuaciones para garantizar el volumen de aportes	74
3.4.	Caracterización de la situación actual de los indicadores físico-químico fósforo total y biológico clorofila-a en L'Albufera.....	75
3.4.1.	Evolución de la concentración de fósforo total	75
3.4.2.	Evolución de la concentración de clorofila-a	77
3.4.3.	Resumen de la caracterización de la situación actual	81
3.5.	Definición de los indicadores de calidad biológica: Concentración media anual de Clorofila-a.....	82
3.6.	Definición de los indicadores de calidad físico-química: Concentración media anual de Fósforo total	83
3.7.	Indicadores propuestos y valores umbral definidos	85
3.8.	Proceso de implantación	87

Apéndice 1. Listado de los datos experimentales físico-químicos y biológicos medidos en acequias.

Apéndice 2. Cargas y concentraciones de los parámetros de calidad de los principales puntos de entrada al lago.

Apéndice 3. Listado de los datos experimentales físico-químicos y biológicos medidos en las estaciones de control del lago de L'Albufera.

Apéndice 4. Resultados de la calibración y validación para los principales parámetros de calidad de las aguas del lago de L'Albufera.

1. OBJETO DEL INFORME

El presente documento se elabora en el marco del contrato de “Seguimiento de diversas actuaciones relativas al sistema hídrico Parque Natural de La Albufera de Valencia” (CHJ, 2012), del que Técnica y Proyectos S.A. (TYPSA) resultó adjudicataria.

La finalidad del informe es doble. En primer lugar, **presenta las principales características de la última versión del modelo de calidad de aguas Sobek Rural-WQ, con los principales cambios y actualizaciones incorporadas en el mismo, y en segundo lugar se desarrollan las nuevas operaciones de calibración y validación efectuadas.**

Como es sabido, este modelo de simulación matemática es la herramienta principal empleada por la Oficina de Planificación Hidrológica (en adelante OPH) de la Confederación Hidrográfica del Júcar para la **simulación de la calidad del agua del lago L'Albufera de Valencia y de su posible evolución**, principalmente en lo que se refiere a las concentraciones de clorofila-a y de fósforo total, en el marco de distintos escenarios hipotéticos o de gestión de los aportes hídricos vertientes al lago. De hecho, en la actualidad se emplea como herramienta de estimación del grado de cumplimiento de ciertos objetivos ambientales a cumplir en el futuro con la puesta en marcha de determinadas actuaciones, algunas de ellas definidas con motivo de la *Ley 11/2005, de 22 de Junio, por la que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional*. Dichas tareas se ejecutan en coordinación con los trabajos de redacción del nuevo Plan Hidrológico de la cuenca del Júcar, y se plasman en otro documento redactado en el marco del contrato de “Seguimiento de diversas actuaciones relativas al sistema hídrico Parque Natural de La Albufera de Valencia” (CHJ, 2012), y que se denomina *Modelo Sobek-WQ 1D-2D de calidad de aguas en L'Albufera de Valencia. Escenarios de simulación* (CHJ, 2012).

Las tareas de readaptación, nueva calibración y validación surgen ante la necesidad, por una parte, de **acoplar este modelo con la última versión del modelo de balance hídrico del lago que emplea la propia OPH** que ha sido desarrollada de nuevo en el ámbito del presente contrato. Este modelo se denomina **AquatooldMA**, y es la fuente que proporciona las series de flujos de entradas al lago, resultado de un detallado proceso de balance hídrico, y del que pasará a alimentarse a partir de este momento, dejando pues de alimentarse del hasta entonces activo modelo Segbal v.7. Por otra parte, el modelo inicial de calidad de aguas del lago se alimentaba con series de datos del periodo 1995/2000 mientras que en la actualidad se dispone de datos hasta el año hidrológico 2009/2010. Este hecho hacía necesaria la actualización del modelo alargando las series de datos con la recalibración pertinente.

La primera calibración y validación realizada del modelo Sobek Rural-WQ, fue en el marco del *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera de Valencia* (MMA, 2004), en adelante *EDSAV*. En dicho estudio fundamental, de referencia en los trabajos objeto del presente contrato, se elaboró un informe denominado *Construcción, calibración, validación y transferencia de los modelos de calidad de aguas. Sobek WQ. Fases 3 y 4* (2004), en el que se desarrollaban, de manera pormenorizada, las tareas de construcción, calibración y validación. Además, se realizaron una serie de simulaciones preliminares de

diferentes escenarios simplificados. Este modelo fue posteriormente optimizado por Hernández y Bort (2005).

A partir de entonces, y de nuevo en el marco del presente contrato, se ha realizado una calibración adicional y anterior a la que se presenta en este documento. Dicha calibración intermedia se hizo sobre Segbal en su versión 6, de la que se guarda registro documental.

Como se ha comentado, con los trabajos que se presentan en el presente documento se dispondrá de una herramienta con la que valorar el grado de cumplimiento de los objetivos ambientales a cumplir en el lago en el futuro, **objetivos establecidos para el aseguramiento del buen potencial ecológico de la masa de agua**. Estos objetivos ambientales se analizan en la segunda parte del documento.

En primer lugar se realiza una **revisión histórica de los umbrales de cambio de clase en materia de clorofila-a y de fósforo total**, definidos hasta la fecha por parte de organismos como el Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino y el CEDEX, entre otros, en materia de indicadores del estado/potencial ecológico de las masas de agua superficiales. Este análisis contempla además **los estudios técnicos realizados hasta la fecha en esta materia en el ámbito del Parque Natural de L'Albufera de Valencia**, desde aquellos desarrollados a raíz del artículo 5 de la Directiva Marco del Agua, en el marco del EDSAV (MMA, 2004), pasando por los distintos informes sobre la Conducción Júcar-Vinalopó; hasta los trabajos actuales para garantizar el volumen de aportes al lago, así como la mejora del conocimiento del sistema hídrico del Parque Natural.

Este análisis precederá a la caracterización de la **situación actual del lago de L'Albufera en lo que a estos indicadores se refiere, y a la propia definición de los umbrales de cambio de clase que se proponen para el lago**, que se presenta en este documento de manera justificada y que servirá de definición provisional hasta que la Administración Central proceda a la definición definitiva de los umbrales para el buen potencial ecológico en masas de agua muy modificadas tipo lago o incluso humedal. Esta definición se espera que sea realizada siguiendo la línea de trabajo empezada a raíz de la entrada en vigor de la Directiva Marco del Agua. Los umbrales que se proponen serán además objeto de cuantas revisiones y modificaciones resulten necesarias ante la situación de mejora del conocimiento a nivel europeo, estatal y local.

2. EL MODELO SOBEK RURAL-WQ

2.1. ANTECEDENTES

El modelo de calidad de aguas del lago de L'Albufera fue construido en el EDSAV (MMA, 2004) por WL|Delft Hydraulics (Icke, 2004). Dicho modelo fue posteriormente optimizado por Hernández y Bort (2005) y finalmente se retuvo una simulación, realizada unos meses más tarde, denominada *Run 52*¹.

El modelo de calidad de aguas para L'Albufera fue estructurado con el programa Sobek (Verveey, 2001). Sobek es un paquete de simulación para la simulación del flujo y la calidad del agua en canales unidimensionales y planas de inundación bidimensionales. Dicho programa tiene una estructura modular que incluye entre otros módulos de cálculo de: caudales en canales, flujo superficial, calidad del agua, escorrentía superficial del agua de lluvia, control en tiempo real y el caudal del alcantarillado.

El modelo de calidad del agua en Sobek usa la librería de procesos Delwaq (Postma, Boderie, van Gils, & van Beek, 2003) como núcleo central con más de 25 años de experiencia en calidad de aguas. La librería de procesos Delwaq contiene ecuaciones de procesos para una amplia gama de sustancias y problemas de calidad del agua. Algunos de los grupos de sustancias son oxígeno y demanda bioquímica de oxígeno, nutrientes, el crecimiento de algas, temperatura, sedimentación y resuspensión y bacterias. Con el módulo de calidad del agua de Sobek, se pueden modelar los procesos de transporte, agotamiento, producción y reacción de las sustancias en aguas superficiales, en un entorno de modelación cómodo para el usuario.

Los procesos que se usan en el modelo de calidad del agua para L'Albufera se describen en detalle en el capítulo 2.4.2. El modelo inicial del lago se realizó en la versión de Sobek 2.39.000.11 β y la calibración se llevó a cabo con la versión Sobek 2.39.000.13f β . Esta versión fue testada extensamente de acuerdo con un plan detallado específicamente concebido para el caso de estudio de L'Albufera.

En el presente informe, dentro del ámbito de servicios para el "Seguimiento de diversas actuaciones relativas al sistema hídrico Parque Natural de la Albufera de Valencia" (Diciembre, 2011) de la Confederación Hidrográfica del Júcar, se describe el modelo de calidad de aguas del lago de L'Albufera, centrándonos principalmente en los trabajos de actualización, de mejora de su calibración y de preparación para el análisis de los

¹ Técnica y Proyectos, S.A. (TYPESA) fue la empresa adjudicataria por parte del Ministerio de Medio Ambiente de España del proyecto "Estudio para la integración de la red de drenaje en el Desarrollo Sostenible de L'Albufera de Valencia - EDSAV". WL | Delft Hydraulics (WL) asistió a TYPESA en la actividad "Construcción, validación y transferencia del modelo matemático (Fases 1 - 4)", a partir de enero de 2003. También formó parte del proyecto un soporte técnico adicional para los modelos (Fase 5) de dos años.

Las optimizaciones del modelo fueron realizadas durante la Fase 5 del EDSAV.

indicadores de calidad físico-químico y biológico aplicables en el lago, que se verán en el siguiente capítulo del presente documento.

Los trabajos realizados en la actualización del modelo han consistido básicamente en la inclusión de los datos hasta el año 2009/2010, la adaptación al modelo Aquatool-Albufera, y la mejora de la calibración, todas ellas tareas llevadas a cabo mediante la versión Sobek 2.12.002.

En una primera fase, la actualización y mejora de la calibración del modelo de calidad de aguas se realiza a partir de los datos de caudal del modelo de Seguimiento del Balance Hídrico de L'Albufera (Segbal, versión 6), descrito en el informe "El modelo Segbal v.6. Características y resultados" (CHJ, Mayo 2010). En esta fase, se calibra el modelo y se generan numerosos escenarios contemplando las actuaciones del Colector Oeste (considerándose los colectores interceptores y los tanques de tormenta) y analizando los efectos sobre la calidad del agua del lago de los efluentes de la EDAR de Pinedo y del tratamiento mediante los humedales del tipo los tancats y filtros verdes colindantes a L'Albufera.

Posteriormente, se realiza la transferencia del balance hídrico del Parque Natural de L'Albufera (Segbal) al programa de gestión de aguas Aquatool según se describe en el informe *Modelo de seguimiento de L'Albufera de Valencia con Aquatool DMA, construcción, calibración, resultado del balance hídrico y análisis de los requerimientos del régimen hidrológico* (CHJ, 2012).

Como consecuencia de esta transferencia y en una segunda fase, el modelo de calidad de aguas del lago se actualiza con los caudales precedentes del modelo del Parque Natural de L'Albufera en Aquatool, comprobándose que la calibración obtenida con dichos caudales sigue siendo pertinente.

A continuación se describe de manera detallada.

2.2. MODELO DE CALIDAD DE LAS AGUAS INFLUENTES

2.2.1. Metodología

Tras la realización del Balance Hídrico del lago mediante el modelo Aquatool de L'Albufera de Valencia, el cual permite conocer los volúmenes de entrada mensual al sistema desde el año 1980/1981 hasta el 2009/2010, surge la necesidad de realizar el análisis de la calidad química de las aguas que alimentan el lago de L'Albufera haciendo especial hincapié en su evolución histórica.

Se dispone de datos de calidad de aguas desde el año 1985 aproximadamente, tanto de las acequias vertientes al lago como del propio lago. En cuanto a caudales, se tiene un buen conocimiento desde el establecimiento de una red de control en el año 2006, mientras que anteriormente a este año se realizaba el balance hídrico mediante la realización de numerosas hipótesis y estimaciones.

En esta nueva fase de calibración del modelo de calidad de aguas del lago de L'Albufera, en cuanto a la calidad de las aguas influyentes, se procede como ya se hizo en el *EDSAV* (MMA, 2004), en el documento *Caracterización hidroquímica de los aportes de agua a*

L'Albufera de Valencia (documento 7241-ES-HI-ME2/04/1-003), centrándose en dos puntos concretos:

1. Se generan las series históricas (de 1980 a 2010) de las cargas y las concentraciones mensuales de los principales parámetros que determinan la contaminación que entra al lago para cada tipo de aporte hídrico y acequia considerada en el modelo de Balance Hídrico. Estos parámetros incluyen:

- El oxígeno disuelto.
- Los nutrientes.
- Los sólidos suspendidos.
- La conductividad.

El objetivo de este punto es, no sólo conocer la evolución histórica de la entrada de contaminantes al lago, sino estudiar también los cambios respecto a su distribución espacial.

2. El segundo es correlacionar los volúmenes de entrada con la carga contaminante de los aportes hídricos. La metodología seguida es comparar las cargas y concentraciones contaminantes calculadas de los parámetros nombrados en líneas anteriores con los datos experimentales medidos por distintos autores en las principales acequias que desembocan en el lago.

A pesar de que el lago de L'Albufera es actualmente un lago hipertrófico, estas líneas irán descubriendo una mejoría en materia de contaminación de los aportes en comparación con los años ochenta a causa de las obras de infraestructura de saneamiento ejecutadas y la concienciación ciudadana de la necesidad del cuidado y la preservación del Parque Natural.

Para la consecución de estos dos objetivos, en primer lugar se explica cómo se han obtenido las cargas y concentraciones de los parámetros de contaminación, para a continuación, indicar la bibliografía consultada que ha permitido calibrar las entradas del Balance Hídrico.

2.2.2. Modelo de distribución espacial en el lago

Dentro del proceso de la obtención de las cargas de entrada al lago de L'Albufera, uno de los aspectos más importantes a considerar es el ajuste de los caudales de entrada al lago estimado en el modelo Aquatool del lago.

El modelo de distribución espacial se refiere exclusivamente a las entradas al lago de L'Albufera y permite su reparto a lo largo del perímetro del lago. Para ello se concentran las entradas en trece puntos que vienen a representar las desembocaduras de los trece cauces naturales y acequias más caudalosos del sistema. Estos puntos fueron definidos en el *EDSAV* (MMA, 2004) y los coeficientes de reparto que distribuyen los distintos tipos de aporte a cada uno de los trece puntos fueron inicialmente calibrados con los resultados de una completa serie de aforos de 1988 (COPUT, 1989a).

A partir del modelo Aquatool del Parque Natural de L'Albufera se estiman los volúmenes de entradas mensuales y anuales al lago de L'Albufera y, a través del modelo de

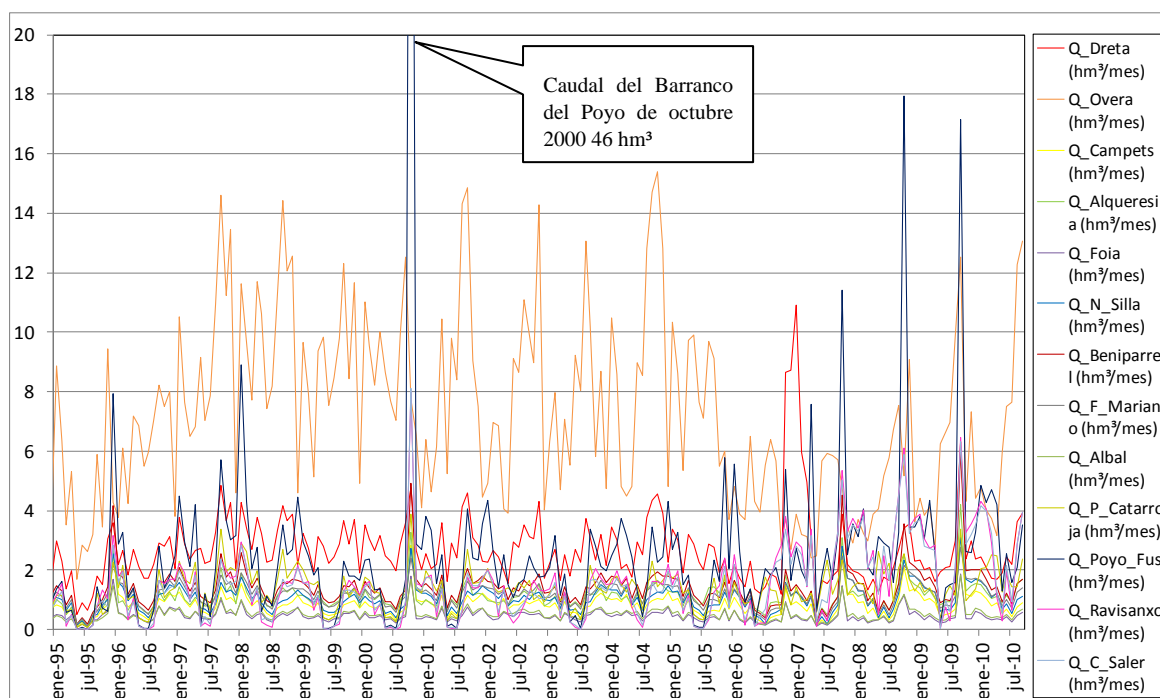


Figura 2. Caudales de entrada al lago de L'Albufera desde los 13 cauces y acequias principales.

Este trabajo va encaminado a estudiar las cargas y concentraciones de nutrientes y elementos contaminantes que entran al lago a través de las trece acequias y barrancos.

2.2.3. Cálculo de cargas y concentraciones

La metodología parte de la hipótesis de que los diferentes tipos de aportes hídricos, es decir, los flujos posibles de cada uno de los posibles orígenes, tienen características de calidad propias de modo que, reteniendo el subíndice i para cada uno de los parámetros de calidad que se pretenden estudiar y el subíndice j para cada uno de los tipos de aporte, se pueda formular una concentración típica de calidad C_{ij} para el parámetro i y el tipo de aporte hídrico j . El conjunto de todas las concentraciones correspondientes a un tipo de aporte j constituirá su *patrón de calidad*:

$$[C_{1j}, C_{2j}, \dots, C_{mj}]$$

El balance hídrico permite obtener series temporales mensuales de los volúmenes de entradas hídricas correspondientes a cada tipo de aporte. Reteniendo el subíndice k para los diferentes puntos de entrada de agua del modelo, denominaremos como $V_{jk}(n)$ al volumen de entradas del mes n (en hm^3) correspondiente al tipo de aporte j por el punto de entrada k .

La carga total del parámetro i por el punto de entrada k , es decir, $P_{ik}(n)$ podrá obtenerse como la suma de los productos de concentraciones por volúmenes:

$$P_{ik}(n) = \sum_{j=1}^m C_{ij} V_{jk}(n)$$

La concentración media del parámetro i para las aguas que entran por el punto k , denominadas $C_{ik}(n)$, dependerá del peso que cada tipo de aporte tenga respecto del volumen total de entradas por ese punto y podrá calcularse como:

$$C_{ik}(n) = \frac{P_{ik}(n)}{\sum_{j=1}^m V_{ik}(n)}$$

Se seleccionan los parámetros de calidad relativos a los aspectos más influyentes en las características fisicoquímicas del lago, es decir, oxígeno disuelto, aportes de nutrientes, sólidos suspendidos y salinidad. Esta selección atiende también a la disponibilidad de datos para su posterior comparación.

La tabla siguiente describe los parámetros de calidad estudiados, los tipos de aportes hídricos y los puntos de entrada a considerar en el modelo de calidad de aguas influentes al lago de L'Albufera:

Tabla 2. Parámetros de calidad estudiados, tipos de aporte considerados y puntos de entrada al lago.

Parámetros de calidad (i)	Tipos de aporte (j)	Puntos de entrada (k)
<ul style="list-style-type: none"> • Oxígeno disuelto (mg O₂/l) • Conductividad (μS/cm) • Nutrientes: <ul style="list-style-type: none"> • Nitratos (mg N-NO₃⁻/l) • Amonio (mg N-NH₄⁺/l) • Fósforo total (mg P/l) • Sólidos Suspendidos (mg/l) 	<ul style="list-style-type: none"> • Escorrentía superficial (ESC SUP) • Descarga de Sistemas Unitarios (DSU) • Escorrentía Subterránea (ESC SUB) • Retornos Superficiales Sueca (RETSUP_SUECA) • Retornos Subterráneos Sueca (RETSUB) • Retornos Superficiales ARJ (RETSUP ARJ) • Retornos Subterráneos ARJ (RETSUB) • Retornos Superficiales Turia (RETSUP TUR) • Retornos Subterráneos Turia (RETSUB) • Aguas Residuales Urbanas (ARU) • EDAR (Saler) • EDAR (Algemesí-Albalat) • EDAR (Ford) • EDAR (Quart-Benàger) • EDAR (Pinedo II) • EDAR (Albufera Sur) 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Dreta 2. Overa 3. Campets 4. Alqueresia 5. Foia 6. Nova de Silla 7. Beniparrell 8. Font de Mariano 9. Albal 10. Port de Catarroja 11. Poyo-Fus 12. Ravisanxo 13. Carrera del Saler

Por otro lado, es racional afirmar que los aportes hídricos que entran al lago a través de las distintas acequias y barrancos no contienen concentraciones elevadas de clorofila-a. Por esta razón, no se le ha dado elevada importancia a la evolución temporal de este parámetro en las acequias y se ha interpolado entre los escasos valores experimentales de que se disponía en el periodo estudiado. En caso de no disponer de tales valores en alguna de las acequias, se le han atribuido los valores correspondientes a la acequia más próxima.

2.2.4. **Formulación de patrones de calidad**

Llamamos patrones simplificados a las concentraciones de los distintos parámetros de calidad asignados a cada uno de los tipos de aporte. Las dos tablas siguientes resumen los patrones utilizados en la mejora de la calibración del modelo de calidad de aguas del lago:

Tablas 3. Patrones de calidad utilizados en la calibración del modelo de calidad de aguas influentes en el lago de L'Albufera.

		ESC SUP	DSU	ESC SUB	RET SUP TUR	RET SUP ARJ	RETSUP SUECA		RET SUB	ARU	EDAR				EDAR PINEDO			EDAR ALBUFERA SUR	
							(<oct 2007)	(>oct 2007)			Saler	Alg-Alb	Ford	Q-B	(<Jul 2005)	(>Jul 2005 y <2007)	(>2007)	(<Dic2005)	(>Dic 2005)
NO3	mg N/l	6	1	(1)	2	2	3	3	(1)	2	0	0	0	7	2	2	2	6,9	6
	mg NO3/l	26,58	4,43	(2)	8,86	8,86	13,29	13,29	(2)	8,86	0	0	0	31,01	8,86	8,86	8,86	30,57	26,58
NH4	mg N/l	1	0	0,022	3	0,4	0,4	0,4	0,022	(3)	0,5	5	0,5	5	5	5	0,5	0,5	
	mg NH4/l	1,29	0	0,028	3,87	0,516	0,516	0,516	0,028	(4)	0,645	6,45	0,645	6,45	6,45	6,45	0,645	0,645	
P_TOTAL	mg P/l	0,3	2	0,017	0,41	0,1	0,15	0,11	0,017	(5)	0,2	0	0	0	2	1,1	0,5	1,07	0,35
OX. DIS.	mg O2/l	7	0	6	6	7	8,5	8,5	6	0	4	4	4	4	4	4	4	4	4
SOL. SUS	mg/l	90	100	0	30	60	50	50	0	100	15,74	15,74	15,74	25	35	14	14	7,43	8
COND	µS/cm	1000	1000	(6)	1400	1100	1200	1200	(6)	1700	1400	1537	1537	1797	1797	1797	1537	1537	

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Dreta	11	48,73	25	32,25	3	1600
Overa	11	48,73	25	32,25	3	1800
Campets	11	48,73	9	11,61	3	1800
Alqueresía	2	8,86	9	11,61	3	1800
Foia	11	48,73	25	32,25	3	1800
Nova de Silla	25	110,8	25	32,25	3	1800
Beniparrell	25	110,8	25	32,25	3	1800
Font de Mariano	25	110,8	25	32,25	3	1800
Albal	25	110,8	25	32,25	3	1800
Catarroja	11	48,73	25	32,25	15	1800
Poyo-Fus	11	48,73	25	32,25	3	1800
Ravisanxo	11	48,73	25	32,25	3	1800
Carrera del Saler	11	48,73	25	32,25	3	1800

En la tabla 2 puede consultarse la equivalencia en las codificaciones de la tabla 3.

La mayoría de los patrones asignados son idénticos en los trece cauces y constantes en el tiempo, aunque en la realidad estas hipótesis no son del todo ciertas. Los patrones pueden variar de una acequia a otra debido a que las concentraciones de los elementos contaminantes de los distintos aportes hídricos de las acequias no tienen por qué ser idénticas.

Un claro ejemplo de lo que se comenta en el párrafo anterior son los aportes provenientes de las distintas EDAR, que pueden tener rendimientos distintos y éstos pueden también variar de un año a otro en función del tipo de tratamiento aplicado. Asimismo, el origen

del agua residual urbana e industrial que se vierte a las acequias que desembocan en el lago es variado y en consecuencia presenta caracteres fisicoquímicos diferentes.

Por último, los retornos de riego proceden de las derivaciones de los ríos Júcar y Turia. Los de la Acequia Real del Júcar y la Acequia Mayor de Sueca entran al lago a través de los distintos cauces situados en el Sur y Oeste del Parque Natural, mientras que los procedentes del río Turia lo hacen por el norte a través del barranco del Poyo y las acequias Fus, Ravisanxo y Carrera del Saler. La calidad del agua de ambos ríos es diferente por lo que los patrones simplificados varían de una acequia a otra.

Los patrones de las EDAR Pinedo y Albufera Sur cambian a lo largo del tiempo con el fin de tener en cuenta tanto las ampliaciones como la inclusión de tipologías de tratamiento complementarias a las existentes.

2.2.5. Datos experimentales

Los parámetros analizados son algunos de los cuales se dispone de datos medidos en las acequias por distintos autores y por la ahora denominada Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient. A continuación se indican aquellos que han sido empleados en la alimentación del modelo:

1. Dafaue (1975), en el *Estudio Piloto de l'Albufera de Valencia*, proporciona datos de 1972 a 1974:
 - “In situ”: pH, Oxígeno disuelto (mg O₂/l), Conductividad (μS/cm), temperatura (°C), sólidos en suspensión (mg/l).
 - En laboratorio: nitrato (mg NO₃-/l), nitrito (mg NO₂-/l), DQO (mg O₂/l) y DBO (mg O₂/l).
2. El *Plan Director de Saneamiento Integral del lago de l'Albufera* (COPUT, 1989) proporciona datos de 1986-1987 en diez puntos concretos de los siguientes parámetros:
 - “In situ”: pH, Conductividad (μS/cm), oxígeno disuelto (mg O₂/l) y sólidos en suspensión (mg/l).
 - En laboratorio: cloruro (mg Cl/l), nitrato (mg NO₃-/l) y fósforo total (mg P/l).
3. Soria J.M. en el *Estudio limnológico de los ecosistemas acuáticos del Parc Natural de l'Albufera de Valencia* (1997) realizó unas campañas de muestreo desde febrero de 1985 hasta diciembre de 1988 de 23 acequias de la zona Norte y 18 del Sur del Parque Natural, entre otros puntos, de los parámetros siguientes:
 - “In situ”: pH, Oxígeno disuelto (mg O₂/l), Conductividad (μS/cm), temperatura (°C) y penetración luminosa.
 - En laboratorio: nitrato (mg/l), nitrito (mg/l), amonio (mg/l), fosfato (mg/l) y clorofila a (mg/l).
4. Martín (1998) en la *Modelización de la calidad en aguas superficiales. Aplicación al caso de l'Albufera de Valencia*, realizó una campaña de toma de muestras entre marzo y diciembre de 1995 en ocho acequias:

- “In situ”: pH, oxígeno disuelto (mg O₂/l), temperatura (°C), sólidos en suspensión (mg/l).
 - En laboratorio: nitrógeno orgánico total (mg N/l), nitrógeno orgánico disuelto (mg N/l), nitrato (mg N/l), nitrito (mg N/l), amonio (mg N/l), materia orgánica (mg O₂/l), fósforo total (mg P/l), fósforo soluble reactivo (mg P/l) y relación NID/FSR.
5. La anteriormente denominada Conselleria de Medi Ambient realizó cuatro muestreos al año, coincidiendo con el ciclo de cultivo del arroz, de 1994 al 2000, lo que se plasma en el *Informe sobre la calidad del agua de l'Albufera* (2000):
- “In situ”: pH, temperatura (°C), sólidos en suspensión (mg/l), conductividad (µS/cm).
 - En laboratorio: nitrato (mg N/l), nitrito (mg N/l), amonio (mg N/l), materia orgánica (mg O₂/l), fósforo total (mg P/l), amoniaco no ionizado (mg NH₃/l) y clorofila a (mg/l).
6. Los datos más recientes, tanto de las acequias como del lago son igualmente de la entonces Conselleria de Medi Ambient. En el lago se realiza prácticamente un muestreo mensual en el lago y entre tres y seis en las acequias entre 2001 y 2009. Los parámetros muestreados son prácticamente los mismos que en el punto anterior.

Estos autores proporcionan valores de concentración de los distintos parámetros de calidad para cada uno de los grandes cauces que desembocan en el lago. Sin embargo, no todos ofrecen datos experimentales de los trece puntos que se han considerado tanto en el balance hídrico como en el presente documento. Así, se ha establecido que en aquellas acequias de las que no se disponen datos tomados, se adoptan los de la acequia más próxima y más parecida según la bibliografía consultada. A efectos de nuestro análisis, se ha considerado que las concentraciones experimentales de los parámetros de calidad de la acequia de Campets son iguales a los de la acequia Overa; los de Foia a los de Alqueresia y los de la acequia Carrera del Saler a los de Ravisanxo.

En el apéndice 1 se incluye el listado de los datos experimentales físico-químicos y biológicos medidos en las diferentes campañas por los diferentes autores comentados anteriormente.

2.2.6. Comparación con los datos experimentales

El contraste de los datos obtenidos por la metodología explicada con los valores experimentales permite comprobar el ajuste de las entradas del balance hídrico simulado en Aquatool y su distribución espacial entre los trece puntos de entradas al lago.

En el apéndice 2 se presentan las cargas y concentraciones de los parámetros de calidad, tanto experimentales como calculadas, de los cauces o acequias de los que se dispone de datos de calidad medidos. La carga total de cualquier contaminante que entra al lago se ha estimado sumando los valores de las cargas en cada una de las trece acequias para los meses en los que se dispone de información de todas ellas. La concentración del contaminante de entrada al lago se ha calculado dividiendo la carga calculada anteriormente entre el caudal de entrada para el mes considerado. Se representan los valores experimentales por puntos y los estimados por una línea continua.

En general, la distribución de caudales entre los trece puntos de entrada al lago de L'Albufera junto con los patrones fijados proporciona un ajuste razonablemente bueno, tanto de las concentraciones como de las cargas de contaminantes de entrada al lago, por lo que el modelo de calidad de las aguas influentes del lago se supone calibrado.

El error obtenido varía en función del punto de muestreo. En el presente texto se tratan los valores del modelo como cargas y concentración de los parámetros que determinan la calidad de los aportes hídricos al lago justo en la desembocadura de las acequias pero realmente, los valores medidos corresponden a las características fisicoquímicas de los distintos cauces o acequias aguas arriba del punto de desembocadura pudiendo variar los valores durante el recorrido. Esta es la principal causa de los errores que se pueden obtener.

A modo de ejemplo se incluyen a continuación las gráficas comparativas de concentraciones de nitratos del barranco de Albal y de cargas de fósforo total de la acequia de Overa.

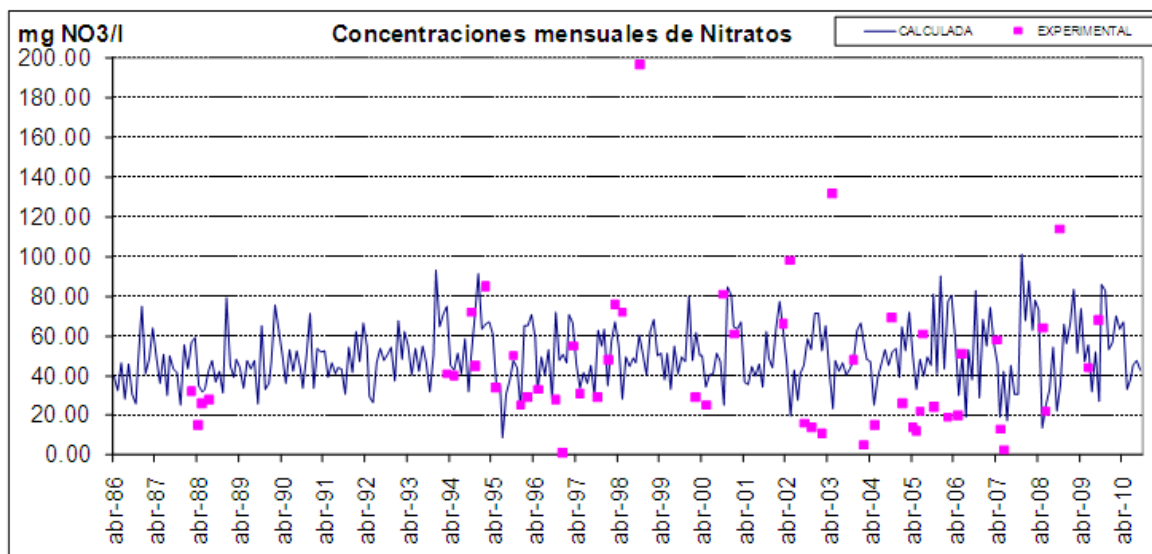


Figura 3. Concentraciones mensuales de nitratos en Albal.

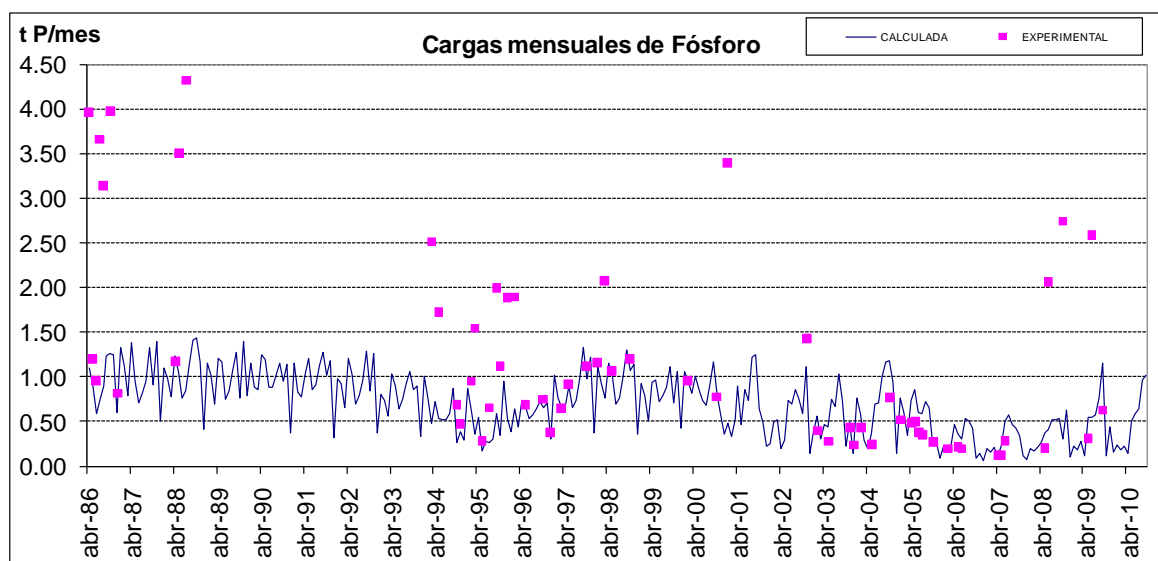


Figura 4. Cargas mensuales de fósforo total en la acequia de Overa.

En este trabajo se ha elaborado una estimación de la evolución temporal de las entradas de contaminantes al lago de L'Albufera. Ante la falta de información continua sobre los aportes de agua al lago y la escasa información de la calidad de las aguas de las acequias, se ha elaborado una metodología que aprovecha al máximo la información disponible pero que precisamente por la carestía de los datos de partida tan sólo permite esbozar una aproximación a la realidad.

2.2.7. Análisis de la distribución espacial de las principales entradas de nutrientes

A partir del modelo de la calidad de las aguas influentes al lago se han calculado las concentraciones mensuales medias en cada uno de los trece puntos de entrada al éste. La tabla siguiente recoge los valores medios de los parámetros de calidad que son posteriormente utilizados para alimentar el modelo de calidad de aguas del propio lago de L'Albufera. Dichas medias han sido calculadas para el periodo de calibración oct-2006 a sep-2010 y para el periodo completo simulado oct-1995 a sep-2010.

Tabla 4. Tabla resumen de las concentraciones medias por acequia calculadas para el periodo de calibración 2006/2010 y para el periodo completo 1995/2010. Unidades: PT en mgP/l, SS en mg/l, NO₃ en mg N-NO₃/l, NH₄ en mg N-NH₄/l, OD en mgO₂/l y conductividad en µS/cm. Se somborean aquellas concentraciones que son elevadas en comparación con el resto de acequias, en materia de nutrientes.

		1-Dreta	2-Overa	3-Campets	4-Alqueresia	5-Foia	6-Silla	7-Beniparrell	8-Mariano	9-Albal	10-Catarroja	11-Poyo	12-Ravisanxo	13-Saler
PT	1995/ 2010	0,09	0,08	0,19	0,44	0,15	0,07	0,08	0,06	0,07	0,32	0,30	0,61	0,59
	2006/ 2010	0,07	0,06	0,07	0,21	0,09	0,06	0,08	0,06	0,07	0,37	0,33	0,56	0,58
SS	1995/ 2010	31	36	20	38	29	12	23	15	23	27	39	24	22
	2006/ 2010	30	31	16	26	26	11	23	12	20	26	48	21	21

NO ₃	1995/ 2010	27,3	23,6	32,5	11,5	9,7	81,0	68,8	75,7	51,0	16,5	17,4	15,3	12,5
	2006/ 2010	28,3	25,4	33,9	15,7	9,0	81,4	70,3	78,3	53,0	15,9	18,2	13,7	11,7
NH ₄	1995/ 2010	0,56	0,57	0,74	1,55	1,54	0,33	0,31	0,36	0,46	2,28	3,04	4,61	3,36
	2006/ 2010	0,33	0,60	0,26	0,58	0,86	0,31	0,33	0,33	0,46	2,62	3,17	5,10	4,61
OD	1995/ 2010	6,2	6,4	5,1	4,8	4,1	5,4	5,8	5,5	5,0	5,5	5,3	3,7	4,3
	2006/ 2010	6,3	6,2	5,2	4,8	3,8	5,3	5,7	5,4	4,7	5,4	5,8	4,2	4,5
CND	1995/ 2010	1920	2167	1624	1756	1445	1668	1764	1780	1621	2179	2057	1694	1911
	2006/ 2010	1978	2298	1607	1725	1380	1664	1765	1791	1590	2173	2010	1832	2005
Cl-a	1995/ 2010	20,0	4,3	2,9	3,9	2,9	6,6	5,2	4,3	1,0	28,5	16,1	1,0	1,0
	2006/ 2010	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5

El análisis de los valores de la tabla permite delimitar las zonas del lago en cuanto a tipología de nutrientes vertidos al lago. A la vista de los valores, se puede concluir que las principales zonas de entrada de fósforo total y amonio al lago son las zonas nordeste y sudoeste, mientras que las zonas con mayores entradas de nitratos son la sudeste y noroeste, según se puede apreciar en la figura siguiente:

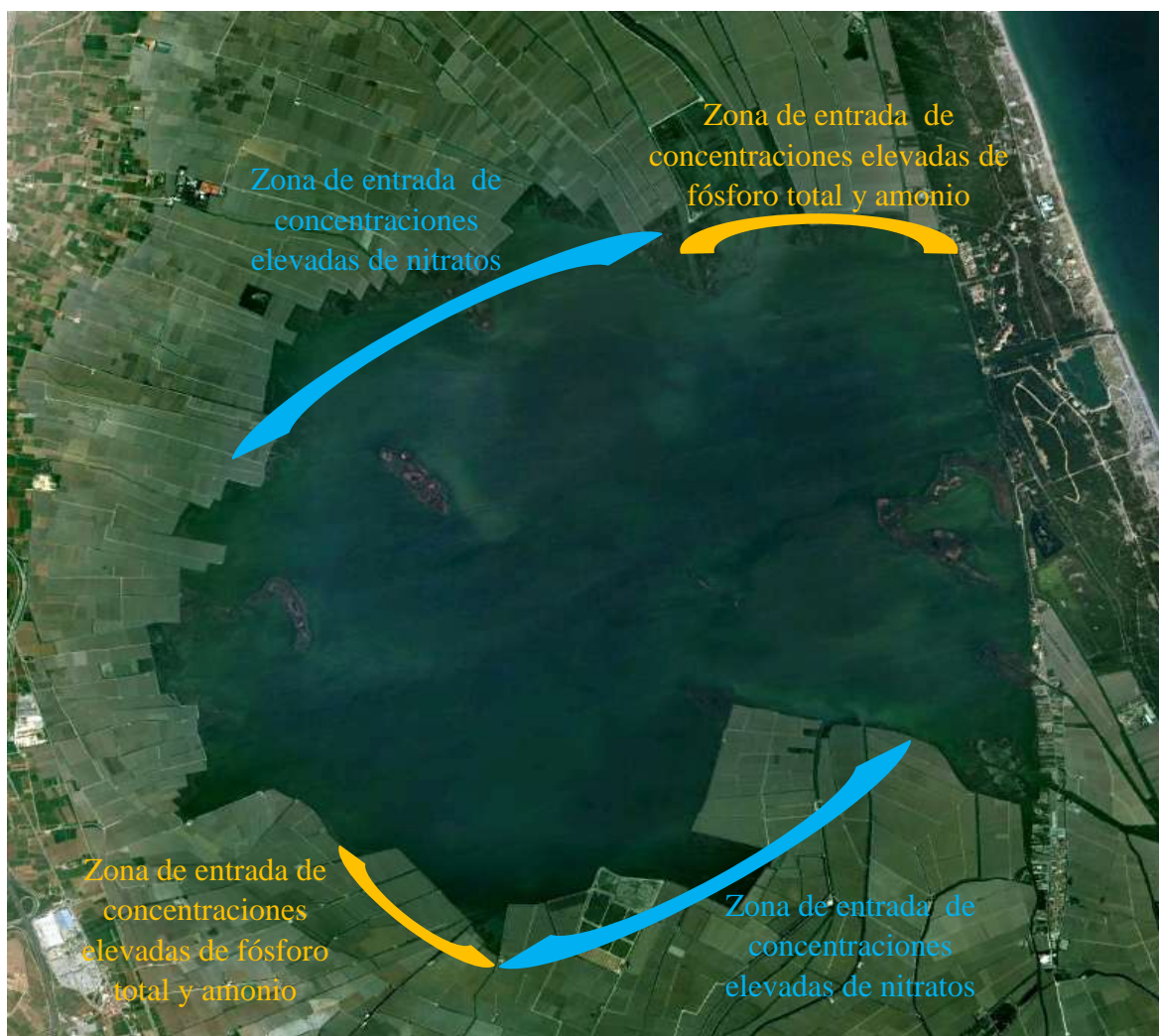


Figura 5. Delimitación de las zonas de entrada de concentraciones elevadas de nutrientes en el lago de L'Albufera.

2.3. CONSTRUCCIÓN DEL MODELO HIDRODINÁMICO

2.3.1. Esquematización

El modelo de calidad del agua se ha realizado únicamente para el lago, ya que las principales cuestiones de gestión hidrológica se centran en el lago y se conoce muy poco de los procesos en los canales y en los arrozales circundantes. En la Figura 6 se muestra la esquematización utilizada para la realización de las nuevas simulaciones.

El grid del modelo hidrodinámico tiene un tamaño de cuadrícula de 200*200 m y cubre la totalidad del lago de L'Albufera.

Existen 18 puntos de condición de contorno, es decir, puntos de entrada o salida de caudal representados mediante cuadrados en rosa. Estas condiciones de contorno son los trece cauces o acequias modelados como vertientes al lago, las tres golgas y dos puntos en que se idealizan los rebombes de Sueca y de la Acequia Real del Júcar.

Los triángulos rojos son estaciones de control de niveles y de los diferentes parámetros de calidad.

El tramo unidimensional situado aproximadamente en el centro del lago se ha incluido en el modelo con objeto de simular la evaporación del lago. Ésta se modela mediante un caudal lateral de salida del 1D al que se exigen concentraciones nulas de los diferentes parámetros de calidad simulados. Esta modelación se hace necesaria para poder evaporar, no únicamente desde el punto hidrodinámico sino también desde el punto de vista de la calidad de las aguas.

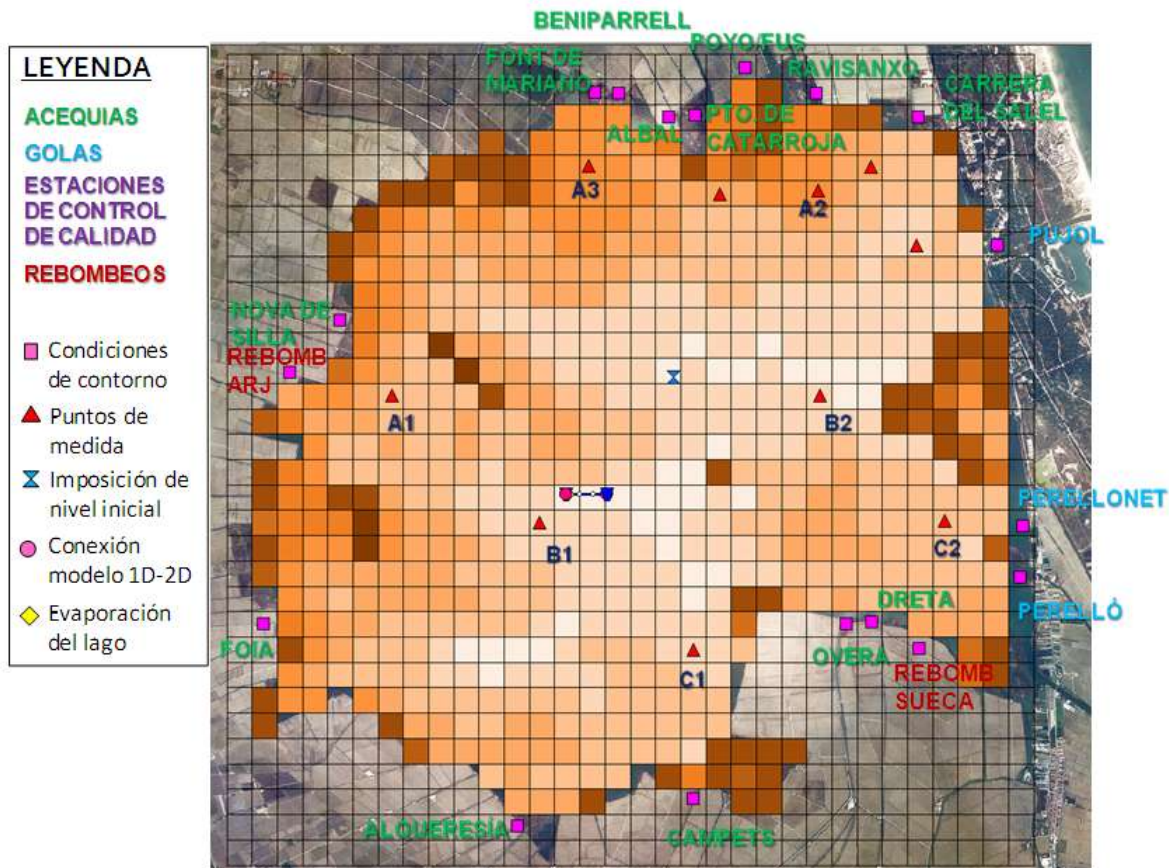


Figura 6. Esquemática del modelo del lago de L'Albufera.

2.3.2. Flujos de entrada y salida

Los datos aplicados para la calidad del agua tienen intervalos irregulares entre las mediciones. El enfoque se basa en un balance hídrico y másico detallado para cada caudal afluente en el lago. El agua en cada canal proviene de diversas fuentes. Se hizo la asunción de que la calidad de esas fuentes es más o menos constante. La variación en la calidad del canal se debe a la variación en la contribución relativa de cada fuente de agua a la descarga total en el lago. En este método, descrito con detalle en el punto 2.2. de este informe, la concentración de las sustancias discernidas en cada canal de descarga se calcula mediante un balance másico.

Las descargas de los canales afluentes se modelan como condiciones límite de contorno del lago. Se distingue un total de 13 canales afluentes principales, aunque recogen las aguas de algunos canales y acequias menores que descargan en el lago. Las condiciones límite para la calidad del agua tienen un paso temporal de un mes. Durante ese mes, las concentraciones en los puntos de entrada son constantes. De esta forma, las condiciones de

contorno, tanto de caudal como de calidad del agua, coinciden entre ellas estructurándose como “funciones de bloque” con un paso de tiempo mensual.

El agua en los canales proviene de diversas fuentes de agua. Desde el punto de vista de la calidad del agua, el origen del agua de los ríos es una información importante. El caudal afluente de los canales nace en distintas fuentes:

- EDAR (Estación Depuradora de Aguas Residuales) – efluente de las estaciones depuradoras de aguas residuales.
- ARU (Agua Residual Urbana).
- DSU (Descargas de Sistemas Unitarios).
- RET_SUB (Retorno Subterráneo), Turia y Júcar.
- RET_SUP (Retorno Superficial), Turia y Júcar.
- ESC_SUP (Escorrentía Superficial).
- ESC_SUB (Escorrentía Subterránea).

El caudal efluente de agua del lago y el nivel del agua en el lago se regulan mediante tres de las llamadas ‘Golas’: la gola de Pujol, la gola del Perrellonet y la gola del Perrelló. Las tres golas se representan mediante tres condiciones de contorno dependientes del tiempo con paso mensual. Las descargas y los caudales efluentes son constantes durante el mes.

El desconocimiento de los caudales de salida por las golas, sobre todo con anterioridad al año 2006, hace que en el modelo de Aquatool del lago se impongan unas curvas de almacenamiento y se calibren las salidas por las golas. Así pues, en el modelo hidrodinámico del lago realizado con Sobek se procede de igual manera, calculándose por balance hídrico las salidas por las golas a partir de la imposición de los niveles obtenidos mediante el modelo de Aquatool del Parque Natural de L'Albufera, siendo éste el que proporciona los caudales influentes al lago.

Existen otras dos condiciones de contorno de caudales efluentes del lago. Se trata de dos rebombes del lago producidos para alimentar los cultivos de la ARJ y de Sueca en los años de escasez hídrica.

La simulación comienza el 1 de octubre de 1995 con un nivel inicial del agua en el lago de 0,245 m por encima del nivel del mar. La simulación se ha realizado para el periodo de octubre de 1995 a septiembre de 2010. El paso temporal es de 15 minutos para la simulación de la hidrodinámica y de 1 hora para la simulación de la calidad del agua.

El flujo y la mezcla de agua en el lago están impulsados por las descargas al lago, por los caudales efluentes a través de las golas y por el viento. En general, el flujo del agua en los lagos tiene un patrón tridimensional. En un modelo bidimensional, de profundidad media, la circulación del agua se simula de forma simplificada. Esto está justificado en una laguna muy poco profunda sin estratificación vertical. Desde el punto de vista de la calidad del agua, el impacto general de la circulación impulsada por el viento es la mezcla del agua. Un efecto secundario del viento es la ocurrencia de olas. Las olas no pueden simularse mediante el modelo hidrodinámico de Sobek pero, no obstante, el modelo de calidad del agua contiene un modelo de oleaje que puede predecir las tensiones de corte

del fondo, producidas por las olas inducidas por el viento. Las tensiones de corte del lecho debidas al flujo y las olas generan la resuspensión de sedimentos.

Los resultados de simulación del modelo hidrodinámico muestran que el nivel del agua en el lago ha sido simulado correctamente. Los resultados de simulación han sido comparados con los niveles de agua obtenidos del modelo de Aquatool y son prácticamente iguales, como puede verse en la Figura 7. El equilibrio hídrico tiene un paso temporal de un mes; las variaciones diarias en el volumen y en el caudal efluente no se reflejarán en el nivel de agua simulado. Los resultados indican que el equilibrio hídrico se ha ejecutado correctamente en Sobek:

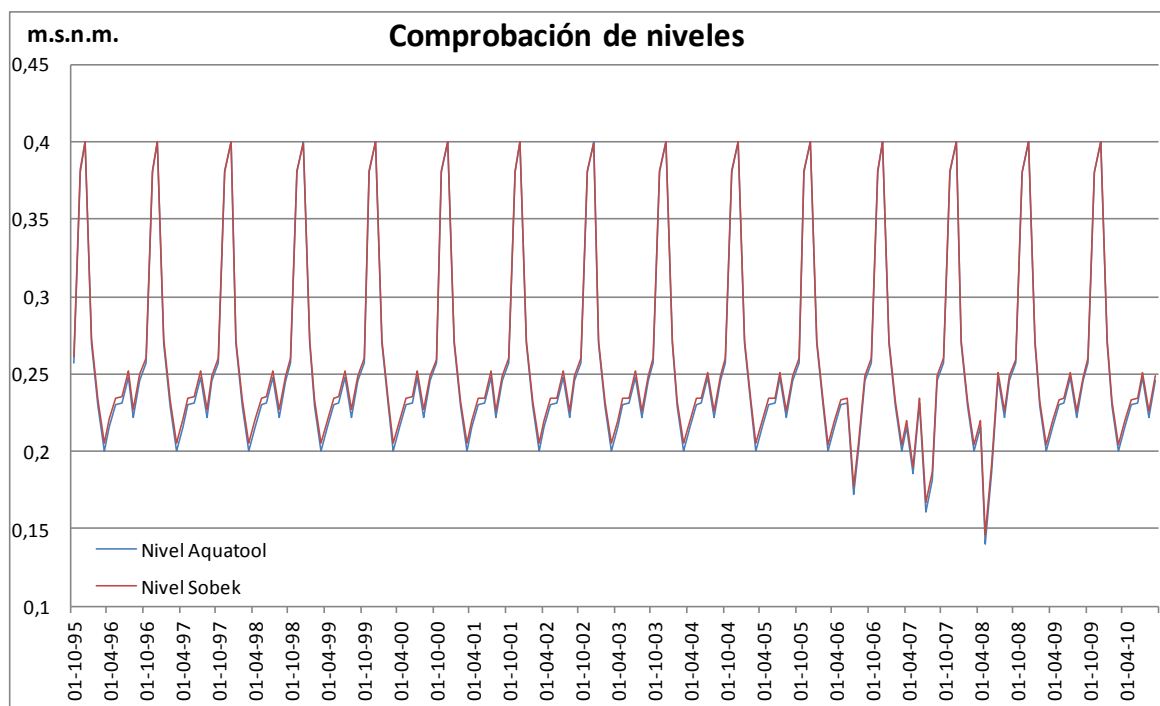


Figura 7. Comparación del nivel de agua obtenido en el modelo de Aquatool del lago y del simulado en Sobek.

2.3.3. Meteorología

Además de la afluencia de agua y de las sustancias disueltas, las condiciones meteorológicas son una importante fuerza motora en la calidad del agua. Aparte del viento y de la radiación solar, la temperatura del agua también se considera una condición meteorológica en el modelo.

La temperatura del agua se midió para el *EDSAV* en 7 ubicaciones, a intervalos regulares durante el periodo 1993-2003. Se obtuvo una temperatura media para cada mes del año, partiendo de las mediciones de temperatura en la estación A1 (Figura 8). Se ha utilizado esa misma curva de temperatura para cada año en el periodo simulado 1995-2010. La temperatura día a día ha sido calculada por Sobek, utilizando interpolación lineal.

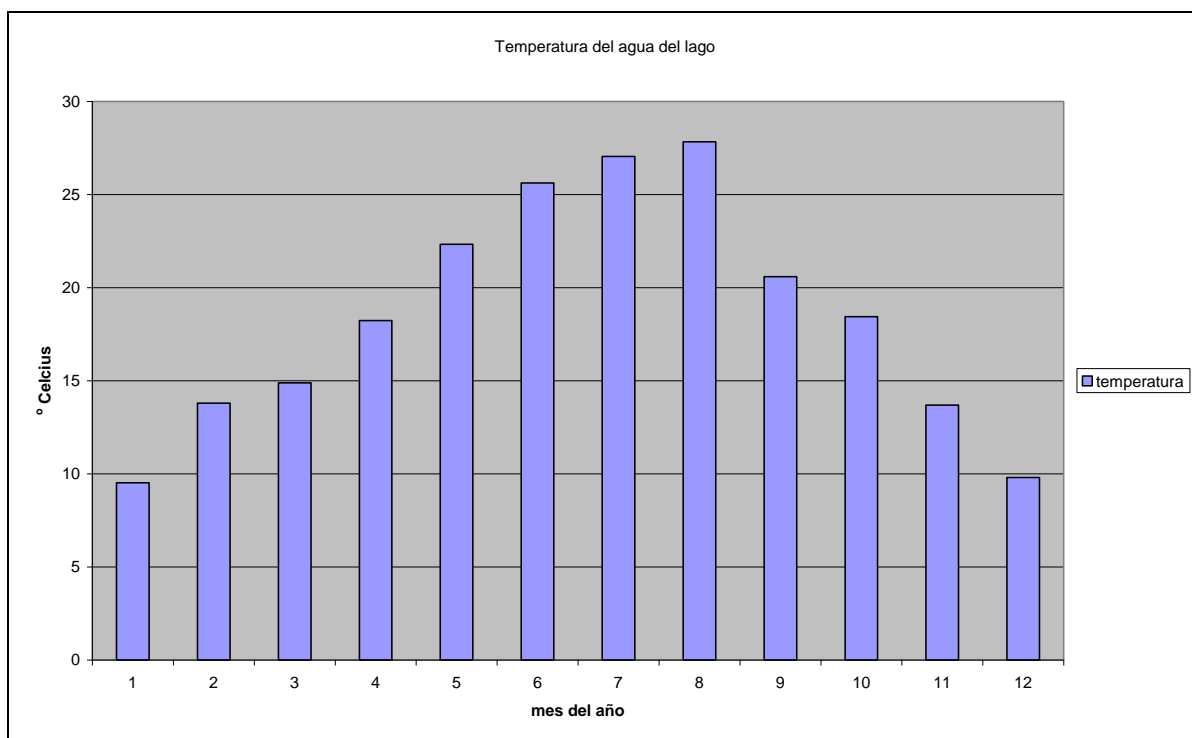


Figura 8. Temperatura media del agua para un año medio.

La precipitación producida sobre el lago ha sido obtenida a partir de los datos de SIMPA para el periodo anterior a octubre de 2001, y a partir de esta fecha con los datos del SAIH de las estaciones del Barranco del Poyo y de las poblaciones de Chiva, Picassent y Sueca.

Debido a que la simulación mediante una lluvia distribuida bidimensional sobre el grid incrementa considerablemente el tiempo de cálculo, la precipitación sobre el lago se distribuyó uniformemente como caudal mensual de entrada desde los trece puntos vertientes al lago, como un tipo de aporte más con la calidad correspondiente al agua de lluvia.

Según se ha comentado en el punto 2.1. del presente informe, el caso de partida para la mejora de la calibración actual era el llamado run 52. Para la consideración del viento en dicha simulación se disponía de datos cotidianos sobre el viento en varias estaciones de las proximidades de L'Albufera. Los datos de la estación 4 se completaron para el periodo entre el otoño de 1999 y el verano de 2003. En su día se aplicaron estos datos cotidianos a los otros años de la simulación a largo plazo a partir del método explicado en la Figura 9. Por ejemplo, para el año 1996, se utilizaron las series diarias de datos recopiladas en el año 2000.

<-- AÑO DE SIMULACIÓN -->									SERIES DE DATOS UTILIZADAS
	1972	1976	1980	1984	1988	1992	1996	2000	2000
	1973	1977	1981	1985	1989	1993	1997	2001	2001
	1970	1974	1978	1982	1986	1990	1994	1998	2002
	1971	1975	1979	1983	1987	1991	1995	1999	2003
									99/01/03 *

* invierno-primavera: 2003, verano: 2001, invierno: 1999

Figura 9. Las series de datos del viento y la radiación solar se reutilizan cada cuatro años en las simulaciones a largo plazo, partiendo de medidas diarias para el periodo entre el otoño de 1999 y el verano de 2000.

En cuanto a la radiación solar, ésta se midió igualmente durante unos 3-5 años en la estación IDO4. Las series temporales de la radiación se hicieron conforme al método presentado en la Figura 9.

No obstante, en la actualidad se dispone de datos recientes de la estación de Picassent del IVIA en cuanto a módulo y dirección del viento y radiación solar, a partir de marzo de 2001 hasta la actualidad. De esta manera, **para el periodo simulado entre octubre de 1995 y septiembre de 2010 se dejan los datos del run 52 hasta febrero de 2001 y se sustituyen por los del IVIA en Picassent desde marzo de 2001 hasta septiembre de 2010.**

La Figura 10 y la Figura 11 representan las radiación solar y el módulo de la velocidad respectivamente, ambas utilizadas en esta fase de mejora de la calibración del modelo de calidad de aguas del lago de L'Albufera.

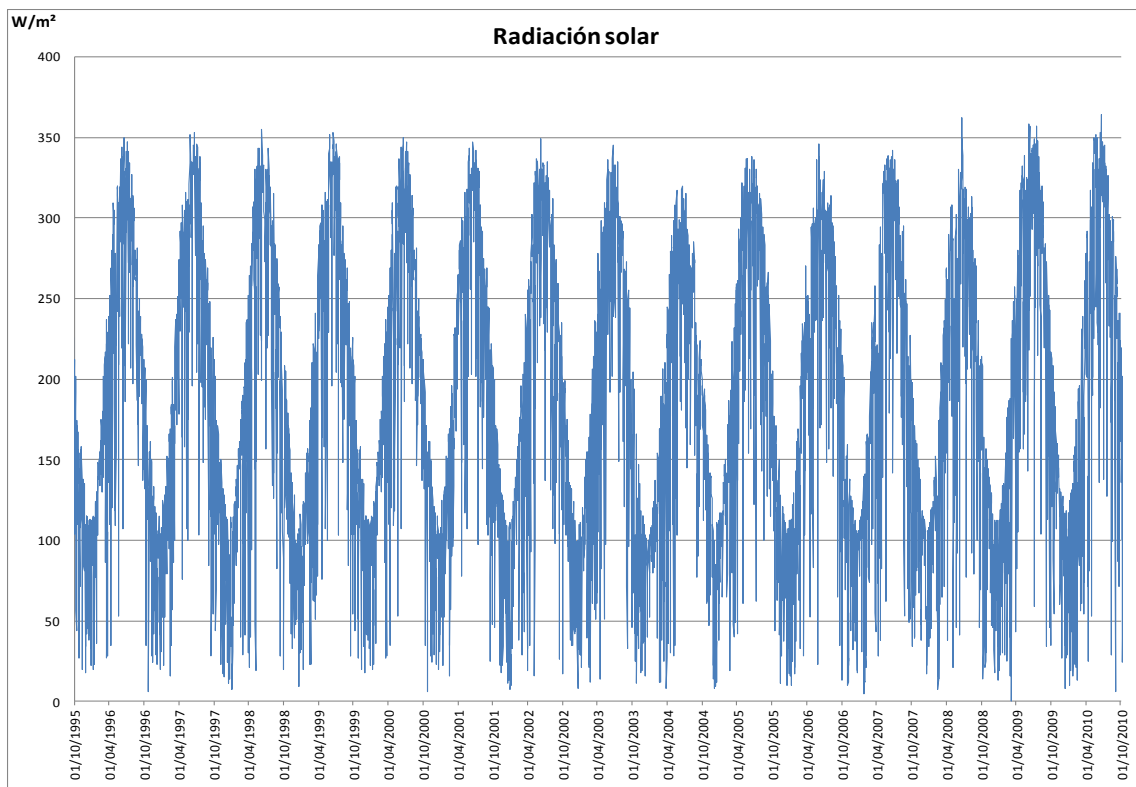


Figura 10. Serie de datos del viento aplicada para el periodo 10/1995-09/2010.

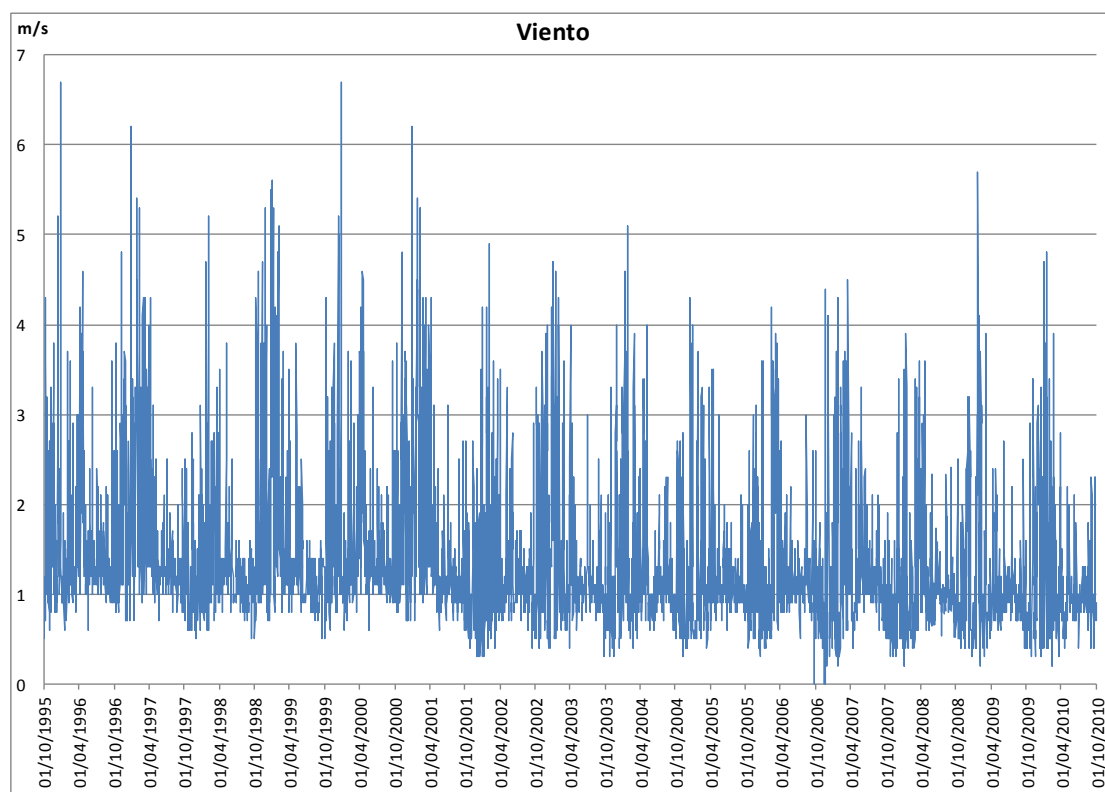


Figura 11. Serie de datos de la radiación solar aplicada para el periodo 10/1995-09/2010.

Las horas de luz o fotoperiodo son calculadas por Sobek partiendo de la siguiente información:

- La latitud del área de estudio; para Valencia es de 39.5 grados de latitud.
- El número del día de la fecha de referencia; es el número del día de la fecha de inicio de las simulaciones de calidad del agua.

2.4. CONSTRUCCIÓN DEL MODELO DE CALIDAD DEL AGUA

2.4.1. Generalidades

El nivel de detalle y el número de sustancias que incorpora el modelo es el mismo del modelo de origen calibrado en 2005, en la quinta fase del EDSAV (MMA, 2004). Los problemas de calidad del agua que se han estudiado usando el modelo para L'Albufera están relacionados con la eutrofización.

La eutrofización es un problema complejo de la calidad del agua, que implica muchas sustancias y procesos. El crecimiento de las algas está relacionado con el ciclo de los nutrientes (nitrógeno, fósforo y silicio) en el agua del lago y con el ambiente lumínico en el agua. El crecimiento de algas y el agotamiento del material orgánico afectan a la concentración de oxígeno en el lago.

La librería de procesos Delwaq de Sobek contiene ecuaciones de procesos para una amplia gama de sustancias y problemas de calidad del agua. Algunos de los grupos de sustancias son oxígeno y demanda bioquímica de oxígeno, nutrientes, el crecimiento de algas, temperatura, sedimentación y resuspensión y bacterias. En el modelo de calidad de aguas

de L'Albufera se utilizan los módulos de eutrofización, sólidos suspendidos, oxígeno y el general, éste último para la simulación de la conductividad.

La Tabla 5 muestra la lista de sustancias en el modelo de calidad del agua. Como las sustancias Delwaq no siempre se corresponden directamente con los datos medidos, es necesaria una conversión. En la última columna de esta tabla, se muestra el método de conversión de los datos medidos a las sustancias Delwaq. Las abreviaturas de las sustancias medidas se explican en la Tabla 6.

Tabla 5. Relación general de las sustancias en el modelo Delwaq de calidad del agua. En la última columna se presenta la conversión de los datos medidos en sustancias utilizadas por el modelo.

Sustancia Delwaq	unidades	Descripción sustancia Delwaq	Método de conversión
AAP	mg P/l	Fósforo inorgánico	0.2 * P-total
DetC	mg C/l	Sustancia orgánica en suspensión	0.2 * SS
DetN	mg N/l	Nitrógeno orgánico	0.1 * N-total
DetP	mg P/l	Fósforo orgánico	0.1 * P-total
DIATOM	mg C/l	Diatomeas	0.2 * Chla / C:Chla
GREEN	mg C/l	Algas	0.8 * Chla / C:Chla
NH4	mg N/l	Amonio	medido
NO3	mg N/l	Nitrato	medido
PO4	mg P/l	Fósforo disuelto	0.7* P-total
Si	mg Si/l	Sílice disuelto	medido
OXY	mg/l	Oxígeno	medido
Cl	mg/l	Cloruros	Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
IM1	mg/l	Sólidos inorgánicos en suspensión 1	0.4 * SS
IM2	mg/l	Sólidos inorgánicos en suspensión 2	0.4 * SS
IM3	mg/l	Sólidos inorgánicos en suspensión 3	5 mg/l

Tabla 6. Abreviaturas utilizadas (Puede llevarse a la tabla general)

Sustancia medida	unidades	Descripción de la sustancia medida
Chl-a	$\mu\text{g}/\text{l}$	Clorofila-a
C:Chla	mg C/ mg Chla	Relación entre carbono y clorofila-a
N-total	mg N/l	Nitrógeno total
P-total	mg P/l	Fósforo total
SS	mg/l	Sólidos en suspensión

Las reglas de conversión están basadas en la experiencia con otros sistemas hídricos que han sido estudiados por WL | Delft Hydraulics. Las reglas fueron en la primera fase de calibración del modelo comprobadas y adaptadas ligeramente en colaboración con M. Martín (Universidad Politécnica de Valencia) y validadas para L'Albufera.

Las sustancias en el modelo de calidad del agua pueden subdividirse en varios grupos:

- Oxígeno;
- Algas y nutrientes;
- Sólidos en suspensión y sedimento;
- Metales pesados;

- pH.

Para la mejora de la calibración del modelo de calidad de aguas de L'Albufera se han considerado únicamente los tres primeros grupos, y por tanto no se han tenido en cuenta los procesos relacionados ni con los metales pesados ni con el pH del agua del lago.

Los procesos en estos grupos de sustancias se discutirán brevemente en los siguientes apartados.

2.4.2. Procesos del modelo

2.4.2.1. Ciclo del oxígeno

La concentración de oxígeno en el lago depende del intercambio con la atmósfera, la producción de oxígeno por parte de las algas y el consumo de oxígeno por el material orgánico en agotamiento. El ciclo se muestra en la Figura 12, mientras que en la Tabla 7 se recogen los procesos en el modelo del oxígeno.

Tabla 7. Procesos implicados en el ciclo del oxígeno que han sido incluidos en el modelo de calidad del agua para L'Albufera.

Proceso	Descripción
BMS1_DetC	Mineralización de carbono de detritos en sedimento S1
Nitrif_NH4	Nitrificación de amonio
RearOXY	Reaireación de oxígeno
SaturOXY	Concentración de oxígeno de saturación
WM_DetC	Mineralización de carbono orgánico

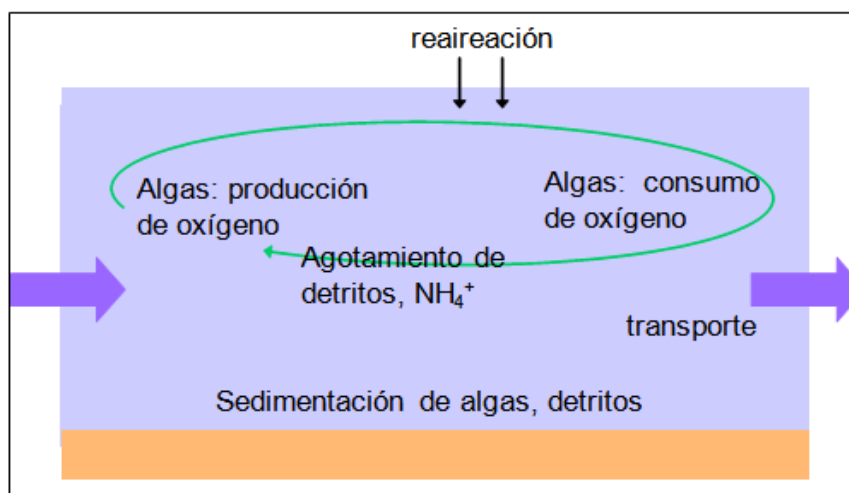


Figura 12. Modelo del oxígeno

2.4.2.2. Algas y nutrientes

En el modelo hay dos grandes grupos de algas: diatomeas y algas verdes (o resto de algas). La decisión de concentrarnos en estos dos grupos de algas se tomó durante la reunión de expertos en modelación de la calidad del agua celebrada en Delft el 27 y 28 de agosto de 2003; ambos se diferencian fundamentalmente por los requerimientos nutritivos de las algas que los conforman (algas diatomeas necesitan silicio para crecer, y el resto de algas no).

El crecimiento de las algas está limitado por la disponibilidad de nutrientes, la radiación solar y la temperatura del agua. Los ciclos de nutrientes de nitrógeno, fósforo y silicio son impulsados por el crecimiento y el agotamiento de las algas y por la sedimentación y la resuspensión del material orgánico. La Figura 13 muestra el ciclo del fósforo en el agua del lago; la Figura 14 representa lo mismo respecto al nitrógeno.

En la Figura 13 se muestran además los procesos más importantes que afectan al ciclo del fósforo. Así por ejemplo, se observa que en la absorción del fósforo por el fitoplancton, y en su posterior liberación en forma de detritos, influyen factores como la radiación, la duración del día, la limitación por los nutrientes, entre otros, ya que afectan a la dinámica de la producción primaria, y por ello a la dinámica de dicho nutriente. La codificación de éstos y del resto de procesos se puede consultar en la Tabla 8.

Tabla 8. Relación general de los procesos relacionados con los ciclos de nutrientes y el crecimiento de las algas.

Proceso	Nombre	Grupo
Daylength	Cálculo del fotoperiodo (horas de luz)	algas
DL_Diat	Función del fotoperiodo para las diatomeas	algas
DL_Green	Función del fotoperiodo para las algas verdes	algas
GroMrt_Dia	Producción primaria neta y mortalidad de diatomeas	algas
GroMrt_Gre	Producción primaria neta y mortalidad de algas verdes	algas
NutUpt_Al	Adsorción de nutrientes por el crecimiento de las algas	algas
Phy_dyn	Cálculo del fitoplancton - Dynamo	algas
PPrLim	Limitación (numérica) de producción primaria	algas
Rad_Diat	Función eficacia de la luz en diatomeas	algas
Rad_Green	Función eficacia de la luz en algas verdes	algas
Sed_Gre	Sedimentación algas verdes	algas
TF_Diat	Funciones de temperatura para diatomeas	algas
TF_Green	Funciones de temperatura para algas verdes	algas
BMS1_DetN	Mineralización del nitrógeno orgánico en sedimento S1	nitrógeno
DenWat_NO3	Desnitrificación en la columna de agua	nitrógeno
DigS2N_Det	Penetración de nutrientes orgánicos en S2 desde S3	nitrógeno
NLDiat	Función de limitación de nutrientes para diatomeas	nitrógeno
NLGreen	Función de limitación de nutrientes para algas verdes	nitrógeno
WM_DetN	Mineralización nitrógeno orgánico	nitrógeno
BurS1N_Det	Entierro nutrientes orgánicos del sedimento S1	nutrientes
BurS2N_Det	Entierro nutrientes orgánicos de S2	nutrientes
DigS1N_Det	Penetración nutrientes orgánicos en S1 desde S2	nutrientes
NutRel_Al	Liberación (nutrientes/detritos) por mortalidad de algas	nutrientes
ResN_Det	Resuspensión de nutrientes orgánicos	nutrientes
SedN_Det	Sedim. de nutrientes orgánicos	nutrientes
BMS1_DetP	Mineralización del fósforo orgánico en sedimento S1	fósforo
BurS1_AAP	Entierro de AAP (PO4 adsorbido) desde sedimento S1 hacia sedimento S2	fósforo
BurS2_AAP	Entierro de AAP (PO4 adsorbido) desde S2 hacia fuera del sistema (S3)	fósforo
DigS1_AAP	Penetración AAP (PO4 adsorbido) en S1 desde S2	fósforo

Proceso	Nombre	Grupo
DigS2_AAP	Penetración AAP (PO4 adsorbido) en S2 desde S3	fósforo
Res_AAP	Resuspensión AAP (PO4 adsorbido)	fósforo
Sed_AAP	Sedimentación AAP (PO4 adsorbido)	fósforo
WM_DetP	Mineralización del fósforo orgánico	fósforo

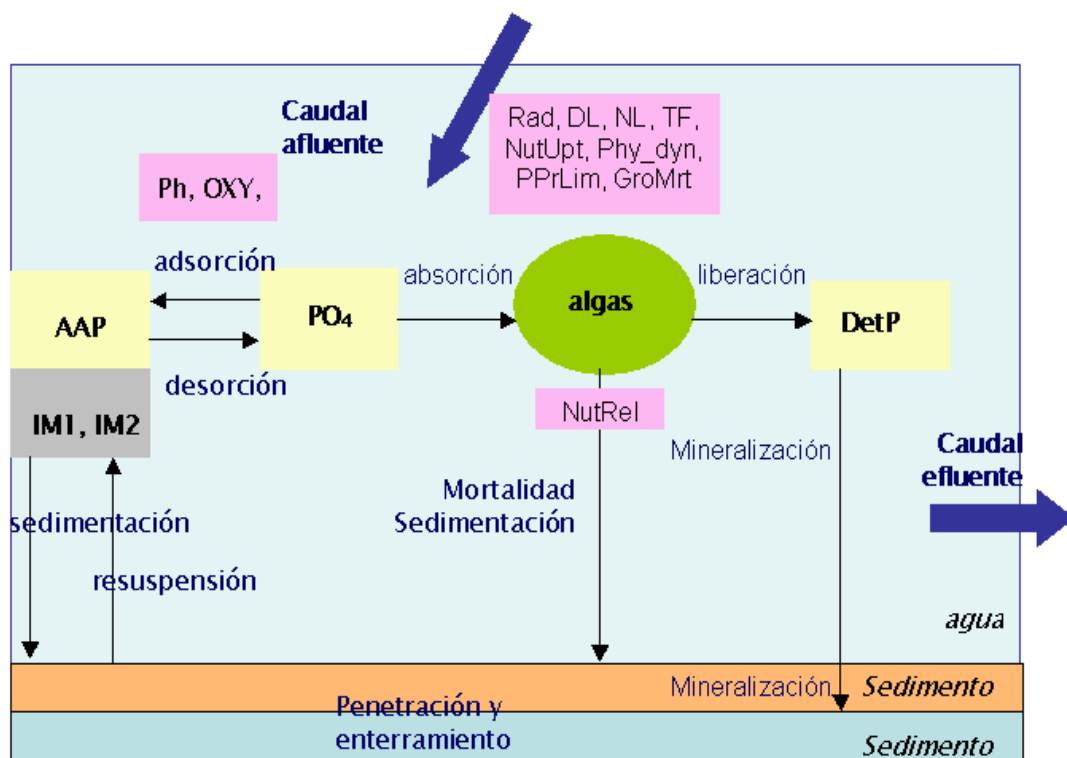


Figura 13. Ciclo del fósforo en el modelo del lago.

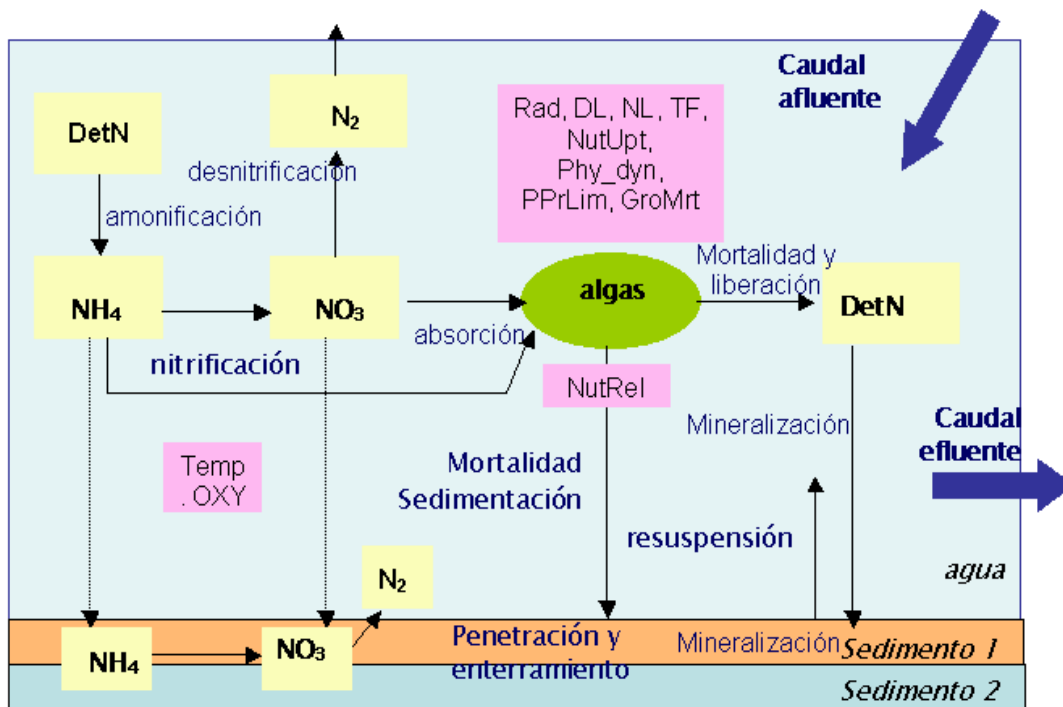


Figura 14. Ciclo del nitrógeno en el modelo del lago.

2.4.2.3. Intercambio del fósforo entre el sedimento y el agua

Cuando las fuentes externas de fósforo dejan de actuar, el sedimento actúa como una fuente interna temporal de fósforo, hacia la columna de agua. En general, la interacción entre ambos compartimentos es de elevada importancia para entender la calidad del agua del sistema. La Figura 15 y la Figura 16 muestran estos flujos.

La carga interna de fósforo desde los sedimentos puede producirse vía:

1. Liberación de ortofosfato (PO_4^{3-}) tras la degradación del fósforo orgánico (DetPS1) en el sedimento.
2. Resuspensión del fósforo orgánico (DetPS1) y subsiguiente liberación de PO_4^{3-} por degradación de la materia orgánica en el agua.
3. Desorción del PO_4^{3-} adsorbido en el sedimento (AAPS1)
4. Resuspensión del fósforo inorgánico adsorbido (AAPS1) y subsiguiente desorción de PO_4^{3-} en el agua.

La cantidad de fósforo en el sedimento es regulada en Delwaq principalmente por una cinética de primer orden. Esto significa que la intensidad de los flujos depende de la diferencia de concentraciones de las distintas fracciones de fósforo en los sedimentos. Además, la cantidad de fósforo en estos es el resultado neto de los procesos de acumulación: a menor desorción, degradación o resuspensión, mayor acumulación en los sedimentos.

El periodo de tiempo necesario para que el sedimento alcance el estado de equilibrio estacionario, tras un cambio en la composición del agua, depende de las tasas de reacción

del sedimento. Cuanto menores sean las cinéticas en el sedimento, más grandes son los tiempos de reacción en la columna de agua.

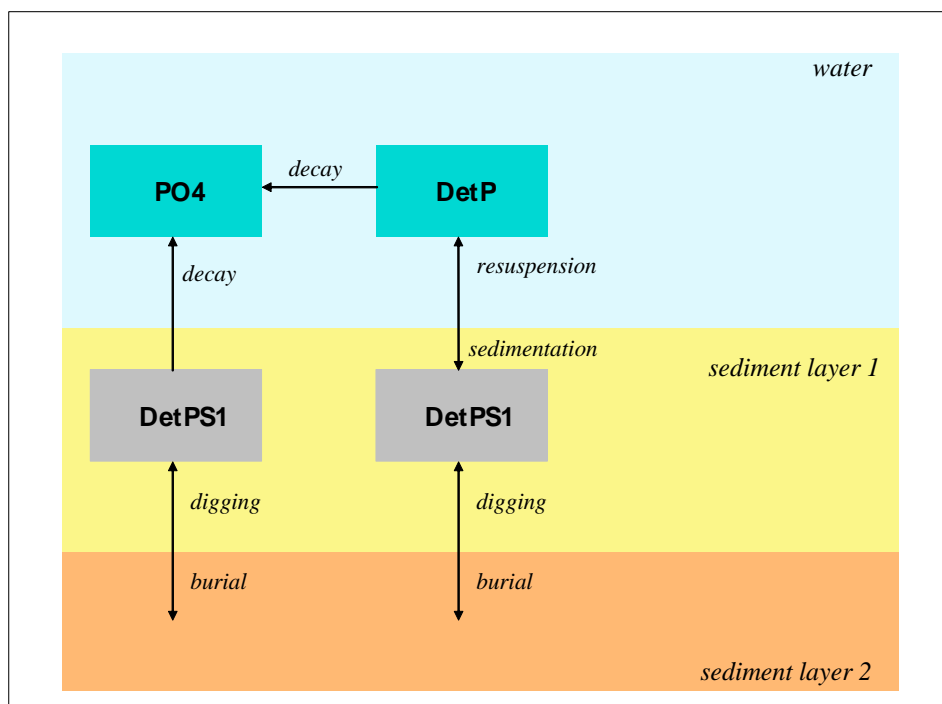


Figura 15. Intercambio de fósforo orgánico y de ortofosfato entre el sedimento y la columna de agua.

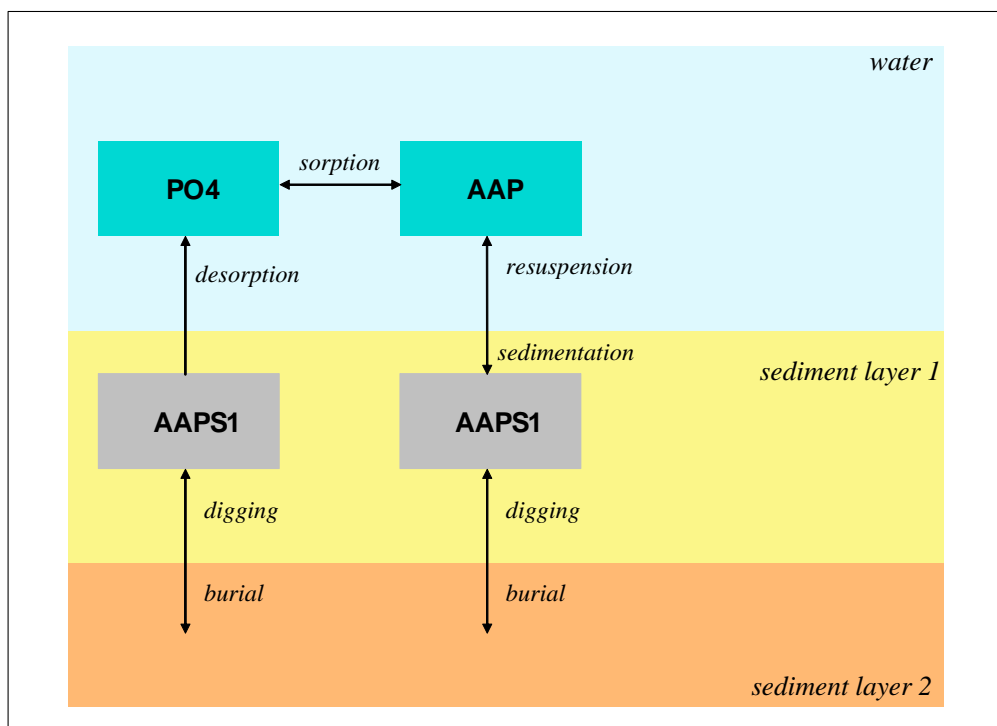


Figura 16. Intercambio de fósforo inorgánico adsorbido y de ortofosfato entre el sedimento y la columna de agua.

2.4.2.4. Ambiente lumínico y profundidad de Secchi

La extinción de la luz es un factor clave para el crecimiento de algas y plantas acuáticas en el lago. La transparencia del agua se mide con el llamado disco de Secchi, que da nombre a la "profundidad de Secchi", que es una medida de la intensidad luminosa bajo el agua.

La profundidad de Secchi es una variable de salida extra del modelo. Se calcula partiendo de la extinción de la luz ocasionada por las algas, los sólidos en suspensión y el coeficiente de extinción de fondo, todo lo cual se ilustra en la Figura 17. En la Tabla 9 se presenta una visión general de los procesos que afectan a la profundidad de Secchi.

Tabla 9. Relación general de los procesos en el modelo para la extinción de la luz y el cálculo de la profundidad Secchi.

Proceso	Descripción
Extinc_VL	Extinción de luz visible (370-680 nm)
ExtPhDVL	Extinción de luz visible por las algas (Dynamo)
ExtPODVL	Extinción de luz por POC (Dynamo & Bloom)
Secchi	Cálculo de la profundidad de Secchi

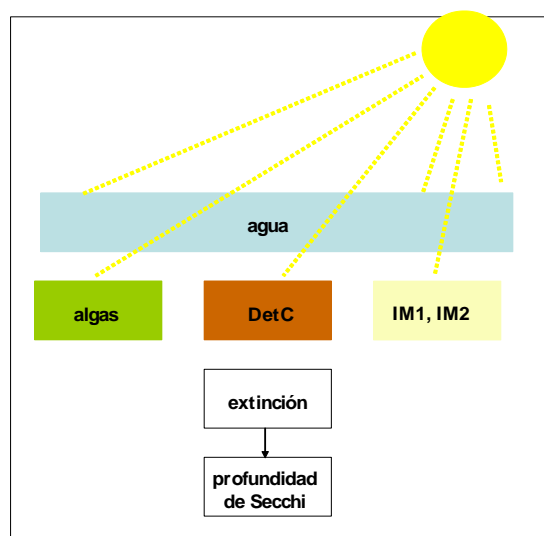


Figura 17. Modelo para la profundidad de Secchi y el ambiente lumínico bajo el agua.

2.4.2.5. Sólidos en suspensión y sedimento

En el modelo se definieron dos fracciones de sustancia inorgánica, una fracción de arcilla (IM1) y una fracción de limo (IM2). En el modelo también se dispone de material orgánico (detritos). El sedimento está formado por dos capas con un grosor inicial de 0,5 cm (S1) y 50 cm (S2) respectivamente. En los procesos *Burial* y *Digging* se nombra otra capa de sedimento, que únicamente es conceptual, y que representa la salida de los distintos parámetros (sólidos, nutrientes...) fuera del sistema, en el primer caso, y la reincorporación al sistema en el segundo caso: S3. En la Figura 18 se pueden observar los flujos que se simulan en el modelo.

La resuspensión del sedimento es impulsada por las olas inducidas por el viento y por la tensión tangencial al fondo ocasionada por el flujo del agua. La resuspensión de sedimentos debida a las olas inducidas por el viento depende de la velocidad del viento y del *fetch* (véase la Figura 19 y la Figura 20). El *fetch* relacionado con el viento es la distancia de la costa a una ubicación concreta en el lago, medida con el mismo ángulo de la dirección del viento, con relación a la costa. El *fetch* se ha derivado mediante una simple aproximación en Excel para cuatro direcciones

Véase también la Tabla 10 para una relación general de todos los procesos que influyen en la composición del sedimento y el modelo de oleaje.

Tabla 10. Relación general de los procesos en el modelo de sedimento y en el modelo de oleaje

Proceso	Descripción	Grupo
Bur_DM	Entierro masa total fondo (materia seca)	Sedimento
BurS1_IM1	Entierro arcillas desde S1 hacia S2	Sedimento
BurS1_IM2	Entierro limos desde S1 hacia S2	Sedimento
BurS2_IM1	Entierro arcillas desde S2 hacia S3	Sedimento
BurS2_IM2	Entierro limos desde S2 hacia S3	Sedimento
Compos	Composición del sedimento	Sedimento
Dig_DM	Penetración materia seca en sedimento S1 y S2	Sedimento
DigS1_IM1	Penetración arcillas en S1 desde S2	Sedimento
DigS1_IM2	Penetración limos en S1 desde S2	Sedimento
DigS2_DetC	Penetración carbono orgánico en S2 desde S3	Sedimento
DigS2_IM1	Penetración arcillas en S2 desde S3	Sedimento
DigS2_IM2	Penetración limos en S2 desde S3	Sedimento
Res_DM	Resuspensión material total del fondo (masa seca)	Sedimento
Res_IM1	Resuspensión arcillas	Sedimento
Res_IM2	Resuspensión limos	Sedimento
S1_Comp	Composición capa de sedimento S1	Sedimento
S2_Comp	Composición capa de sedimento S2	Sedimento
Sed_IM1	Sedimentación arcillas	Sedimento
Sed_IM2	Sedimentación limos	Sedimento
Sum_BurS1	Suma de sustancias (in)orgánicas enterradas desde S1 hacia S2	Sedimento
Sum_BurS2	Suma de sustancias (in)orgánicas enterradas desde S2 hacia S3	Sedimento
Sum_DigS1	Suma de sustancias (in)orgánicas que penetran en S1 desde S2	Sedimento
Sum_DigS2	Suma de sustancias (in)orgánicas que penetran en S2 desde S3	Sedimento
Sum_ResS1	Suma de sust. (in)orgánicas en resuspensión desde S1	Sedimento
Sum_ResS2	Suma de sust. (in)orgánicas en resuspensión de S2	Sedimento
Sum_Sedim	Total de todas las sustancias en sedimentación	Sedimento
CalTau	Cálculo de fricción sobre el fondo	Olas
Wave	Características de las olas	Olas
WDepth	Profundidad cuando la ola es creada por la dirección del viento	Olas
WFetch	Fetch del viento (de la dirección del viento)	Olas

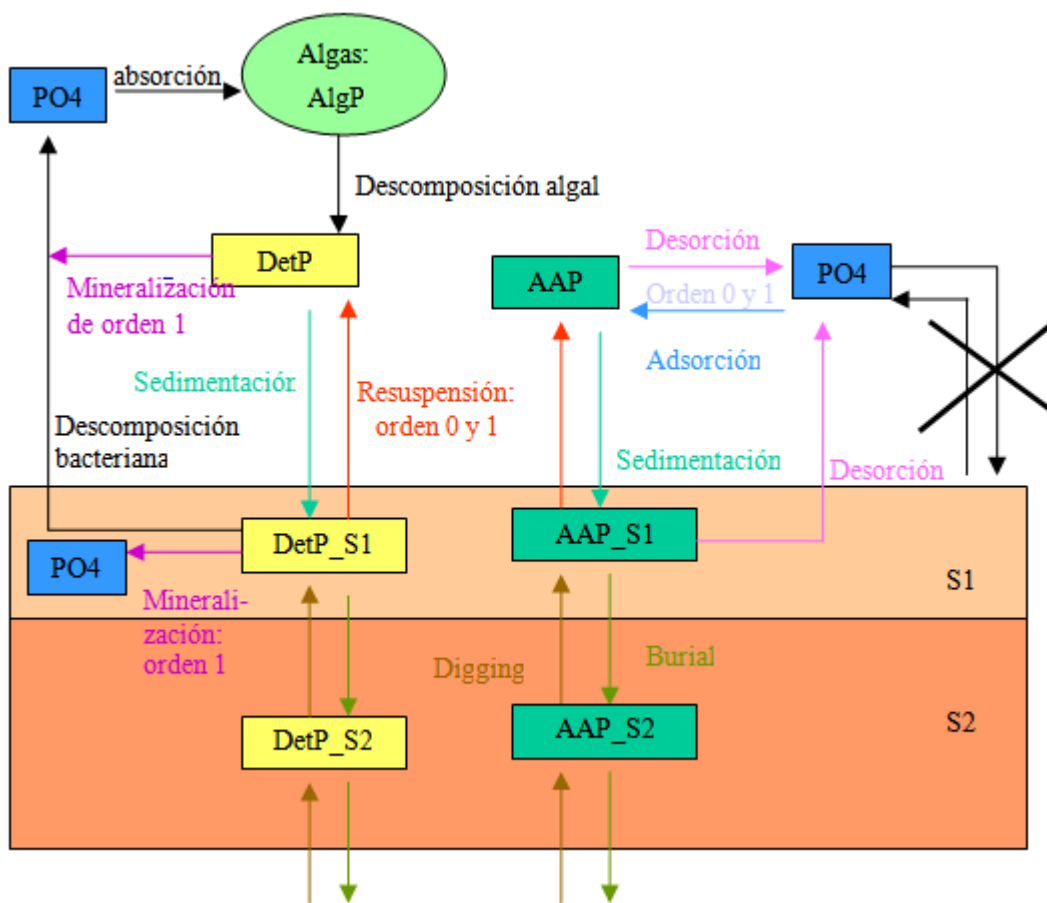


Figura 18. Representación de los flujos existentes entre sedimento-columna de agua, y dentro tanto del sedimento como de la columna de agua, empleando como ejemplo el ciclo del fósforo.

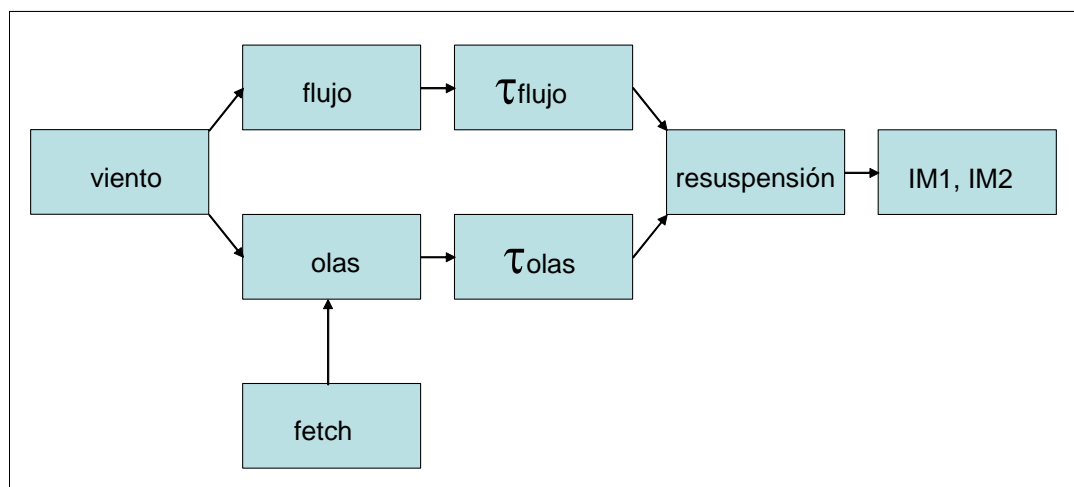


Figura 19. Modelo para sólidos en suspensión y sedimento.

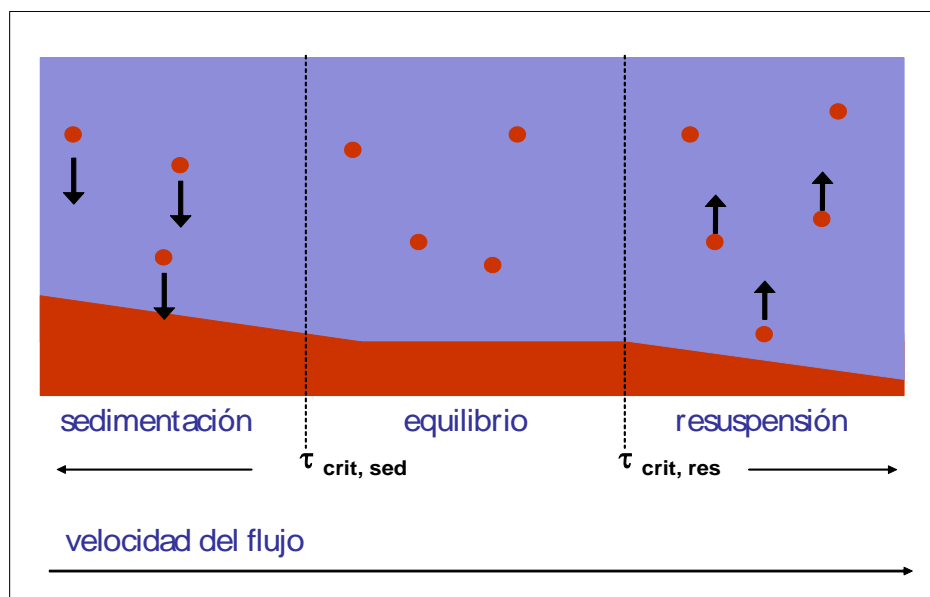


Figura 20. Sedimentación y resuspensión como función de la velocidad del flujo.

2.4.3. Condiciones iniciales

Para la calidad del agua, se calculan condiciones iniciales globales para todo el lago partiendo de las medidas de los valores calidad del agua tomadas en la fecha más próxima a la de inicio de la simulación. Concretamente, se utilizan los valores experimentales tomados entre el 26 y el 28 de septiembre de 1995 en las siete estaciones de control de calidad del lago de L'Albufera, tal y como se detalla en la Tabla 11.

Tabla 11. Valores de calidad medidos entre 26/10/1995 y 28/10/1995 en las diferentes estaciones del lago. La última columna es la media general que ha sido utilizada como condición inicial global en el modelo de calidad del agua.

Sustancia	Unidad	A1	A2	A3	B1	B2	C1	C2	Media
P total	mg P/l	0,21	0,43	0,72	0,32	0,18	0,26	0,20	0,33
Sólidos suspendidos	mg/l	138	168	145	123	152	162	164	150
Clorofila-a	µg/l	117	190	90	102	144	69	114	118
NH ₄	mg N/l	0,04	0,04	0,80	0,30	0,07	0,05	0,05	0,217
NO ₃	mg N/l	0,240	0,255	0,295	0,205	1,540	0,205	0,185	0,418
OXY	mg O ₂ /l	10,2	10,6	12,0	11,9	10,5	12,2	11,3	11,2
Conductividad	µS/cm	4435	5530	4690	3898	4505	3965	4415	4500

Tabla 12. Condiciones iniciales aplicadas el 01/10/1995 a la columna de agua en formato de variables de Delwaq.

Sustancia	Unidad	General
AAP	Fósforo inorgánico	mg P/l
DetC	Carbono orgánico	mg C/l
DetN	Nitrógeno orgánico	mg N/l
DetP	Fósforo orgánico	mg P/l

Sustancia		Unidad	General
DIAT	Algas diatomeas	mg C/l	0,472
GREEN	Algas verdes	mg C/l	1,888
NH4	Amonio	mg N/l	0,217
NO3	Nitrato	mg N/l	0,418
PO4	Fósforo	mg P/l	0,231
OXY	Oxígeno	mg/l	11.2
Cl	Conductividad	mg/l	4500
Continuity	Continuidad	μS/cm	1
IM1	Materia en suspensión 1	mg/l	60
IM2	Materia en suspensión 2	mg/l	60

En cuanto al sedimento, se realiza la hipótesis de tener los mismos valores a 01/01/1995 (datos del run 52 de la calibración llevada a cabo en 2005) que a 01/10/1995, inicio de las simulaciones generadas en esta fase de estudio.

En la Tabla 13 se muestran los valores medios no nulos para cada capa de sedimento. Estos valores se usan como condiciones iniciales globales.

Tabla 13. Concentraciones medias en sedimento.

	Masa por Kg de sedimento	Unidad en Sobek
	g/kg	g/m ²
DetC	1,33	10
IM1S1	260	1950
IM1S2	260	195000
IM2S1	260	1950
IM2S2	260	195000

La calidad del sedimento se define como g/m² en el modelo de calidad del agua. Esta conversión depende de la densidad del sedimento y para ello se ha utilizado el valor de densidad del sedimento de 1500 kg/m³ propuesto por Peris (Octubre, 2006) en su ponencia “Caracterización de la contaminación persistente en los sedimentos que aterran la laguna de L'Albufera, y propuesta de alternativas para su valorización” - II Jornadas Intersed Santander.

Los espesores de las capas de sedimento S1 (interfaz con el agua) y S2 (sedimento propiamente dicho) son 0,005 y 0,5 metros respectivamente.

2.4.4. Dispersión

Para el modelo de calidad de agua del lago, se fijó en la calibración inicial un coeficiente de dispersión con un valor de 10 m²/s. Dicho valor se ha mantenido en las simulaciones realizadas en la fase objeto del presente informe.

El parámetro clave para la mezcla de sustancias en el lago es el coeficiente de dispersión D, en el rango de valores entre 0 y 10 m²/s. Aumentando la difusión, la distribución espacial de los nutrientes y las algas es más homogénea. La mezcla es la consecuencia de

las entradas de agua y del impacto del viento, que genera olas. La distribución espacial de las sustancias disueltas y de las algas es muy heterogénea en el lago.

2.5. CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DEL MODELO DE CALIDAD DEL AGUA

2.5.1. Información utilizada y períodos de estudio

Para la calibración y validación del modelo, se requiere un conjunto completo de información sobre:

- Descargas al lago y concentración de sustancias en los caudales afluentes, para obtener un balance másico correcto de las sustancias afluentes.
- Datos meteorológicos sobre velocidad y dirección del viento, para la simulación de la resuspensión-sedimentación y el mezclado en el lago.
- Datos meteorológicos sobre radiación solar, para la predicción del crecimiento de algas.
- Series temporales sobre la calidad del agua en el lago, para comparar la calidad del agua simulada con las mediciones.

La Figura 21 muestra la disponibilidad de datos para el periodo 1995 – 2010. En esta nueva fase de calibración, **visto que se dispone de muchos más datos cualitativos y cuantitativos en los cuatro últimos años de la serie, se opta por elegir como periodo de calibración los años hidrológicos 2006/2007 a 2009/2010 y de validar la calibración efectuada los 11 años anteriores, es decir, del 1995/1996 a 2005/2006.**

Las series temporales en el modelo para hidrología, calidad del agua y meteorología han sido completadas para el periodo 1995-2010. Como los datos básicos con mediciones no son completos para los años primeros, se han tenido que hacer determinadas asunciones, por ejemplo para los datos meteorológicos.

En este periodo hay algunas faltas de información referentes a las concentraciones de clorofila-a. En 1996 no hay disponibles datos medidos; lo mismo sucede en el primer semestre de 1999 y en el segundo de 2001.

	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00	00/01	01/02	02/03	03/04	04/05	05/06	06/07	07/08	08/09	09/10
Caudales afluentes															
Caudales efluentes															
Calidad de agua en caudales afluentes					O	O									
Calidad del lago	X	X		X		X	X								
Viento															
Radiación solar															
Temperatura															

O Faltan datos en acequias los años 1999 y 2001.

X Faltan datos en general el primer semestre de 1999 y el segundo de 2001, y además faltan datos de clorofila-a en 1996.

Calibración															
Validación															

Figura 21. Disponibilidad de datos en el proceso de calibración y validación del modelo (2011). Verde: series temporales disponibles; amarillo: algunos datos disponibles; salmón: no hay datos disponibles; azul: asunciones realizadas; X y O: algunas faltas de información.

2.5.2. Datos experimentales

Se dispone de datos medidos en el lago desde 1970, aunque a continuación se exponen aquellos empleados como referencia de comparación en los trabajos de calibración y validación, que se corresponden con aquellos posteriores a septiembre de 1995:

1. La antigua Conselleria de Medi Ambient dispone desde 1970 de 7 estaciones de medición en el lago, de las que los siguientes parámetros han sido empleados en la calibración del modelo:

“In situ”: pH, Oxígeno disuelto (mg O₂/l), Conductividad (μS/cm), temperatura (°C).

En laboratorio: nitrato (mg NO₃-/l), nitrito (mg NO₂-/l), amonio (mg NH₄+/l), fósforo total (mg P/l), sólidos en suspensión (mg/l) y clorofila-a (μg/l).

2. Martín (1998) en la *Modelización de la calidad en aguas superficiales. Aplicación al caso de l'Albufera de Valencia*, realizó una serie de campañas en el lago entre junio de 1994 y diciembre de 1995, que en total cubre las 7 zonas de muestreo que estudia la Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente. Los parámetros empleados para alimentar el modelo son los siguientes:

“In situ”: pH, Oxígeno disuelto (mg O₂/l), Conductividad (μS/cm), temperatura (°C).

En laboratorio: nitrato (mg NO₃-/l), nitrito (mg NO₂-/l), amonio (mg NH₄+/l), fósforo total (mg P/l), sólidos en suspensión (mg/l) y clorofila-a (μg/l).

3. Datos de las redes de control de calidad de la Oficina de Planificación Hidrológica de la Confederación Hidrográfica del Júcar: red de control biológico de Albufera (2008-2010) y red de la Oficina Albufera (2008-2011):

“In situ”: pH, temperatura (°C), sólidos en suspensión (mg/l), conductividad (μS/cm), oxígeno disuelto (mg O₂/l, % saturación), turbidez (NTU), amonio (mg NH₄/l).

En laboratorio: nitrato (mg NO₃/l), nitrito (mg NO₂/l), amonio (mg NH₄/l), nitrógeno Kjeldahl (mg N/l), fósforo total (mg P/l), fosfatos (mg PO₄/l), silicio (mg Si/l), clorofila a (μg/l), DQO (mg O₂/l), sólidos en suspensión (mg/l).

En el apéndice 3 se incluye el listado de los datos experimentales medidos en las diferentes campañas por los diferentes autores comentados anteriormente.

2.5.3. Procedimiento y objetivos

De todos los procesos simulados en el modelo de calidad de aguas del lago de L'Albufera la conductividad, asociada al parámetro conservativo de los cloruros de Delwaq, se utiliza a fin de comprobar que el balance hídrico que se produce en el lago es correcto desde el punto de vista cuantitativo.

La Figura 22 muestra la comparación entre las conductividades medidas y calculadas en la estación central del lago. A partir del gráfico se puede deducir que el balance hídrico impuesto en el modelo es válido, ya que exceptuando dos fases de máximos en mediados de 1996 y finales de 2006-principios de 2007 en que éstos no se alcanzan, en el resto del periodo simulado la conductividad medida sigue fielmente los valores experimentales.

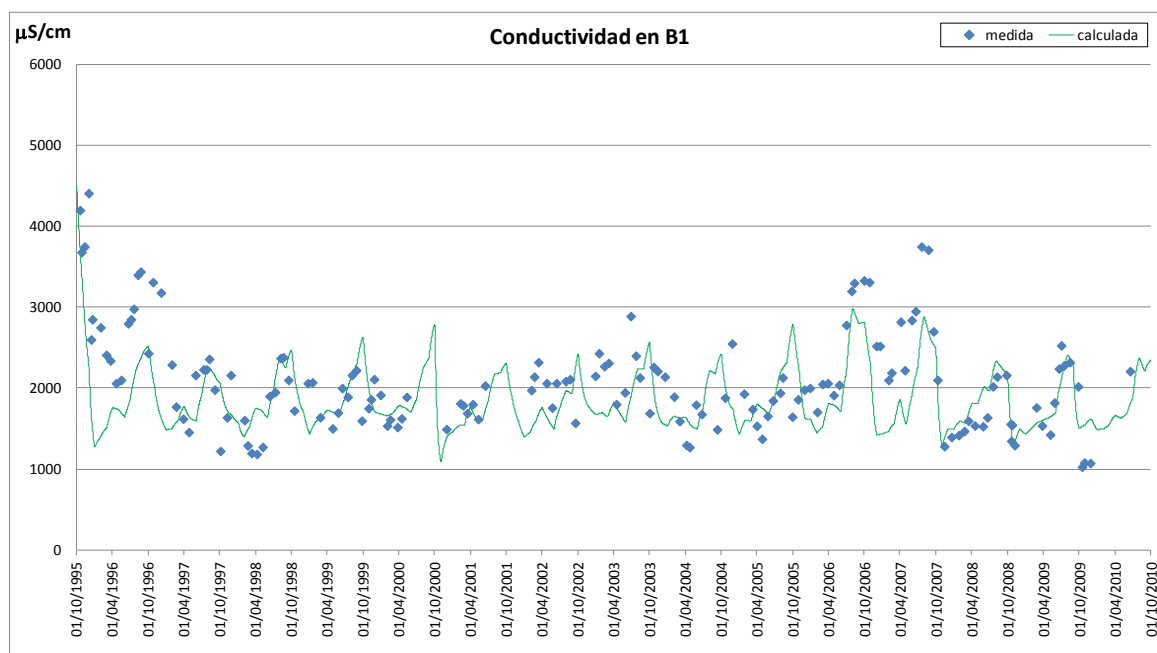


Figura 22. Comparación de la conductividad medida y calculada por Sobek en la estación B1, para 1995/2010.

Los trabajos de mejora de la calibración se han llevado a cabo mediante un procedimiento que consiste en un ajuste inicial de los distintos parámetros de proceso que permite alcanzar el orden de magnitud correcto. Se ha procedido como sigue:

- Primero se ha calibrado la concentración de los sólidos suspendidos. Éstos son la clave para la atenuación de la luz en la columna de agua, y para el intercambio de sustancias entre el sedimento y el agua. El crecimiento de las algas pasó a un orden de magnitud correcto mediante este ajuste.
- Como segundo objetivo se procede a calibrar las concentraciones de nutrientes y metales pesados, tanto en el agua como en el sedimento. También, la concentración de oxígeno.
- Por último, se procede a calibrar la biomasa de algas, la cual ha podido ser finamente ajustada en la fase de calibración siguiente, en base a las funciones de limitación de nutrientes y de luz para las diatomeas y las algas verdes.

En la siguiente fase, la calibración se ha centrado en conseguir un ajuste más fino, basándose en los siguientes procesos:

- El patrón de crecimiento estacional de las algas: se busca reproducir la variación estacional observada en la dinámica de la clorofila-a.
- La concentración del oxígeno disuelto en el agua, y la tasa de degradación de la materia orgánica, como principal fuente de consumo del mismo.

La calibración en esta segunda fase se ha convertido en un proceso iterativo. Tras cada simulación, se ha procedido a la revisión de los resultados, por comparación entre los datos medidos y las dinámicas obtenidas por simulación, y una nueva hipótesis ha surgido a partir de dicha revisión.

Se han decidido los siguientes objetivos que constituyen los criterios de calibración:

- Las concentraciones medias simuladas de nutrientes en el agua deben ser similares a las concentraciones medias medidas en orden de magnitud y tendencia.
- La dinámica estacional simulada para las algas debe estar en la misma banda de amplitud que aquella obtenida a partir de los datos medidos en el lago. Así mismo, deben reproducirse dos máximos en el crecimiento, que se producen en primavera (en torno al mes de abril), aunque a finales de verano o principios de otoño se suele producir un segundo máximo de productores primarios.
- Las concentraciones de sólidos suspendidos deben mostrar la misma dinámica que las medidas.

La lista de coeficientes y de parámetros de calidad de aguas que supone el punto de partida para la mejora de la calibración es la correspondiente al run 52 del año 2005, descrito en el apartado de antecedentes.

La Tabla 14 incluye el detalle de las modificaciones realizadas durante la calibración del modelo de calidad de aguas, desde el run 52 de partida hasta el run 66, retenido como óptimo desde el punto de vista de la calibración.

En el Apéndice 4 se incluyen los resultados de la calibración y validación para los principales parámetros de calidad de las aguas en el run 66 para cada una de las siete estaciones de control de calidad del lago de L'Albufera.

Tabla 14. Parámetros relevantes del modelo y modificaciones realizadas en la mejora de la calibración (en inglés).

	Proceso	Unidad	run 52	Run 56	Run 57	Run 58	Run 59	Run 60	Run 61	Run 62	Run 63	Run 64	Run 65	Run 66
COXDEN	critical oxygen concentration for denitrification	g/m3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
COXNIT	critical oxygen concentration for nitrification	g/m3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
CTMin	critical temperature for mineralisation	oC	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
CTNit	critical temperature for nitrification	oC	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Ditochl	Chlorophyll-a:C ratio in Diatoms	g chl-a/gC	50	50	50	50	50	50	20	50	20	50	50	50
DMCFDiat	DM:C ratio Diatoms	mg/mg C	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
DMCFGreen	DM:C ratio GreenS	mg/mg C	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
ExtVIBak	background extinction visible light	1/m	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08
ExtVIDetC	VL specific extinction coefficient DetC	m2/gC	0,47	0,47	0,47	0,47	0,47	0,47	0,47	0,47	0,47	0,47	0,47	0,47
ExtVIGreen	VL specific extinction coefficient Greens	m2/gC	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
ExtVIIM1	VL specific extinction coefficient M1	m2/gDM	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
ExtVIIM2	VL specific extinction coefficient IM2	m2/gDM	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01

	Proceso	Unidad	run 52	Run 56	Run 57	Run 58	Run 59	Run 60	Run 61	Run 62	Run 63	Run 64	Run 65	Run 66
FixTHS1	fixed thickness of layer S1	m	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
FixTHS2	fixed thickness of layer S2	m	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
FrAutGreen	fraction autolysis Greens	-	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
FrDetGreen	fraction to detritus by mortality Greens	-	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
GRespDiat	growth respiration factor Diatoms	-	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11
GRespGreen	growth respiration factor Greens	-	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
Grtochl	Chlorophyll-a:C ratio in Greens	g chl-a/gC	50	50	50	50	50	50	20	50	20	50	50	50
KdPO4AAP	distrib. coeff. (-) or ads. eq. const.	m3/gP	1	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	1
KLRear	reaeration transfer coefficient	m/d	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75
KMDINDiat	half-saturation value N Diatoms	gN/m3	0,005	0,005	0,005	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025
KMDINGreen	half-saturation value N Greens	gN/m3	0,005	0,005	0,005	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025
KMPdiat	half-saturation value P Diatoms	gP/m3	0,001	0,001	0,001	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015
KMPgreen	half-saturation value P Greens	gP/m3	0,001	0,001	0,001	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015
KMSidiat	half-saturation value Si Diatoms	gSi/m3	0,027	0,027	0,027	0,027	0,027	0,027	0,027	0,027	0,027	0,027	0,027	0,027
Latitude	latitude of study area	degrees	39,5	39,5	39,5	39,5	39,5	39,5	39,5	39,5	39,5	39,5	39,5	39,5
Mort0Diat	mortality rate constant Diatoms	1/d	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
Mort0Green	mortality rate constant Greens	1/d	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35	0,35
MRespDiat	maintenance respiration Diatoms st.temp	-	0,036	0,036	0,036	0,036	0,036	0,036	0,036	0,036	0,036	0,036	0,036	0,036
MRespGreen	maintenance respiration Greens st.temp	-	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045
MrtSedDiat	mortality rate Diatoms in the sediment	1/d	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
MrtSedGree	mortality rate Greens in the sediment	1/d	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
NCRatDiat	N:C ratio Diatoms	gN/gC	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16
NCRatGreen	N:C ratio Greens	gN/gC	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16
OOXDEN	optimum oxygen concentration for denitrification	gO2/m3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
OOXNIT	optimum oxygen concentration for nitrification	gO2/m3	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
OptDLDiat	daylength for growth saturation Diatoms	d	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
OptDLGreen	daylength for growth saturation Greens	d	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58	0,58
PCRatDiat	P:C ratio Diatoms	gP/gC	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,03	0,01	0,0075	0,01	0,01
PCRatGreen	P:C ratio Greens	gP/gC	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,03	0,01	0,0075	0,01	0,01
pH	pH	-	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9

	Proceso	Unidad	run 52	Run 56	Run 57	Run 58	Run 59	Run 60	Run 61	Run 62	Run 63	Run 64	Run 65	Run 66
PORS1	porosity of sediment layer S1	-	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
PORS2	porosity of sediment layer S2	m3pores/ m3bulk	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
PPMaxDiat	maximum production rate Diatoms	1/d	2,3	2,3	2,3	2,3	1,5	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3
PPMaxGreen	maximum production rate Greens	1/d	1,5	1,5	1,5	1,5	0,7	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3	2,3
PrfNH4gree	ammonium preferency over nitrate Greens	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
RadSatDiat	total radiation growth saturation Diatoms	W/m2	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50
RadSatGree	total radiation growth saturation greens	W/m2	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60	60
RcAAPS1	first-order AAP desorption rate in layer S1	1/d	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
RcAdPO4AAP	adsorption rate PO4 --> AAP	1/d	1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
RcDenSed	first-order denitrification rate in the sediment	1/d	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
RcDenWat	first-order denitrification rate in water column	1/d	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
RcDetC	first-order mineralisation rate DetC	1/d	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12
RcDetCS1	first-order mineralisation rate DetC in layer S1	1/d	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
RcDetN	first-order mineralisation rate DetN	1/d	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12
RcDetNS1	first-order mineralisation rate DetN in layer S1	1/d	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004
RcDetP	first-order mineralisation rate DetP	1/d	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08
RcDetPS1	first-order mineralisation rate DetP in layer S1	1/d	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
RcDetSi	first-order mineralisation rate DetSi	1/d	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
RcDetSiS1	first-order mineralisation rate DetSi in layer S1	1/d	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015
RcNit	first-order nitrification rate	1/d	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
SCRatDiat	Si:C ratio Diatoms	g Si/g C	0,49	0,49	0,49	0,49	0,49	0,49	0,49	0,49	0,49	0,49	0,49	0,49
SWAdsP	switch PO4 adsorption <0=Kd 1=Langmuir 2=pHdep>	-	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SWDigS1	switch for digging from S2 to S1 (0=actual, 1=deeper)		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

	Proceso	Unidad	run 52	Run 56	Run 57	Run 58	Run 59	Run 60	Run 61	Run 62	Run 63	Run 64	Run 65	Run 66
SWDigS2	switch for digging from S3 to S2 (0=actual, 1=deeper)		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SWRear	switch for oxygen reaeration formulation (1-12)	-	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
TaucRS1DM	critical shear stress for resuspension DM layer S1	N/m2	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
TaucRS2DM	critical shear stress for resuspension DM layer S2	N/m2	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
TauCSDetC	critical shear stress for sedimentation DetC	N/m2	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
TaucSIM1	critical shear stress for sedimentation IM1	N/m2	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
TaucSIM2	critical shear stress for sedimentation IM2	N/m2	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
TcDecDiat	temp. coeff. for respiration and mortality Diatoms	-	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07
TcDecGreen	temp. coeff. for respiration and mortality Greens	-	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07
TcDenWat	temperature coefficient for denitrification	-	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07
TcDetC	temperature coefficient for mineralisation DetC	-	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05
TcDetN	temperature coefficient for mineralisation DetN	-	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05
TcDetP	temperature coefficient for mineralisation DetP	-	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05
TcGroDiat	temperature coeff. for growth processes Diatoms	-	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06
TcGroGreen	temperature coeff. for growth processes Greens	-	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06	1,06
TcNit	temperature coefficient for nitrification	-	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07	1,07
TCRear	temperature coefficient for reaeration	-	1,02	1,02	1,02	1,02	1,02	1,02	1,02	1,02	1,02	1,02	1,02	1,02
VResDM	first order resuspension velocity DM	1/d	0,01	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
VSedDetC	sedimentation velocity DetC	m/d	0,09	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
VSedDiat	sedimentation velocity Diatoms	m/d	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09
VSedGreen	sedimentation velocity Greens	m/d	0,09	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
VSedIM1	sedimentation velocity IM1	m/d	0,5	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
VSedIM2	sedimentation velocity IM2	m/d	1,5	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
WDepth_1	wind depth (pair 1)	m	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
WDepth_2	wind depth (pair 2)	m	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1

	Proceso	Unidad	run 52	Run 56	Run 57	Run 58	Run 59	Run 60	Run 61	Run 62	Run 63	Run 64	Run 65	Run 66
WDepth_3	wind depth (pair 3)	m	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
WDepth_4	wind depth (pair 4)	m	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
WDepth_5	wind depth (pair 5)	m	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-1
WFetch_1	wind fetch (pair 1)	m	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
WFetch_2	wind fetch (pair 2)	m	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
WFetch_3	wind fetch (pair 3)	m	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
WFetch_4	wind fetch (pair 4)	m	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
WFetch_5	wind fetch (pair 5)	m	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
WinDir_1	wind direction (pair 1)	degrees	45	45	45	45	45	45	45	45	45	45	45	45
WinDir_2	wind direction (pair 2)	degrees	135	135	135	135	135	135	135	135	135	135	135	135
WinDir_3	wind direction (pair 3)	degrees	225	225	225	225	225	225	225	225	225	225	225	225
WinDir_4	wind direction (pair 4)	degrees	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315	315
WinDir_5	wind direction (pair 5)	degrees	360	360	360	360	360	360	360	360	360	360	360	360
ZResDM	zeroth-order resuspension flux	g/m ² ,d	1,15	1,15	1,15	1,15	1,15	1,15	1,15	1,15	1,15	1,15	1,15	1,15

2.5.4. Sólidos en suspensión y sedimentos

El flujo de agua y las olas inducidas por el viento generan una tensión tangencial al fondo cerca del sedimento. Cuando la tensión tangencial es alta, las partículas de sedimento pasan a resuspensión, mientras que con tensiones bajas, los sólidos en suspensión se depositan.

En el modelo de la calidad del agua se han calculado la altura de las olas y la tensión tangencial al fondo ocasionada por las olas. La altura de las olas depende de la velocidad del viento, la profundidad del agua y el fetch. El fetch es la distancia de la costa a una ubicación concreta en el lago, en la misma dirección del viento. El fetch es una función de la dirección del viento. En el modelo hay cuatro tipos de viento: norte, oeste, sur y este.

La velocidad del flujo es el resultado de la circulación de agua en el lago impulsada por el viento y de las descargas cerca de los cauces efluentes de los canales. Las velocidades del flujo pueden causar una tensión adicional de corte cerca del sedimento.

Los datos disponibles para la calibración del modelo del sedimento y de los sólidos en suspensión son bastante limitados. En el modelo se parte de los mismos coeficientes para los sólidos inorgánicos en suspensión del modelo del sedimento inicial de toda L'Albufera (Vershelling, Schwanenberg, & Icke, 2004). Posteriormente, se ajustan los sólidos en suspensión a partir de los cambios en los parámetros de las velocidades de sedimentación y de resuspensión de los sólidos.

El modelo del sedimento incluye dos fracciones finas (limo y arcilla), que se modelan en el modelo de calidad del agua. La fracción de arena más gruesa se supone que sedimenta inmediatamente en el lago; la arena tiene poco impacto en la calidad del agua de lago.

La mayor parte del tiempo, en el lago de L'Albufera prevalece el depósito neto de los sólidos en suspensión. No obstante, durante periodos de fuertes vientos, las olas tienden a levantar los sedimentos por la tensión tangencial al fondo que imponen a la capa superior

del sedimento. La altura de las olas inducidas por el viento no es uniforme en el lago, ya que depende del fetch. Por ello, la resuspensión de los sedimentos varía en el espacio.

Con los parámetros del run 52 y los caudales afluentes del periodo simulado los sólidos suspendidos eran subestimados significativamente. Con las modificaciones efectuadas al disminuir las velocidades de sedimentación y aumentar las de resuspensión de los diferentes componentes del sedimento se ha conseguido mejorar la calibración. El sedimento en la capa superior de sedimento es muy ligero y pasa fácilmente al agua por resuspensión. Observar la Figura 23 para los resultados de la calibración final.

Se destaca que se reproduce el orden de magnitud de los valores habituales de sólidos en suspensión totales presentes en el lago. En cuanto a los máximos, éstos se suelen producir por descargas importantes de sólidos en régimen de avenidas de los principales barrancos vertientes al lago y en temporales de fuertes vientos. Es difícil en ambas situaciones llevar a cabo las campañas correspondientes de medición de parámetros de calidad en el lago, por lo que los máximos absolutos producidos no se suelen detectar.

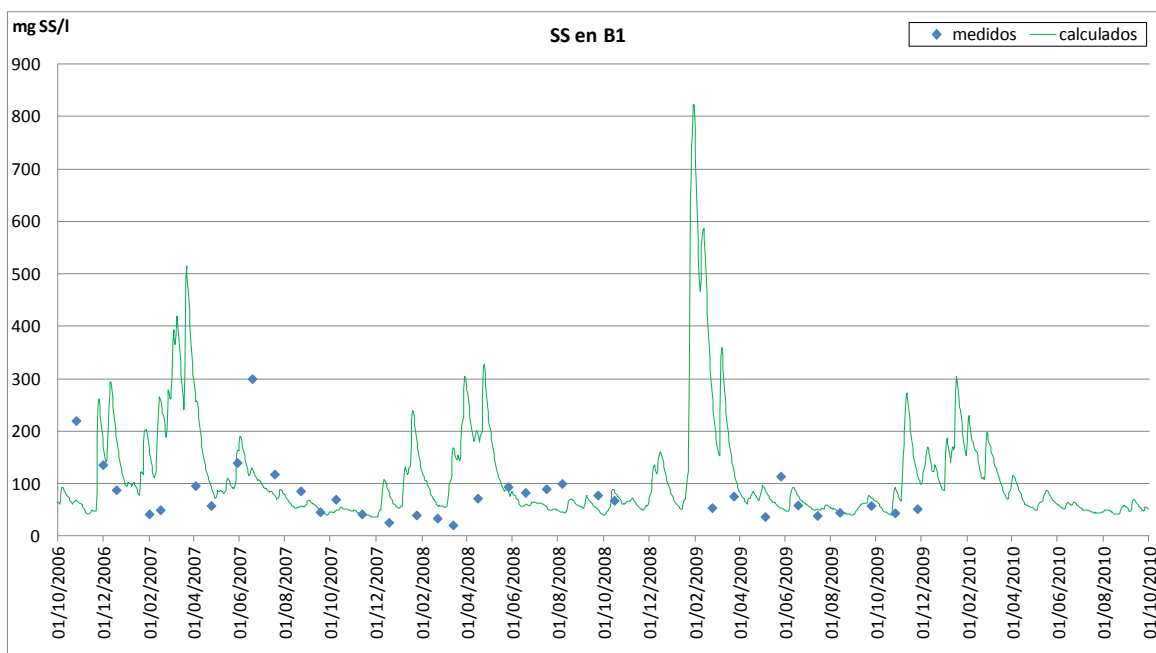


Figura 23. Concentración de sólidos suspendidos totales simulada y medida, en la estación B1, durante 2006/2010.

2.5.5. El ciclo del fósforo

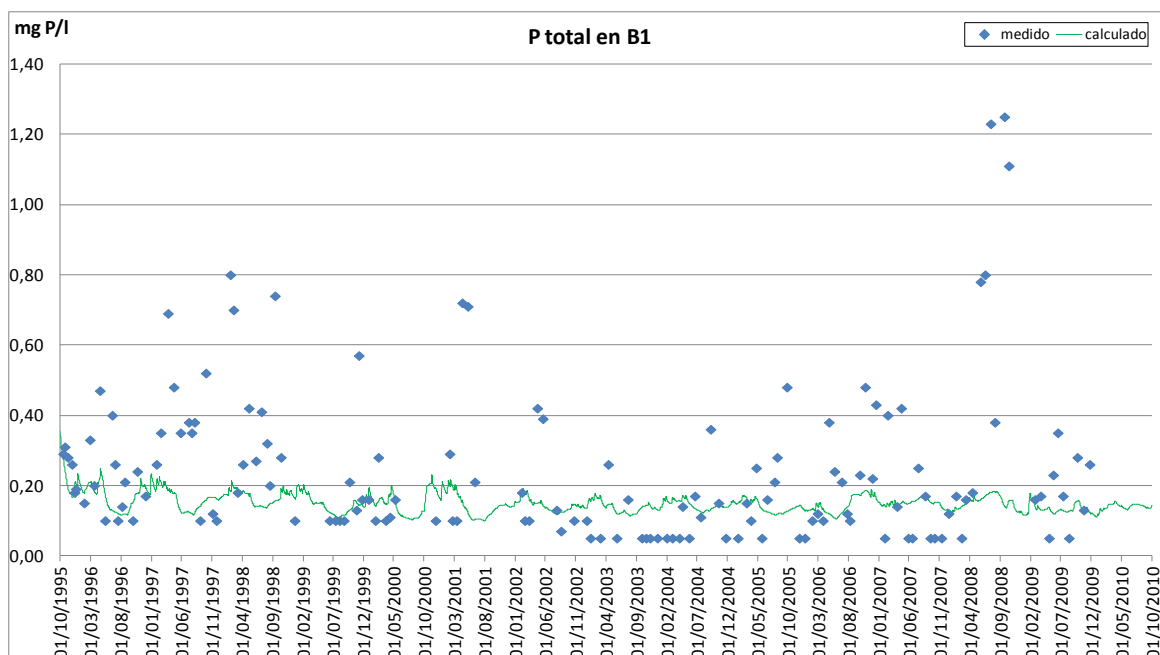
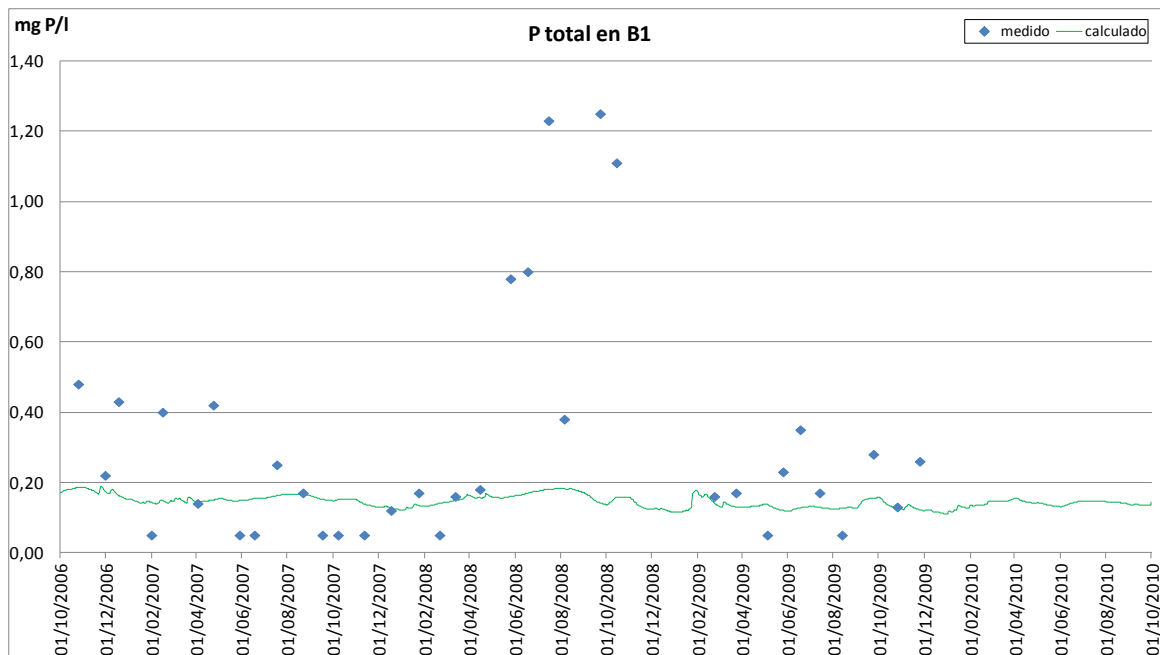
El crecimiento de algas debe ser limitado en el modelo por la baja concentración de ortofosfatos.

La entrada de fósforo a través de los canales afluentes y la salida por las golas es un hecho contrastado. Una sobreestimación de la carga de nutrientes del lago se traduce en una sobreestimación de las concentraciones de PO_4^{3-} y de Clorofila-a.

La velocidad de sedimentación de algas, detritos (DetP) y sólidos minerales en suspensión (IM1, IM2) con fósforo adsorbido (AAP) se ha modelado conforme a los valores que ofrece la literatura. La sedimentación es una de las rutas del fósforo.

La razón fósforo-carbono (razón P/C) determina la cantidad de ortofosfatos necesarios para el crecimiento de las algas. Se decidió determinar la sensibilidad de dicha razón en el lago para lo que se probaron diferentes valores hasta alcanzar una razón adecuada.

La concentración del fósforo total (Figura 24 y Figura 25) se encuentra dentro del rango de valores del fósforo total medido, aunque no se consigue representar la variabilidad para poder alcanzar los máximos medidos.



La mayor parte del mismo fósforo total aparece en sus formas orgánicas (DetP en verde y AlgP en gris) según se aprecia en la Figura 26, de modo que no está inmediatamente disponible para las algas.

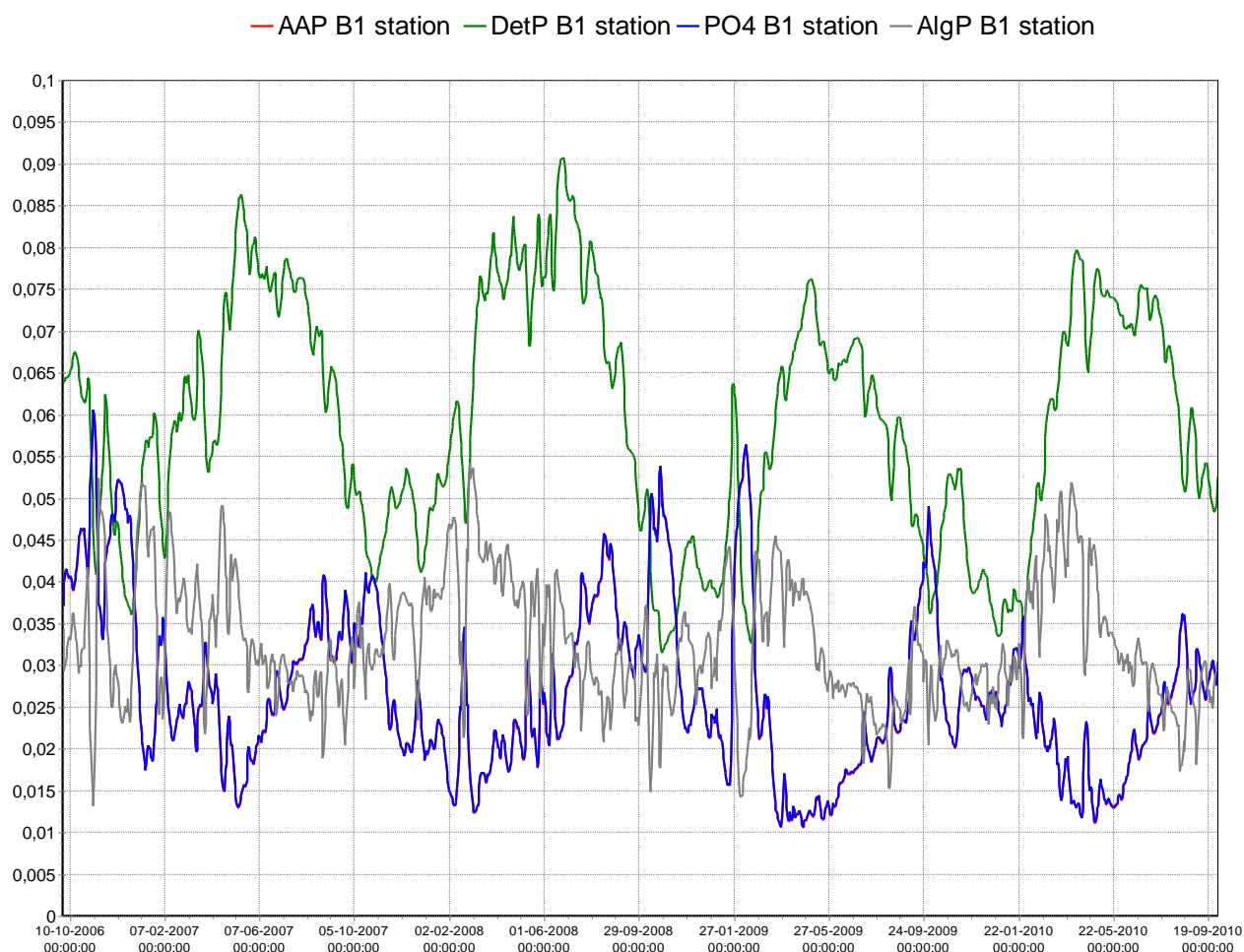


Figura 26. Distribución por componentes del fósforo total en la estación B1 en periodo de calibración. Nota: las gráficas del AAP y del PO4 están superpuestas.

El intercambio de fósforo entre el sedimento y la columna de agua es muy intenso en L'Albufera de Valencia; la materia suspendida con fósforo adsorbido y el fósforo orgánico en forma de detritos sedimenta continuamente, tal y como puede verse en la Figura 27.

Durante los 15 años simulados no se ha llegado a la estabilidad de los valores de forma asintótica, pese a que las curvas de crecimiento de la material acumulado en el sedimento se van haciendo cada vez más tendidas.

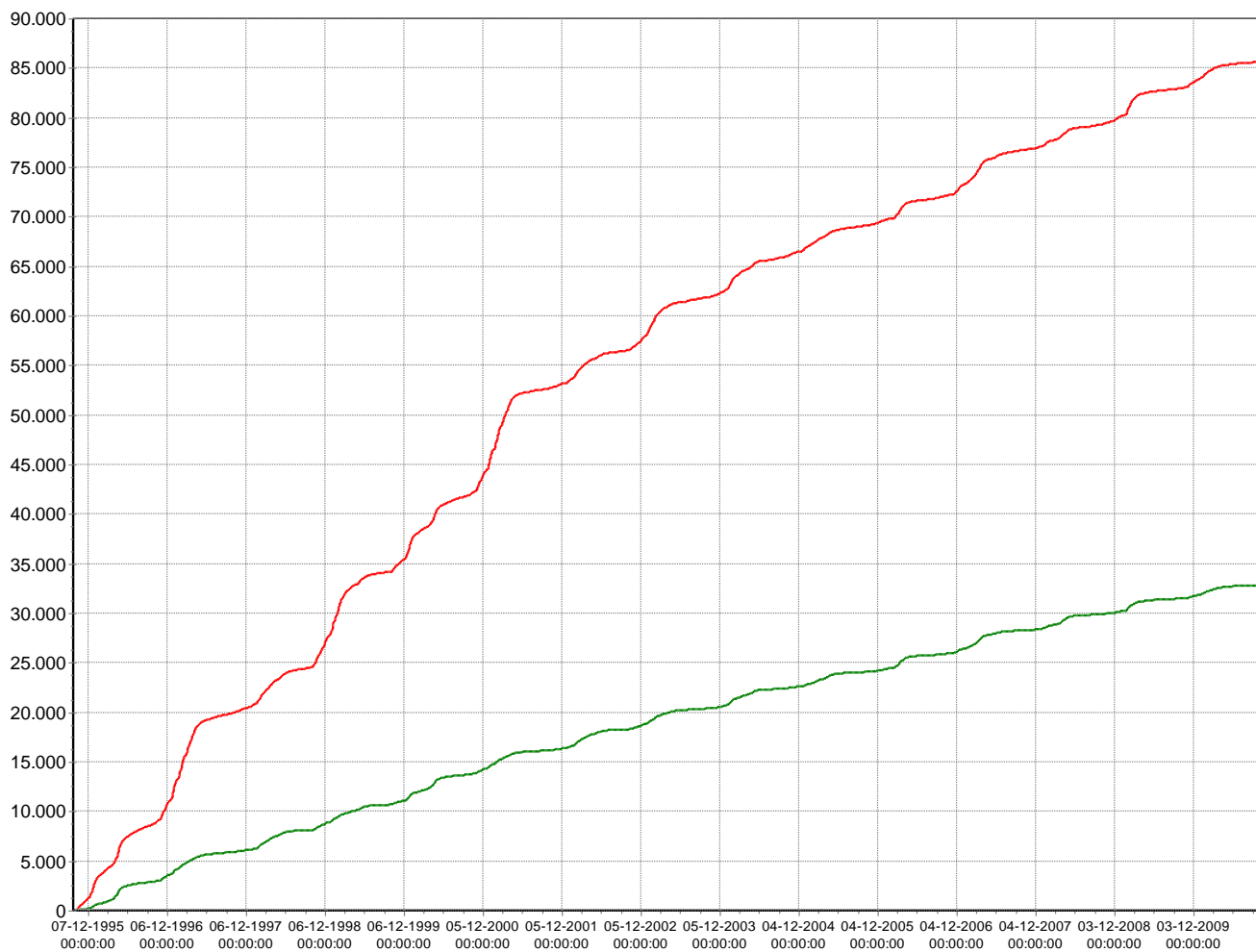


Figura 27. Fósforo inorgánico adsorbido (en rojo) y orgánico en forma de detritos (en verde) acumulados en la capa de sedimento S2.

2.5.6. El crecimiento de algas

El crecimiento y mortalidad de las algas es el que rige la dinámica de muchos de los procesos de calidad de aguas. La Figura 28 y la Figura 29 muestran las concentraciones medidas y simuladas de clorofila-a en la estación B1, únicamente para el periodo de calibración y para el periodo completo simulado respectivamente.

La dinámica simulada se ajusta bastante bien a la medida durante la totalidad de la serie simulada, sobretodo en la segunda mitad del periodo.

En este proceso de actualización de la calibración se cambian los parámetros de semisaturación del nitrógeno y fósforo tanto en las algas verdes como en las diatomeas, con el fin de poner valores acordes con la literatura existente ya que los valores del modelo inicial eran demasiado bajos (ver Tabla 14).

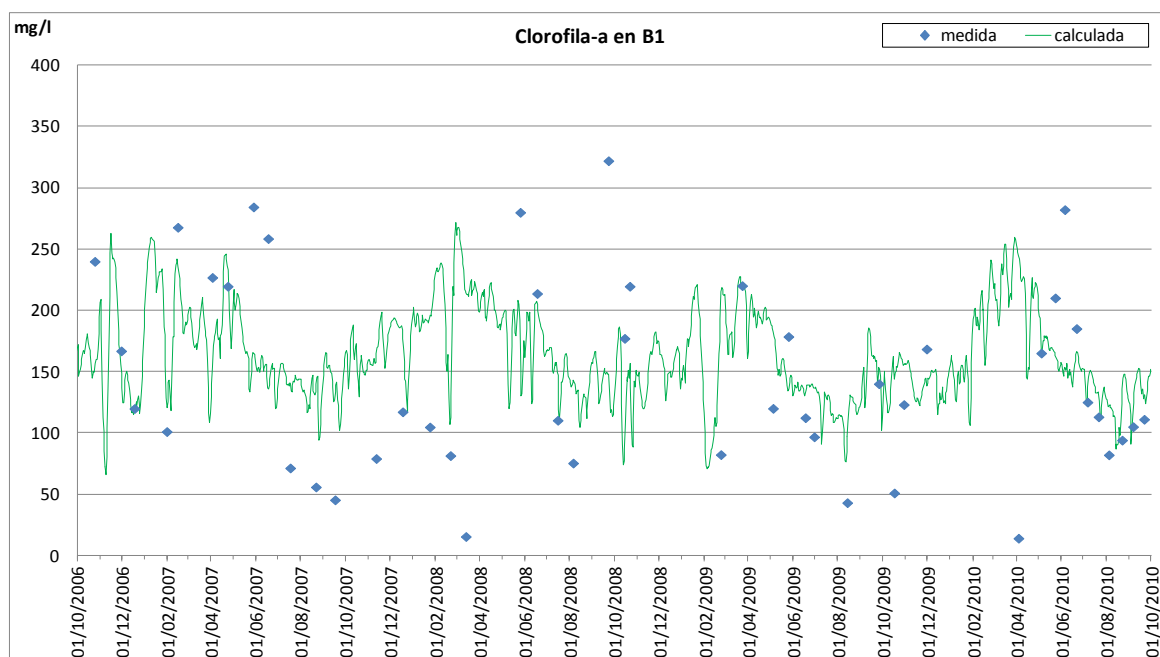


Figura 28. Concentraciones de clorofila-a medida y simulada ($\mu\text{g/l}$) en la estación B1, durante el período de calibración 2006-2010.

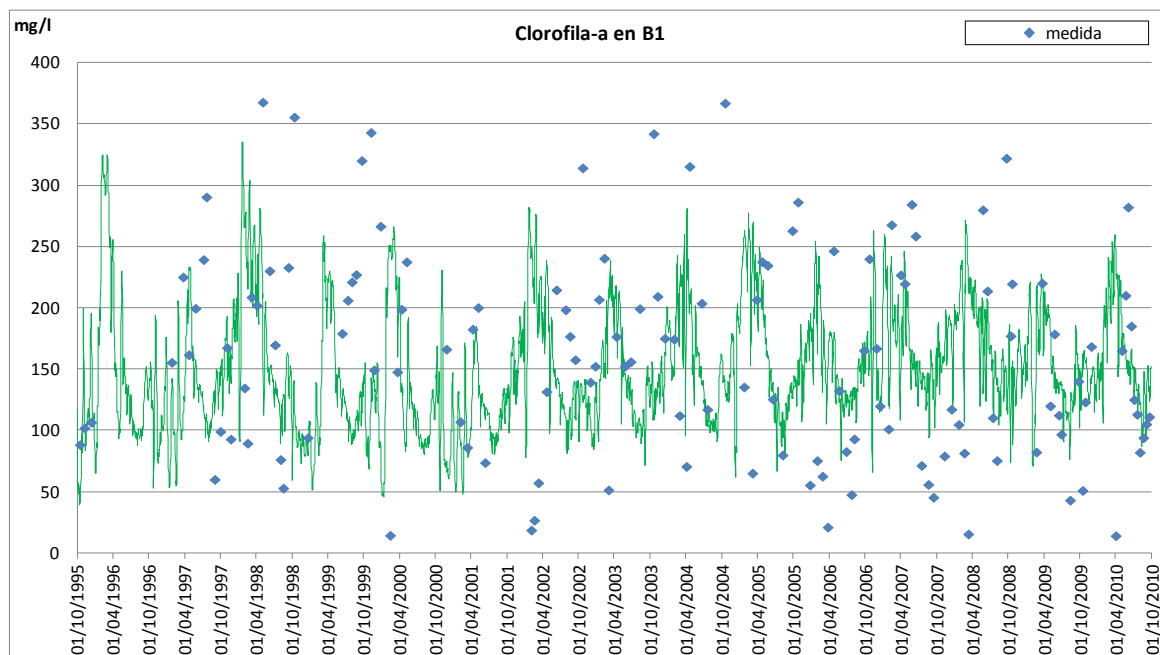


Figura 29. Concentraciones de clorofila-a medida y simulada ($\mu\text{g/l}$) en la estación B1, durante el período completo simulado 1995-2010.

Un ajuste más fino de los picos máximos y mínimos de concentración resulta complicado, debido a que existen muchos factores influyentes. La meteorología es uno de los principales factores que rige el sistema acuático: luz y temperatura determinan el crecimiento del fitoplancton; el viento genera oleaje, mezcla y atenuación de la luz debido a la resuspensión de los sedimentos. Las series temporales de meteorología están tomadas en una estación y a partir de 2001 (Picassent) y en 3 en los datos precedentes del run 52 realizándose extrapolaciones y asunciones para todo el lago. Este hecho provoca que no se pueda representar completamente la variabilidad total de la clorofila-a.

La composición de especies de algas se limita a dos grandes grupos, tratadas como dos especies en el modelo: algas verdes y diatomeas. La contribución relativa de cada especie se muestra en la Figura 30. Notar que la biomasa está expresada en mg C/l. Ambos tipos de algas muestran una dinámica estacional buena.

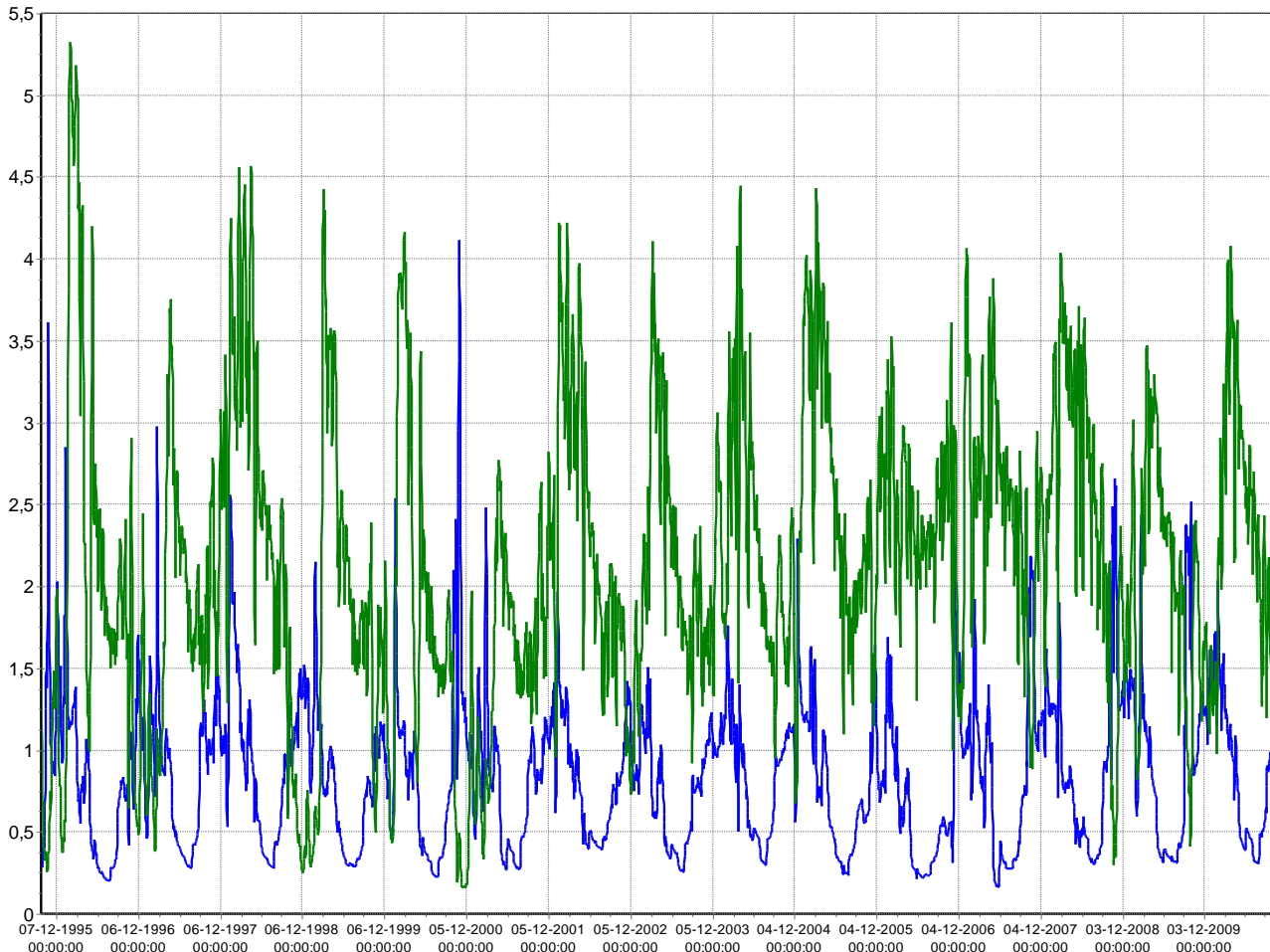


Figura 30. Composición simulada de algas verdes (en verde) y diatomeas (en azul) (mg C/l) en la estación B1, durante el período 1995-2010.

La variación estacional del crecimiento de las algas verdes puede explicarse en base a las funciones de limitación del crecimiento, (Figura 31, Figura 32). En estas, un valor de limitación igual a 1 significa que no hay limitación; y un valor 0 que el crecimiento se ve completamente limitado por dicho factor.

La estacionalidad en el crecimiento de las algas está determinada por la radiación y la duración del día. El nitrógeno no es apenas limitante, debido al exceso de carga de nitrógeno en el sistema; en cambio el fósforo es un factor limitante, especialmente durante los episodios de rápido crecimiento algal. Esto se debe a que su concentración en el agua es menor que en el caso del nitrógeno, y a que en estos momentos de máximo crecimiento se incorpora gran parte del mismo a las algas, quedando poca concentración de fósforo disponible en el agua.

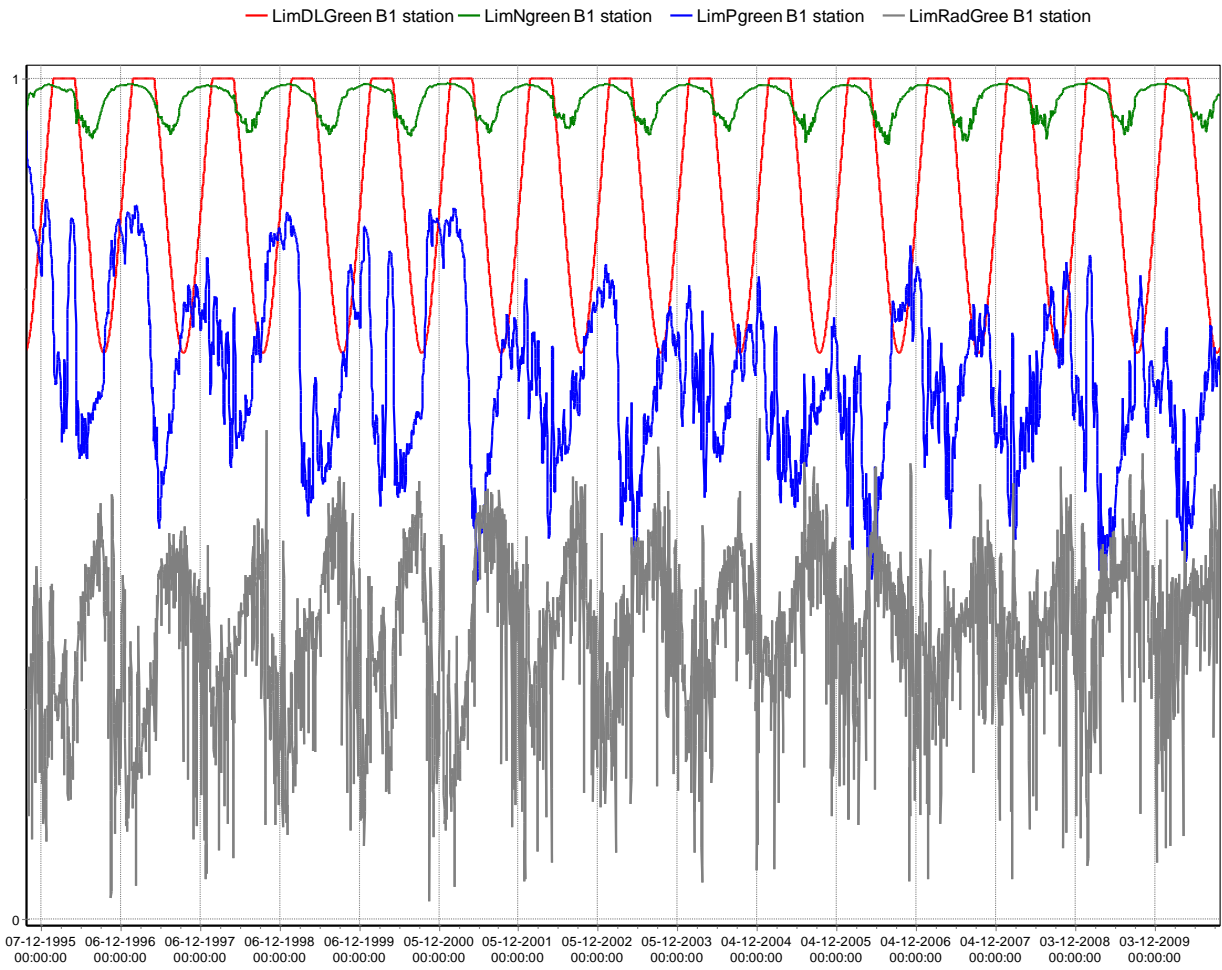


Figura 31. Funciones de limitación para el crecimiento de las algas verdes, durante el período 1995-2010.

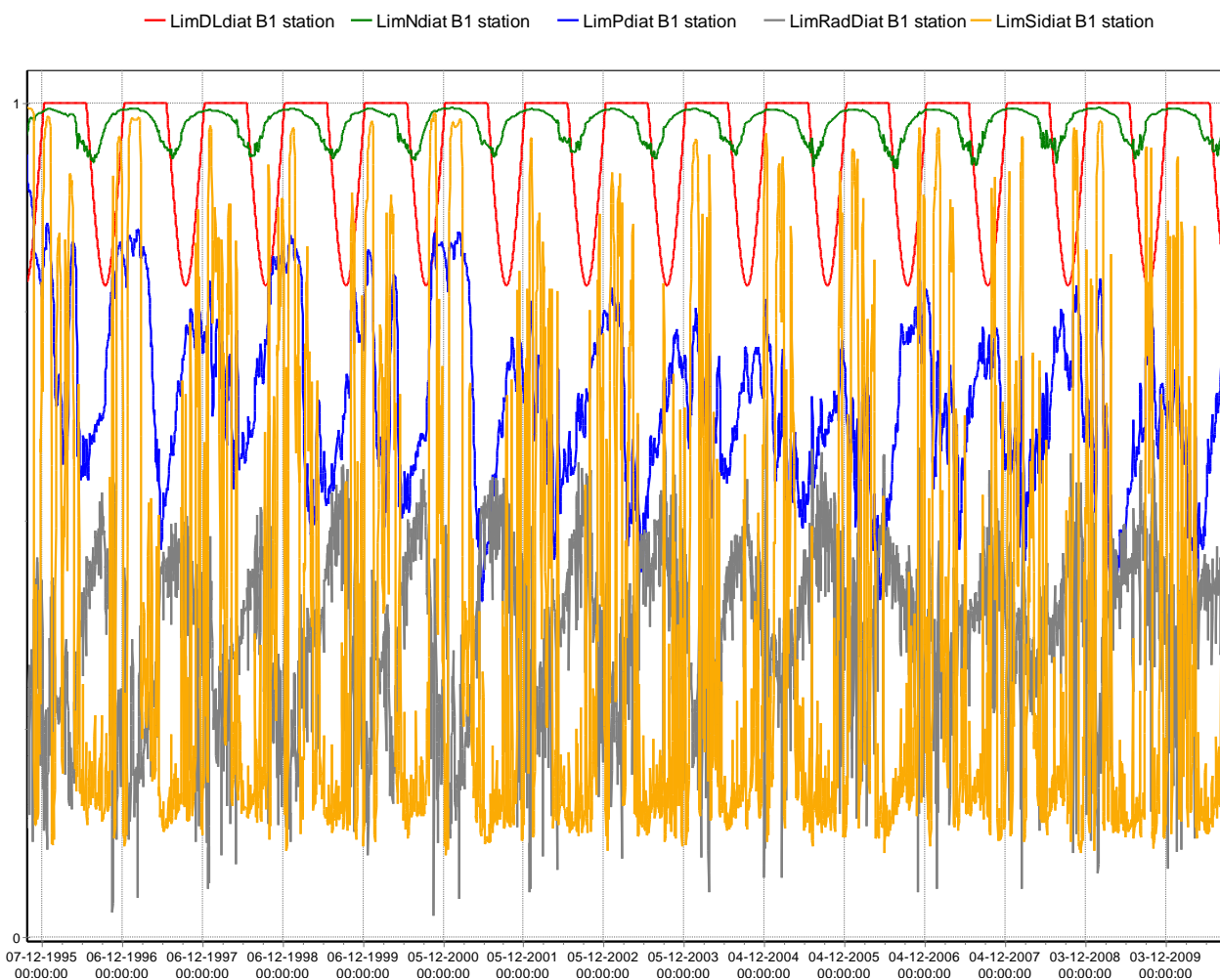


Figura 32. Funciones de limitación para el crecimiento de las diatomeas, durante el período 1995-2000.

El crecimiento de las diatomeas se ve limitado por el silicio y la radiación, como puede observarse en la Figura 32.

En general, las mayores concentraciones de clorofila-a se producen cerca de la ribera norte del lago (Figura 33). Los afluentes en el norte son las fuentes principales de fósforo del lago y la abundancia de dicho nutriente en esta ubicación estimula el crecimiento de las algas, aunque los cauces suroccidentales también proporcionan más fósforo que los de la dirección noroeste-sudeste (Figura 34).

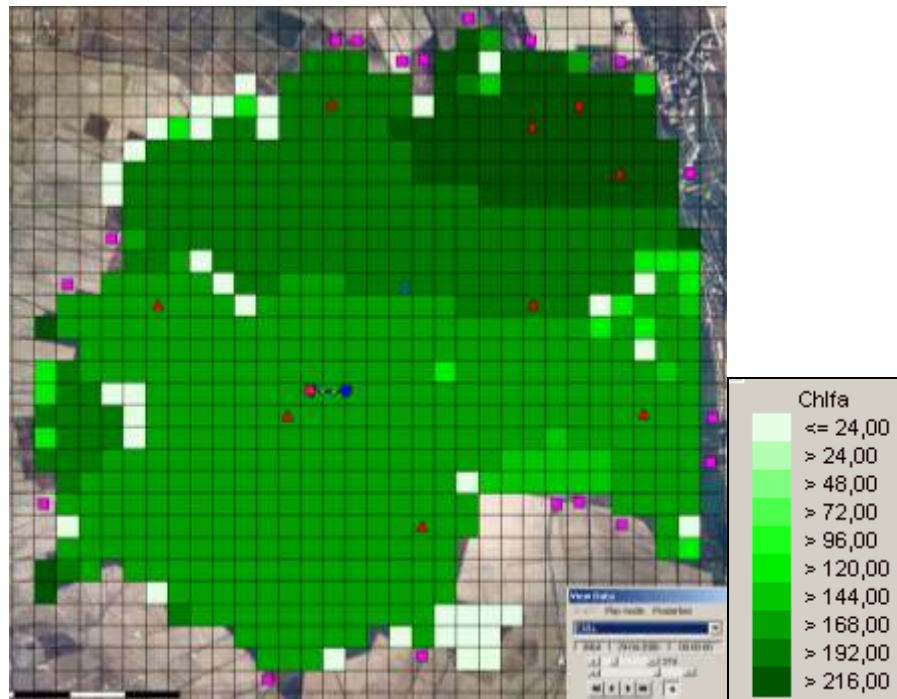


Figura 33. Concentración simulada de clorofila-a ($\mu\text{g/l}$) en el lago de L'Albufera a las 00:00 el 29 de abril de 2006.

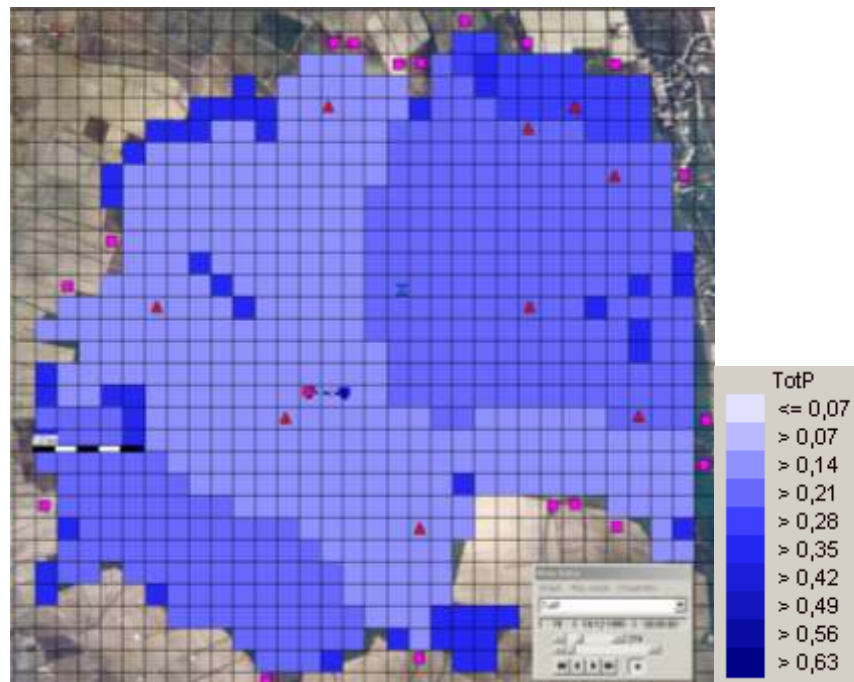


Figura 34. Concentración simulada de fósforo total d el 18 diciembre de 1995 a las 00:00.

2.5.7. Oxígeno y materia orgánica

La concentración de oxígeno disuelto simulada se determina principalmente por:

- El intercambio de oxígeno a través de la interfase aire-agua: reaeración.
- La producción de oxígeno por el crecimiento fitoplanctónico.
- El consumo de oxígeno debido a la degradación de la materia orgánica en el sedimento y en el agua.

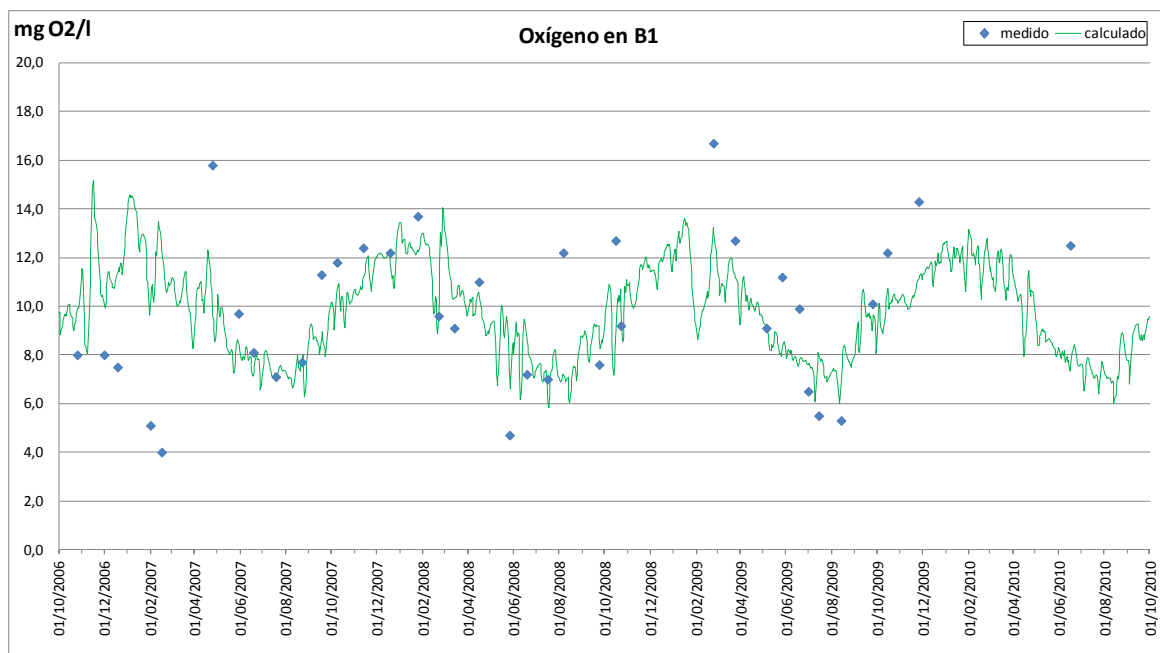


Figura 35. Concentraciones medias y simuladas de oxígeno disuelto en la estación B1, durante el período 2006-2010.

El agua se encuentra casi siempre sobresaturada de oxígeno, de acuerdo con las medidas realizadas (Figura 35). La única vía por la que se puede producir esta sobresaturación es la producción algal. Debe tenerse en cuenta que el oxígeno se ha medido durante el día, cuando las algas están activas y producen oxígeno. Sin embargo, en Sobek el ritmo día-noche no se modela tal cual: la producción y el consumo de oxígeno se producen al mismo tiempo y ambos procesos se compensan el uno al otro. Por consiguiente, la concentración de oxígeno simulada que se obtiene está más próxima a la concentración de saturación. La capacidad de Sobek para computar el ritmo día-noche en el crecimiento algal está demostrada, pero no se ha desarrollado en el documento ya que excede el propósito del modelo.

Los parámetros clave para la calibración del oxígeno son el coeficiente de reaireación (KL_{Rear}) y la tasa de descomposición del carbono orgánico en el sedimento ($R_{cDetCS1}$). El patrón estacional en la concentración se debe a la dependencia con respecto a la temperatura de la concentración de saturación.

2.5.8. Nitrógeno

El ciclo del nitrógeno en el lago es el resultado de la incorporación de amonio y nitrato a las algas, la posterior producción de materia orgánica “muerta” y su posterior descomposición a amonio, nitrato y gas de nitrógeno.

La distribución de las distintas formas del nitrógeno en el lago se representa a título de ejemplo en la estación B1 en la Figura 36.

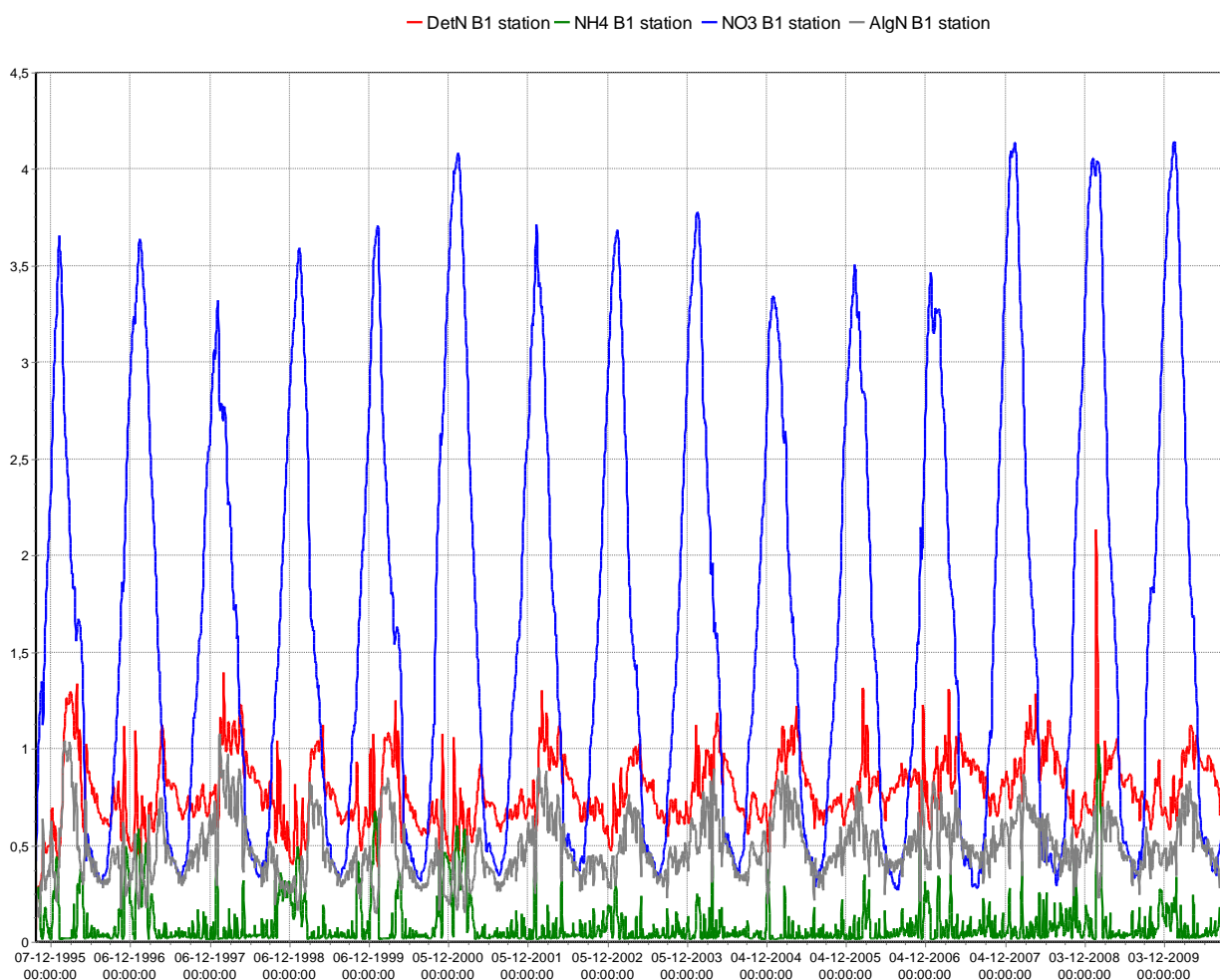


Figura 36. Composición de fracciones de nitrógeno total (mg N/l) en la estación B1, para periodo 1995-2010.

La Figura 37 muestra la dinámica del amonio simulada: las concentraciones se encuentran dentro del mismo orden de magnitud que los medidos, con valores ligeramente bajos. Debe destacarse que el amonio es la menor fracción dentro de las distintas formas del nitrógeno (Figura 36).

La Figura 38 representa la comparación entre las concentraciones medias medidas y las simuladas por Sobek para el periodo de calibración. Se puede observar que el ajuste es muy correcto ya que los nitratos simulados responden bien tanto en magnitud como en estacionalidad. Hay que remarcar que las alineaciones horizontales de puntos experimentales se corresponden con valores medidos por debajo del umbral de detección, y que se ha adoptado el criterio de asignarles como valor la mitad del valor que constituye dicho umbral.

Durante el proceso de calibración la mayor parte de la atención se derivó hacia el proceso de desnitrificación. A partir de los valores por defecto del modelo, el nitrato se acumula en el agua. La desnitrificación sólo se produce a bajas concentraciones de oxígeno, de modo que debido a las elevadas concentraciones de oxígeno disuelto en la columna de agua, en L'Albufera, la mayor parte del proceso de producirá en el sedimento. Así pues, el parámetro clave para calibrar el nitrato es la tasa de desnitrificación en el sedimento (RcDenSed).

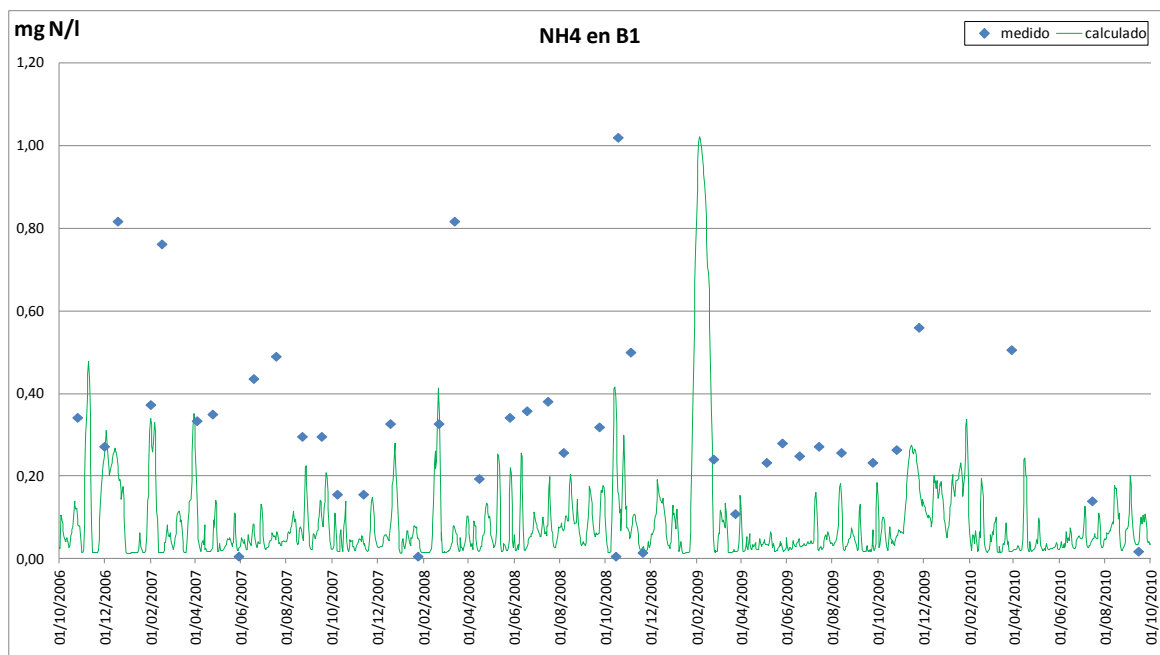


Figura 37. Concentración medida y simulada de amonio (mg N/l) en la estación B1, para periodo 2006-2010.

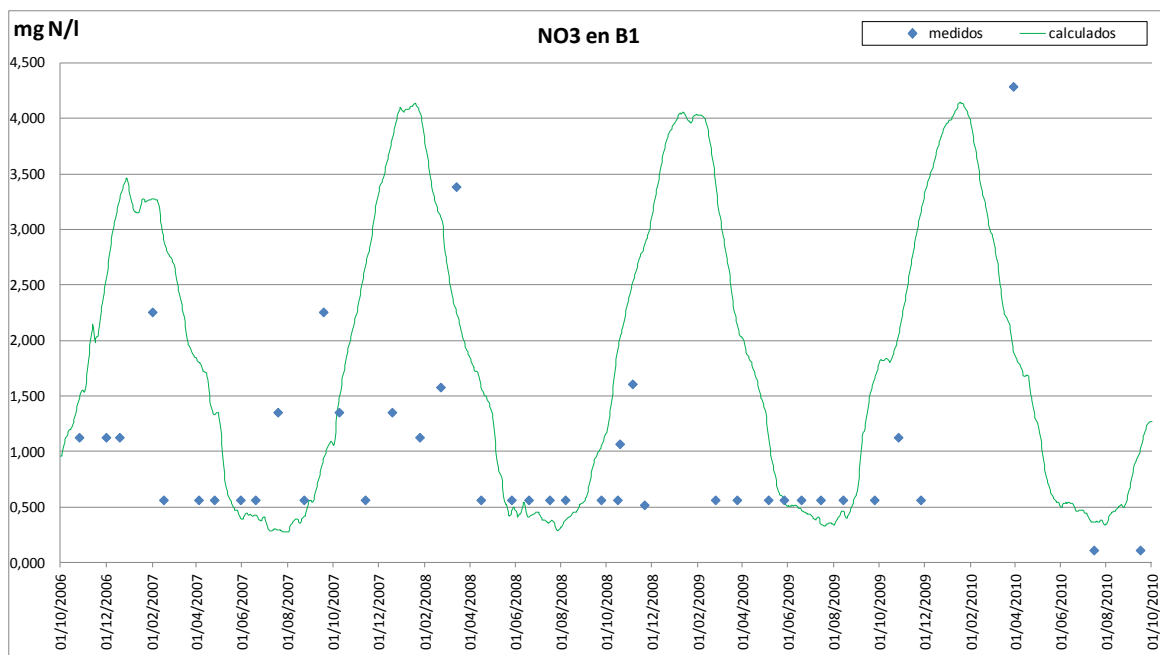


Figura 38. Concentración medida y simulada de nitratos (mg N/l) en la estación B1, para periodo 2006-2010.

2.5.9. Profundidad de Secchi

La profundidad de Secchi es una medida para la transparencia del agua. La transparencia es el valor recíproco de la extinción de la luz bajo el agua. La extinción de la luz viene determinada por la cantidad de sustancias en el agua. Los sólidos en suspensión, las algas, los ácidos húmicos y la propia agua absorben la luz. La Figura 39 muestra los factores determinantes de la luz bajo el agua. El agua en sí también extingue la luz. En la extinción de fondo también pueden desempeñar un papel los ácidos húmicos.

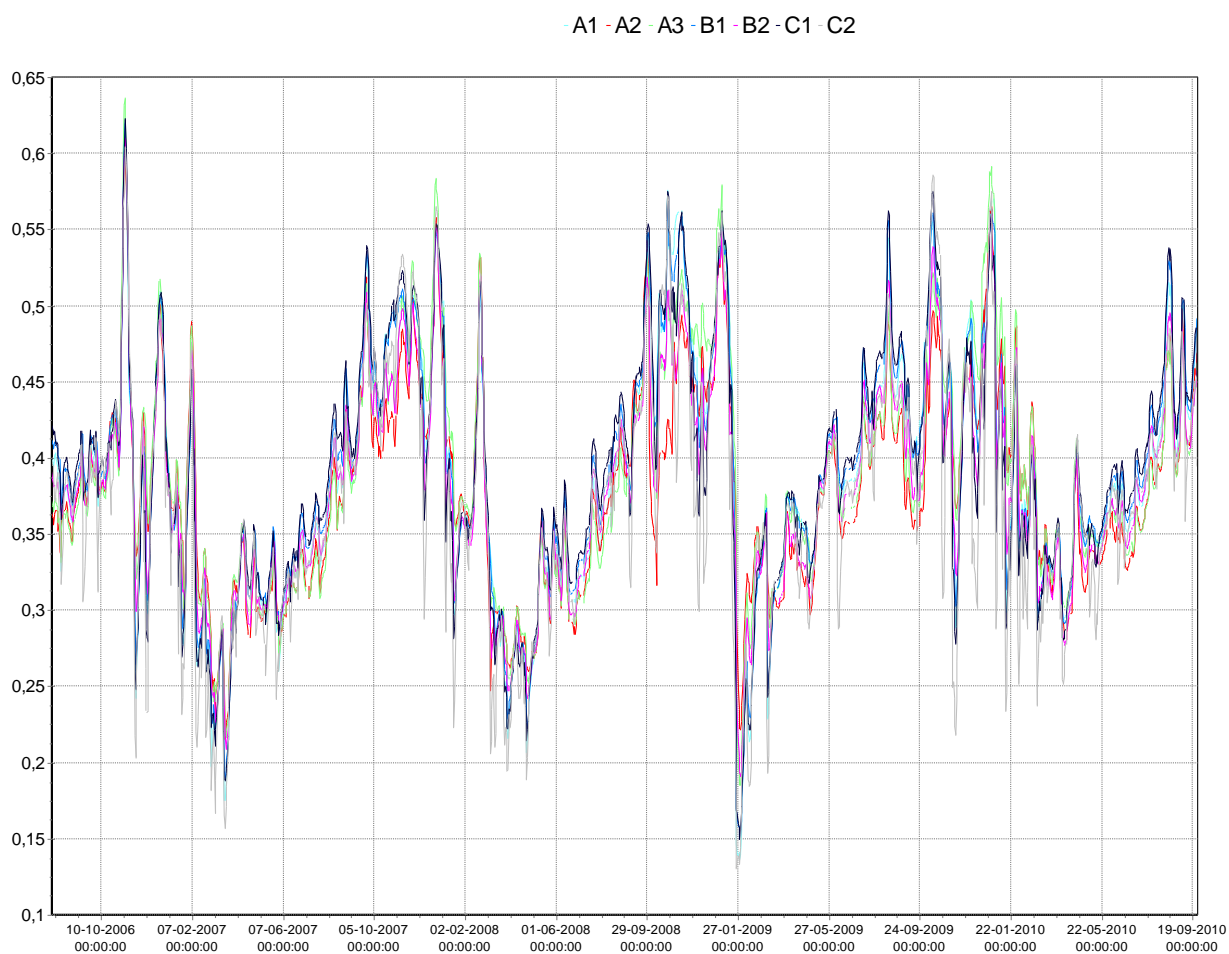


Figura 39. Profundidad de Secchi para el periodo 2006-2010, para todas las estaciones.

La profundidad de Secchi simulada se encuentra dentro del orden de magnitud apropiado. La variación estacional se relaciona con los periodos de crecimiento algal. Las fases claras, que se producen en invierno y a principios de primavera son bien conocidas en L'Albufera de Valencia. La Figura 40 muestra la extinción de la luz, producida por los sólidos en suspensión y las sustancias disueltas en el agua. Observar que la extinción lumínica es inversa a la profundidad de Secchi.

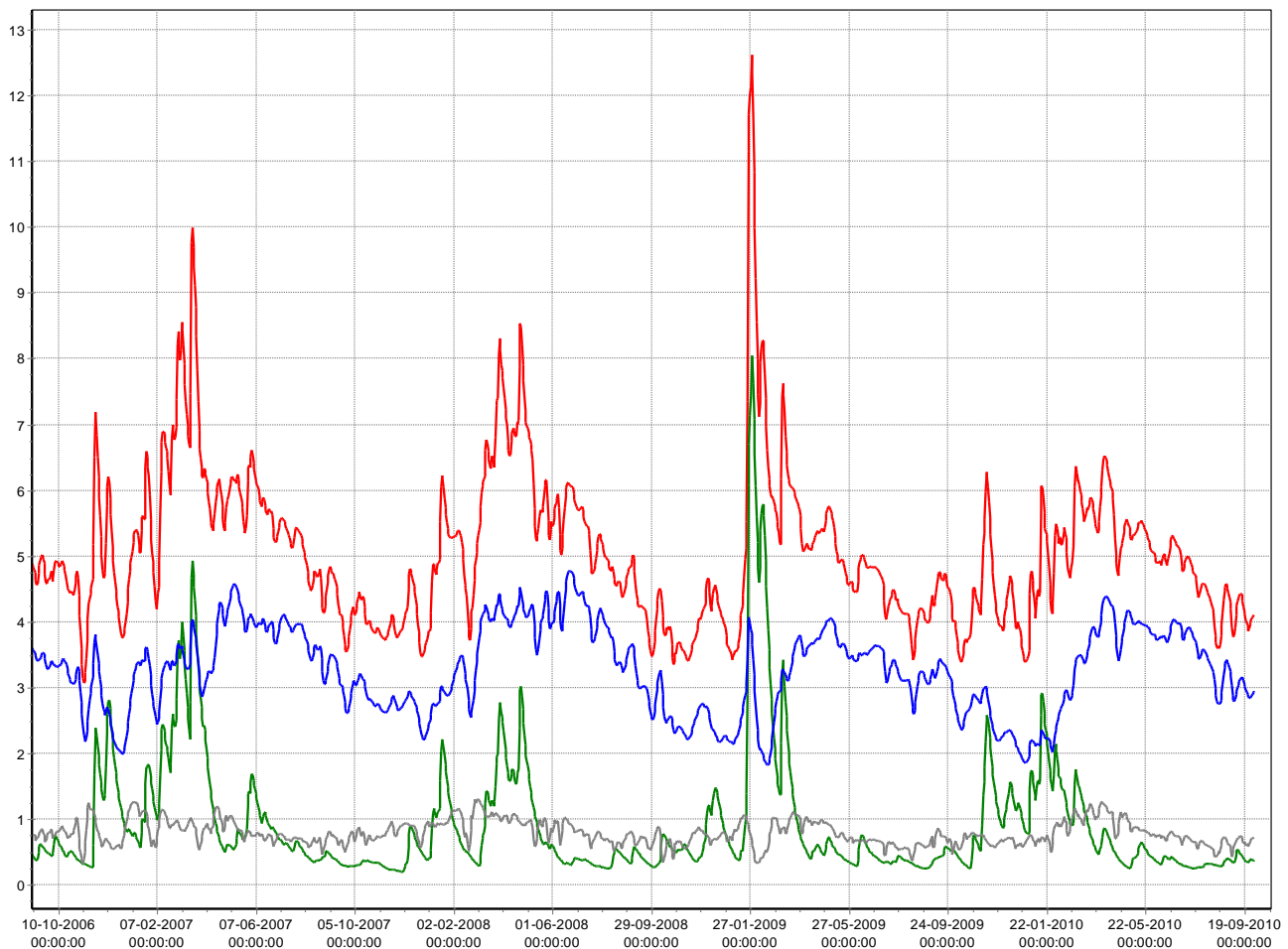


Figura 40. Extinción lumínica total (rojo), explicada como coeficiente de extinción debida a sólidos suspendidos (verde), algas (gris) y materia orgánica en descomposición (azul).

El factor más importante en la extinción de la luz en el agua es la materia orgánica, siendo esta el último producto derivado de la mortalidad del fitoplancton. La fracción mineral de los sólidos suspendidos es menos importante, y procede de la resuspensión desde los sedimentos, derivada de la acción del viento, que induce la formación de oleaje provocando la rápida resuspensión de dichos sólidos. Sin embargo, la tasa de sedimentación es mucho más lenta.

2.5.10. Principales conclusiones al proceso de calibración y posibles mejoras

La simulación retenida tras el proceso de actualización de datos y mejora de la calibración del modelo de calidad de aguas del lago de l'Albufera es el que llamamos run 66. El proceso de ajuste se ha realizado para la estación de control de calidad de aguas llamada B1, por encontrarse en una zona más o menos central del lago. Una vez realizada la calibración inicial, ésta se ha validado para las estaciones restantes del lago (Ver resultados completos en el apéndice 4).

A continuación se presentan, a modo de resumen, las tablas de los valores de los indicadores físico-químico de fósforo total y biológico de clorofila-a, considerados en el presente informe para analizar el estado del lago en cuanto a calidad de aguas.

Tabla 15. Valores de la clorofila-a media anual (por estaciones, media del lago y máximo de las medias), para cada año y para el periodo total de calibración en el intervalo de 2006/07 a 2009/10.

CLOROFILA-A ($\mu\text{g/l}$) - Run 66									
	A1	A2	A3	B1	B2	C1	C2	MEDIA	MÁXIMO DE LAS MEDIAS
2006/2007	181	201	205	166	178	159	163	179	205
2007/2008	190	218	217	176	196	169	184	193	218
2008/2009	161	180	180	151	166	146	156	163	180
2009/2010	170	206	201	160	182	154	167	177	206
media	175	201	201	163	181	157	168	178	201
máximo	190	218	217	176	196	169	184	193	218

Tabla 16. Valores del fósforo total medio anual (por estaciones, media del lago y máximo de las medias), para cada año y para el periodo total de calibración en el intervalo de 2006/07 a 2009/10.

FÓSFORO TOTAL (mg P/l) - Run 66									
	A1	A2	A3	B1	B2	C1	C2	MEDIA	MÁXIMO DE LAS MEDIAS
2006/2007	0,155	0,205	0,162	0,158	0,174	0,157	0,156	0,167	0,205
2007/2008	0,149	0,203	0,158	0,153	0,171	0,152	0,151	0,162	0,203
2008/2009	0,132	0,183	0,140	0,135	0,152	0,134	0,133	0,144	0,183
2009/2010	0,133	0,188	0,142	0,137	0,154	0,135	0,133	0,146	0,188
media	0,142	0,195	0,151	0,146	0,163	0,145	0,143	0,155	0,195
máximo	0,155	0,205	0,162	0,158	0,174	0,157	0,156	0,167	0,205

En cuanto al ajuste en materia de concentración de **clorofila-a en el lago**, se obtienen valores muy satisfactorios en cuanto a orden de magnitud y variabilidad, favoreciéndose en gran parte de la serie de simulación la representación de los máximos, quedando por tanto del lado de la seguridad; a pesar de ello, esta desviación al alza dificultará la extrapolación de los resultados obtenidos en la simulación de distintos escenarios a las concentraciones experimentales, como se verá en el documento *Modelo Sobek-WQ 1D-2D de calidad de aguas en L'Albufera de Valencia. Escenarios de simulación* (CHJ, 2012).

Las estaciones con un buen ajuste son la A1, B1, B2, C1 y C2. En las estaciones A2 y A3, situadas ambas al norte y noroeste del lago respectivamente, la clorofila-a está ligeramente sobreestimada. Debe considerarse que estas dos estaciones son las más próximas al las principales fuentes de entrada de fósforo al lago, y son por tanto las más sensibles al crecimiento de fitoplancton.

Respecto al ajuste de la concentración de **fósforo total en el lago**, la simulación run 66 proporciona valores de fósforo que se ajustan a la media de los valores medidos habituales, quedando el orden de magnitud bien representado, con lo que se considera un ajuste satisfactorio. A pesar de ello, no se consigue representar la gran variabilidad que presenta el parámetro, de modo que no se reproducen los valores extremos, es decir, los máximos y los mínimos experimentales. Dado que las concentraciones simuladas son más bajas que las experimentales, lo que puede ser resultado de un mayor consumo debido a una mayor actividad algal del escenario de calibración, en comparación con los datos experimentales, habrá que tener en cuenta esta situación en la extracción de conclusiones

en el análisis de los escenarios que se presentan en el documento específico de escenarios (CHJ, 2012).

En cuanto al **fósforo disuelto** (PO_4^{3-}) se dispone de muy pocos datos experimentales entre 2008/09 y 2009/10, siendo únicamente de entre 3 y 6 valores. Esta falta de información hace que no sea posible analizar la idoneidad de los ajustes con anterioridad a este periodo. No obstante, se representa de manera considerablemente adecuado el orden de magnitud en todo el lago, sobre todo en las estaciones ubicadas al sudeste.

En lo que respecta al ciclo del nitrógeno, la simulación run 66 da una dinámica en cuanto al **amonio** (NH_4^+) que en general sigue la tendencia de los valores experimentales, aunque con valores bajos, no llegándose a alcanzar los máximos experimentales. A pesar de ello, los ajustes alcanzados en las estaciones A2 y B2 son razonablemente buenos. En todas las estaciones se simula un máximo en invierno de 2009 del que no se dispone de dato experimental, por lo que no se puede validar.

Respecto a los **nitratos**, la actualización y re-calibración del modelo representa tanto el rango de valores como las tendencias de los datos experimentales, de modo que el ajuste de este parámetro es bastante satisfactorio. Las fases de mínimos concuerdan con los mínimos experimentales tomados, siendo con frecuencia puntos alineados horizontalmente que dejan entrever los umbrales de cuantificación de las técnicas analíticas; se recuerda que en estos casos el tratamiento de datos implica asignarles la mitad del valor mínimo de cuantificación. Los máximos parecen sobreestimados en las estaciones del norte (estaciones A) mientras que se corresponden con el orden de magnitud medido en el resto.

Los valores proporcionados de **sólidos en suspensión** ajustan a los valores observados habitualmente. Sin embargo, las mayores concentraciones de sólidos calculadas parecen estar algo sobreestimadas. No obstante, algunos de los máximos simulados carecen de dato experimental, como es el caso de los máximos en invierno de 2007 y 2009, por lo que no pueden ser objeto de validación.

Por último, el **oxígeno disuelto** simulado representa bien la variabilidad estacional y supone un buen ajuste respecto de los puntos experimentales, en general para todas las estaciones, por lo que se considera un ajuste de nuevo satisfactorio.

En general, la actualización del modelo y su re-calibración resulta muy satisfactoria, a la vista de las dinámicas obtenidas por simulación, y sobre todo teniendo en cuenta la gran complejidad del sistema, y la necesidad de realizar un doble ajuste:

- **por una parte se ha realizado un ajuste del modelo de calidad de las aguas influentes:** se han calibrado las entradas al lago desde las acequias a partir de los datos experimentales de la ahora denominada Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient (modelo de calidad de aguas influentes al lago), procediendo de este modo al **ajuste de los patrones de calidad de las acequias.**
- **y por otra parte se ha realizado un ajuste a los datos experimentales en el propio lago de l'Albufera:** calibración del modelo de calidad de aguas del propio lago mediante el programa Sobek, a través de la comparación de las dinámicas y

los órdenes de magnitud de los distintos parámetros de calidad de aguas simulados, con las mediciones experimentales disponibles en las 7 estaciones del lago.

En estos dos procesos se ha precisado de la asunción de numerosas estimaciones que han resultado exitosas, en gran parte gracias al amplio conocimiento del sistema del que se dispone, que a pesar de ello siempre se puede mejorar. Además de estas incertidumbres, cabría además la posibilidad de mejorar la calibración del modelo en cuanto a los siguientes ítems:

- La representación de la variabilidad del fósforo total.
- El ajuste del ciclo del nitrógeno, aumentando las concentraciones de amonio presentes en el lago.
- La mejora de la representación de las concentraciones de sólidos en suspensión en cuanto a variabilidad temporal y acotación de valores máximos.

3. INDICADORES FÍSICO-QUÍMICOS Y BIOLÓGICOS DEL LAGO. CONCENTRACIÓN DE FÓSFORO TOTAL Y DE CLOROFILA-A

3.1. INTRODUCCIÓN

L'Albufera de Valencia, por su singularidad y relevancia, ha sido objeto de un estudio detallado durante la última década. Con fecha julio de 2003 las autoridades españolas remitieron al Banco Europeo de Inversiones un informe sobre las aportaciones hídricas al Parque Natural de L'Albufera de Valencia (CHJ, 2003¹). En diciembre de 2004 se redactó un informe sobre la Conducción Júcar-Vinalopó (CHJ, 2004²) cuyo capítulo cuarto describía las conclusiones del estudio sobre la Albufera y la sustentabilidad del ecosistema. Ambos documentos estaban basados en el *EDSAV* (MMA, 2004), estudio que supuso un hito en la mejora del conocimiento del sistema, y cuyas conclusiones sirvieron de base para las actuaciones desarrolladas desde entonces, tanto de mejora de los aportes como de seguimiento de parámetros hidromorfológicos, físico-químicos y biológicos.

En julio de 2007, las autoridades españolas redactaron un informe (CHJ, 2007³) que, en lo relativo al humedal de L'Albufera de Valencia, describía las actuaciones previstas para dar cumplimiento a esta condición y actualizaba la información recogida en los dos informes antecedentes.

En la revisión de junio de 2009 (CHJ, 2009⁴) se incorporaron las aportaciones de los miembros del Grupo Técnico de Seguimiento que pudieron ser atendidas y se describieron los avances realizados hasta la fecha. Como respuesta a las sugerencias de Xúquer Viu, se efectuó una primera cuantificación del impacto de la modernización de regadíos y una identificación de los más relevantes elementos de calidad hidromorfológicos, físico-químicos y biológicos. El documento analizó la evolución reciente de dichos indicadores

¹ CHJ, 2003. Informe complementario para el Banco Europeo de Inversiones sobre la Conducción Júcar-Vinalopó, Comunidad Valenciana (España). Las Aportaciones al lago de la Albufera. Confederación Hidrográfica del Júcar. Disponible en <http://www.chj.es/es-es/medioambiente/planificacionhidrologica/Documents/Mejora%20del%20Conocimiento/AlbuferaBEI.pdf>

² CHJ, 2004. Informe a la Comisión Europea sobre la Conducción Júcar-Vinalopó, Comunidad Valenciana (España). Confederación Hidrográfica del Júcar. Disponible en: http://www.chj.es/es-es/medioambiente/planificacionhidrologica/Documents/Mejora%20del%20Conocimiento/InformeJ%C3%BAcar-Vin_CE_Dic2004_definitivo.pdf

³ CHJ, 2007. Informe sobre el estado de las condiciones del artículo 2 de la Decisión C(2006) 6739. Confederación Hidrográfica del Júcar.

⁴ CHJ, 2009. Informe sobre el estado de las condiciones del artículo 2 de la Decisión C(2006) 6739. Confederación Hidrográfica del Júcar.

y, dentro del apartado destinado a describir los trabajos del nuevo Plan Hidrológico, efectuó una aproximación provisional a los requerimientos hídricos de L'Albufera.

Como actualización a la revisión de junio de 2009, la versión de enero de 2011 mantiene los principales contenidos de CHJ (2009) e incorpora los siguientes nuevos contenidos¹:

- En el apartado 6.2. se actualiza la evolución reciente de los indicadores hidromorfológicos en el lago, gracias a los datos de las redes de control, y de la evolución del Sector Albufera Sur en el acuífero de la Plana de Valencia.
- Se añade un nuevo apartado 6.2.3. *Aspectos singulares de la evolución reciente de L'Albufera de Valencia*, cuyo objetivo es proporcionar una imagen sobre determinados indicios de recuperación del los ecosistema que se vienen observando en los últimos años. En él se habla de las denominadas *fases claras*, con una referencia sobre las experiencias recientes de lavado rápido (*flushing*), de la gestión de los filtros verdes existentes, de la recuperación de la vegetación sumergida (macrófitos) y de determinados aspectos relativos a la avifauna.
- En el apartado 6.4. *Descripción de las actuaciones previstas* se pone al día el estado de las actuaciones en marcha por las distintas administraciones.

En el informe sobre la Conducción Júcar-Vinalopó (CHJ, 2007) ya se expuso la situación ambiental de las masas de agua del Parque Natural de L'Albufera y se enunciaron los problemas que persistían a pesar de las inversiones en materia de infraestructura hidráulica. De forma resumida, el lago central, su elemento más destacado, era descrito como un sistema hipertrófico, resultado de entradas excesivas de materia orgánica alóctona y nutrientes inorgánicos, y que había perdido completamente la vegetación sumergida, elemento clave para su buen funcionamiento ecológico.

El lago de L'Albufera de Valencia fue calificado en los documentos de desarrollo del artículo 5 de la Directiva Marco del Agua (DMA), como una masa de agua muy modificada, dado que tanto sus niveles, como sus superficies inundadas dependen de la operación antrópica de las golgas de conexión con el mar y de las labores agrícolas. Esto determina como objetivo general el proteger y mejorar su estado para lograr un buen potencial ecológico y un buen estado químico de las aguas superficiales.

La Instrucción de Planificación Hidrológica define un buen potencial ecológico como aquél que garantice el mantenimiento sostenible de la funcionalidad y estructura del ecosistema, proporcionando las condiciones de hábitat adecuadas para satisfacer las necesidades de las diferentes comunidades biológicas propias de estos ecosistemas acuáticos y de los ecosistemas terrestres asociados, mediante la preservación de los procesos ecológicos necesarios para completar sus ciclos biológicos.

¹ CHJ, 2011. Informe sobre el estado de las condiciones del artículo 2 de la Decisión C(2006) 6739. Confederación Hidrográfica del Júcar.

En el Esquema de Temas Importantes del borrador de Plan Hidrológico de cuenca (ficha 1.03), se definen los indicadores de calidad biológicos y físico-químicos que se consideran representativos de la situación de L'Albufera y que veremos a continuación; no obstante, no existen hasta la fecha condiciones de referencia para el lago de L'Albufera, ante lo que resulta complejo el establecimiento de los objetivos a alcanzar. A pesar de ello, en el presente documento y de acuerdo a los estudios realizados, se definirán objetivos ambientales acordes con el estado actual de la misma.

Las incertidumbres existentes en la actualidad, el elevado grado de eutrofia existente y la lenta evolución de los sistemas naturales hacen que pueda resultar necesario el establecimiento de prórrogas o bien de objetivos menos rigurosos que, en caso de establecerse en el marco del borrador del Plan Hidrológico de cuenca, deberían ser reconsiderados en el siguiente ciclo de planificación hidrológica.

Ya en los trabajos de desarrollo del artículo 5 de la DMA se hizo una aproximación a los objetivos ambientales, a partir de las conclusiones del panel de expertos en temas relacionados con L'Albufera, que puede sintetizarse como la rehabilitación del sistema hídrico para alcanzar la calidad ecológica de los años sesenta, caracterizada por:

- Agua clara y sedimento superficial oxigenado.
- Fitoplancton típico de las lagunas costeras, con diatomeas y otras algas, pero sin crecimientos explosivos de cianobacterias. Concentraciones de clorofila correspondientes a ecosistemas acuáticos meso-eutróficos, inferiores a 50 µg/l.
- Zooplancton filtrador integrado por especies de tamaño grande.
- Flujo y renovación del agua adecuados para la salud ecológica del ecosistema.
- Mantenimiento del cultivo del arroz mediante prácticas sostenibles.
- Riqueza de la fauna vertebrada de peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos.
- Buen estado de las formaciones riparias.

Los objetivos ambientales y los requerimientos hídricos del lago han sido objeto de estudio detallado en el marco de la Oficina Albufera desde 2007, aunque como se ha visto los estudios se han iniciado con anterioridad. Las principales conclusiones que se extraigan de este y el resto de documentos asociados al presente contrato de la Oficina Albufera serán incorporadas en el nuevo borrador de Plan Hidrológico de cuenca, actualmente en redacción.

3.2. OBJETIVOS AMBIENTALES Y REQUERIMIENTOS HÍDRICOS

La Confederación Hidrográfica del Júcar está controlando la evolución del balance hídrico y de la calidad de L'Albufera aplicando las técnicas desarrolladas en el *EDSAV* (MMA, 2004), y utilizando el conjunto de información disponible en la red de control. En esta red destacan las estaciones comenzadas a implantar a finales de 2005 por el MARM y aquellas de la Generalitat Valenciana que cuenta, desde 1991, con diez estaciones en las acequias y cauces del parque natural, y con siete estaciones en el propio lago.

Los indicadores ecológicos para la valoración del potencial ecológico en el lago se estructuran en las siguientes categorías de indicadores:

- Índices físico-químicos: principalmente concentración de fósforo total.

- Índices biológicos: principalmente concentración de clorofila-a.

Además de estos indicadores, los requerimientos hídricos y físico-químicos del lago que, según la IPH, deben contribuir a la consecución de los objetivos ambientales son los siguientes:

- Requerimientos hidrológicos: principalmente volumen de entrada al lago y número de renovaciones asociado.
- Requerimiento físico-químico adicional: valores de conductividad en el lago, sobre todo en época de cultivo del arrozal.

Asimismo, se ha considerado de interés analizar de forma complementaria la situación piezométrica de las aguas subterráneas relacionadas de forma importante con el humedal.

En relación con lo anterior, una de las principales líneas de trabajo para la redacción del nuevo Plan Hidrológico de cuenca se refiere a la fijación de los objetivos ambientales de todas las masas de agua, y de forma adicional la estimación de los requerimientos hídricos de los humedales que contribuyan a alcanzar los mencionados objetivos. El citado nuevo Plan Hidrológico de cuenca incorporará, en materia de L'Albufera de Valencia, las principales conclusiones que se plasman en este y en otros documentos en el marco del presente contrato.

Como se ha comentado con anterioridad, el lago de L'Albufera de Valencia fue calificado en los documentos de desarrollo del artículo 5 de la Directiva Marco del Agua como una masa de agua muy modificada, lo que determina como objetivo general el proteger y mejorar su estado para lograr un buen potencial ecológico y un buen estado químico de las aguas superficiales. Sin embargo, por el momento no se dispone de condiciones de referencia en una masa de agua muy modificada tipo humedal como es L'Albufera de Valencia, por lo que resulta complejo el establecimiento de los objetivos y requerimientos a alcanzar.

A pesar de ello, los trabajos realizados por la CHJ desde julio 2007 han permitido profundizar en la definición de los objetivos ambientales y requerimientos hídricos. Los trabajos están dedicando una atención preferente al establecimiento de valores umbral para los indicadores y requerimientos que se sintetizan en la Tabla 17 y Tabla 18, en lo que se refiere a indicadores biológicos (B) y físico-químicos (FQ), y a requerimientos hidrológicos (HM) y físico-químicos asociados (FQ):

Tabla 17. Síntesis de los indicadores físico-químicos y biológicos en estudio, y objeto de análisis en el presente documento.

TIPO	OBJETIVO AMBIENTAL	INDICADOR	UNIDADES
FQ	Condiciones generales: Nutrientes	Fósforo total. Media anual de la concentración de fósforo total en el lago	mg P/l
B	Fitoplancton	Clorofila a. Media anual de la concentración de clorofila en el lago	µg/l

Por su parte, la clasificación del estado químico vendrá determinada por el cumplimiento de las normas de calidad medioambiental respecto a las sustancias de la Lista I y la Lista II prioritaria del Anexo IV del RPH, si bien no se dispone de datos para ninguno de estos elementos en la actualidad.

Por otra parte, los requerimientos hídricos de l'Albufera serán aquellos que permitan alcanzar los objetivos ambientales definidos para el lago que se caracterizan a través de los indicadores que se presentan en la tabla siguiente. La determinación de dichos requerimientos es una tarea compleja, por la singularidad del sistema hídrico y por su estrecha relación con la calidad de los aportes que recibe, y quedan fuera del alcance del presente documento:

Tabla 18. Síntesis de los requerimientos hídricos y físico-químicos para el lago de L'Albufera, objeto de análisis en el documento Modelo de seguimiento de L'Albufera con AquatoolDMA. Construcción, calibración, resultado del balance hídrico y análisis de los requerimientos del régimen hidrológico (CHJ, 2012).

TIPO	REQUERIMIENTO	INDICADOR	UNIDADES
HM	Régimen hidrológico del lago	Entradas anuales al lago.	hm ³ /año
		Entradas al lago en perellonà (octubre-febrero)	
		Entradas al lago en el periodo invernal (septiembre-abril)	
		Número de renovaciones al año	adimensional
		Número de renovaciones en perellonà (octubre-febrero)	
		Número de renovaciones en periodo invernal (septiembre-abril)	
FQ	Condiciones generales: Salinidad	Conductividad. Valor medio de la conductividad eléctrica a 20° C en el lago durante los meses del cultivo del arrozal (mayo-agosto)	µS/cm

Los trabajos de redacción del futuro Plan Hidrológico de cuenca están apuntando tres líneas de trabajo claras (Tabla 19). Cada una de ellas requerirá la formulación umbrales y valores límite y la construcción de modelos que permitan simular determinados escenarios de gestión hídrica:

Tabla 19. Líneas de trabajo: objetivos, metodología y escenarios.

(HM) RÉGIMEN HIDROLÓGICO	(FQ) SALINIDAD	(BI) FITOPLANCTON
OBJETIVOS:		

INDICADORES Y VALORES LÍMITE		
METODOLOGÍA	METODOLOGÍA	METODOLOGÍA
Modelos Balance Hídrico	Modelos Balance Hídrico+Calidad	Modelos. Calidad de aguas 2D
<p>ESCENARIOS</p> <p>Asignaciones y reservas que aseguren los objetivos</p> <p>Excepciones</p>		

El presente documento presenta un análisis de los objetivos ambientales de L'Albufera de Valencia en materia del indicador físico-químico fósforo total y del indicador biológico del fitoplancton clorofila-a, como se verá más adelante. En concreto, se analiza la evolución histórica de estos indicadores, y se definen los objetivos ambientales, que se expresan a través de los valores umbral entre potencial ecológico bueno y moderado, que se establecen en el presente documento, a partir del análisis de los datos históricos.

Previamente, se presenta un análisis del estado del arte en materia de definición de valores umbral en materia de estos dos indicadores, en cuanto a masas de agua naturales y muy modificadas tipo lago.

3.2.1. Aproximación a los objetivos ambientales de clorofila-a de L'Albufera. Revisión histórica de los umbrales de cambio de clase

Teniendo en consideración que el objetivo clave a conseguir en el lago de L'Albufera es la reversión del estado actual de dominancia del fitoplancton a un estado con dominancia de la vegetación sumergida en el lago central, la concentración media anual de clorofila-a en el lago es una métrica fundamental indicadora de las poblaciones fitoplanctónicas, tan representativas de los procesos de calidad que se producen en este sistema lacustre. El motivo se centra en que el fitoplancton contiene clorofila-a como pigmento fotosintético principal, salvo excepciones (taxones que contengan bacterioclorofilas).

Tal y como se indica en el documento "*Selección de métricas para la evaluación del estado ecológico de las masas de agua de la categoría "lagos" basadas en el elemento de calidad "composición, abundancia y biomasa de fitoplancton", en aplicación de la Directiva Marco del Agua*" (CEDEX, 2010), presenta grandes ventajas ante otro tipo de métricas indicadoras del elemento de calidad fitoplancton, ya que es sencilla y rápida de obtener, se emplea desde hace años, por lo que la comunidad científica cuenta con una amplia experiencia de utilización, y presenta, entre otras virtudes, una buena correlación con las concentraciones de fósforo.

En relación con este indicador, son numerosos los estudios que se han llevado a cabo en sistemas lénticos, fijando algunos de ellos umbrales de calidad, aunque por el momento no hay ningún grupo de valores umbral de cambio de clase de potencial ecológico específico para masas de agua similares a L'Albufera, masa de agua tipo lago, muy modificada, humedal.

Haciendo una revisión histórica de estos estudios, como punto de partida, la OCDE (1982) estableció un rango de clasificación del estado trófico de los lagos en función de este indicador, tal y como se indica a continuación:

Tabla 20. Valores de cambio de clase en la clasificación del estado trófico, para la concentración media anual de Clorofila-a. Fuente: OCDE (1982).

CLASIFICACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO	VALOR NUMÉRICO DE CLOROFILA-A MEDIA ANUAL ($\mu\text{g/l}$)
Ultra-oligotrófico	<1
Oligotrófico	2,5
Mesotrófico	2,5-8
Eutrófico	8-25
Hipertófico	>25

Esta clasificación del estado trófico es aplicable a lagos naturales, y aunque ha sido ampliamente empleada para la determinación del estado trófico en masas de agua muy modificadas, éstas distan de poder presentar en las condiciones más favorables, las mismas características que una masa de agua natural. Bajo esta perspectiva, estos umbrales resultan demasiado restrictivos no sólo para el lago de L'Albufera en su estado actual, de clara eutrofización, sino para el lago en el caso de que todas sus afecciones hídricas y de calidad se redujeran al máximo.

Más recientemente, la Directiva Marco del Agua establece la necesidad de establecer el estado ecológico de las masas de agua naturales, o en el caso de las masas de aguas muy modificadas como L'Albufera, su potencial ecológico, lo que supone un cambio de tendencia en los trabajos de evaluación de las masas de agua. El potencial ecológico se asocia a masas de agua muy modificadas por la acción de la actividad humana o artificiales, que si bien no pueden alcanzar su buen estado ecológico al haber sido alteradas, sí que pueden alcanzar un buen potencial ecológico, en función de lo dispuesto por los indicadores contemplados por la Instrucción de Planificación Hidrológica, en adelante IPH (Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica).

En esta línea, y ya en 2004, el panel de expertos del EDSAV (MMA, 2004), propuso adoptar como criterio de clasificación con carácter provisional del estado de la masa de agua, los valores umbral resultado del programa de investigación Ecoframe, financiado por la Comisión Europea, para el ecotipo 21 de lagos poco profundos, donde se enmarca el lago de L'Albufera. Los umbrales son los siguientes:

Tabla 21. Clasificación del estado ecológico para el indicador Clorofila-a en lagos poco profundos.

Fuente: Moss, Brian, et al. (2003). *The determination of ecological status in shallow lakes. A tested system (ECOFAME) for implementation of the European Water Framework Directive*. Aquatic Conservation: Marine and freshwater ecosystems 13, 507-549.

PROPUESTA PROVISIONAL DE CLASIFICACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO EDSA V (MMA, 2004)	VALOR NUMÉRICO DE CLOROFILA-A MEDIA ANUAL (µg/l)
Máximo	<10
Bueno	11-20
Moderado	21-30
Deficiente	31-50
Malo	>51

Como puede observarse, los valores umbral de cambio de clase resultan menos restrictivos que los establecidos por la OCDE (1982), y van encaminados a favorecer una valoración del estado ecológico de masas tipo lago poco profundos.

Con la posterior publicación de la citada IPH, se estableció una serie de valores umbral de cambio de clase para el indicador biológico fitoplancton, que incluye entre otras, la métrica de “concentración de clorofila-a”. Esta métrica presenta, para el caso de masas de agua de las categorías ríos y lagos muy modificadas y artificiales por la presencia de presas (embalses), tipos “monomítico, calcáreo de zonas húmedas”, como es el caso de L'Albufera, la siguiente clasificación, aplicable para el periodo estival:

Tabla 22. Clasificación para la concentración de Clorofila-a. Valores obtenidos a través de la transformación de los valores RCE a valores de concentración de clorofila-a, a partir de la tabla 46. Valores de máximo potencial ecológico y límites de cambio de clase de potencial ecológico de los indicadores de los elementos de calidad de embalses, de la IPH.

CLASIFICACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO (IPH, 2008)	VALOR NUMÉRICO DE CLOROFILA-A MEDIA VERANO (µg/l)
Bueno o Máximo	<6,1
Moderado	6,1-9
Deficiente	9,1-18,1
Malo	>18,1

Como puede observarse, esta valoración resulta más restrictiva que la anterior, y es intermedia entre las dos anteriores. Se debe tener en cuenta dos aspectos de gran importancia: el primero de ellos reside en que la IPH indica claramente que el proceso de valoración consiste en la obtención de los promedios de las combinaciones de los RCE transformados correspondientes a cuatro métricas, y no sólo a la métrica “clorofila-a”. De este modo, la valoración se realiza promediando el resultado de las métricas de “abundancia y biomasa” (promedio de los RCE TRANS estivales de clorofila-a y de biovolumen) y “composición” (promedio de los RCE TRANS estivales de IGA y de % cianofíceas), mediante la obtención del valor medio de los dos RCE TRANS PROMEDIO

obtenidos. Así pues, en esta valoración del potencial ecológico, la métrica clorofila-a carece de entidad independiente para realizar la valoración del potencial ecológico a partir del indicador fitoplancton.

El segundo aspecto a tener en consideración, es que el indicador fitoplancton en el caso de masas de agua muy modificadas tipo lago sigue en estudio, por lo que este tipo de valoración es por el momento preliminar.

Recientemente, como avance en materia de valoración del estado ecológico en lagos, el CEDEX, en el marco del proyecto de “Asistencia técnica, investigación y desarrollo tecnológico en materia de competencia de la Dirección General del Agua (2007-2011)”, ha publicado “*Selección de métricas para la evaluación del estado ecológico de las masas de agua de la categoría “lagos” basadas en el elemento de calidad “composición, abundancia y biomasa de fitoplancton”, en aplicación de la Directiva Marco del Agua*” (CEDEX, 2010), y “*Establecimiento de condiciones de referencia y valores frontera entre clases de estado ecológico en masas de agua de la categoría lago para los elementos de calidad “composición, abundancia y biomasa de fitoplancton” y “composición y abundancia de otro tipo de flora acuática”, en aplicación de la Directiva Marco del Agua*” (CEDEX, 2010).

En el primero de los documentos enumerados se define qué indicadores son los que van a ser empleados en la valoración del estado ecológico de los lagos, y en el segundo se establecen los valores de corte. Teniendo en cuenta que el lago de L'Albufera, aunque masa de agua muy modificada, podría asimilarse al tipo 28. Lagunas litorales sin influencia marina, el indicador que aplicaría es el de concentración de clorofila en periodo estival, con los umbrales de cambios de clase que se especifican a continuación:

Tabla 23. Condiciones de referencia y valores frontera entre clases del estado ecológico para la métrica “Concentración de clorofila-a”.

Fuente: *Establecimiento de condiciones de referencia y valores frontera entre clases de estado ecológico en masas de agua de la categoría lago para los elementos de calidad “composición, abundancia y biomasa de fitoplancton” y “composición y abundancia de otro tipo de flora acuática”, en aplicación de la Directiva Marco del Agua*” (CEDEX, 2010).

CLASIFICACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO (CEDEX, 2010)	VALOR NUMÉRICO DE CLOROFILA-A MEDIA VERANO (µg/l)
Muy Bueno	<7
Bueno	7-10
Moderado	10,1-14
Deficiente	14,1-24,0
Malo	>24

Como se desprende de la comparación entre los valores frontera facilitados por la IPH y los facilitados por el CEDEX, no hay grandes diferencias entre ellos, por lo que parece que siguen siendo demasiado restrictivos para una masa de agua como L'Albufera. Aún

así, es muy importante tener en consideración que estos umbrales no han sido definidos específicamente para masas de agua similares a L'Albufera, por lo que hasta la fecha las valoraciones que se han podido realizar en este sistema en materia de potencial ecológico son preliminares, a la espera que estos umbrales se publiquen de manera específica.

A la vista de este análisis, los valores de cambio de clase más aproximados a la realidad del lago de L'Albufera serían los fijados por el programa Ecoframe, al ser específicos para lagos poco profundos, con ecotipo propio asignado, el ecotipo 21. Será este sistema de clasificación el que se tomará como punto de referencia para la definición del umbral de cambio de clase entre potencial ecológico "Bueno" y "Moderado", contando con el apoyo del nutrido comité técnico que se reunió en el marco del EDSA V (MMA, 2004).

3.2.2. Aproximación a los objetivos ambientales de fósforo total de L'Albufera. Revisión histórica de los umbrales de cambio de clase

Como es sabido, los nutrientes son el principal motor del proceso de eutrofización, por lo que es necesaria la fijación de un umbral con la finalidad de mantener limitada la disponibilidad de los mismos por parte de los productores primarios, con mayor relevancia si cabe teniendo en cuenta un sistema como el lago de L'Albufera, en el que hay elevados tiempos de retención en comparación con los sistemas lóticos. En aguas dulces el nutriente limitante suele ser el fósforo, por lo que será sobre este elemento sobre el que trate el presente análisis.

Al igual que con el caso de la clorofila-a, son numerosos los estudios que se han llevado a cabo en sistemas lénticos que fijen una serie de umbrales de cambio de clase para el indicador fósforo total. Cronológicamente, la OCDE (1982) estableció el siguiente rango de clasificación del estado trófico de los lagos, en función de este indicador:

Tabla 24. Sistema trófico de clasificación. Modificación del Anexo G (OCDE, 1982).

CLASIFICACIÓN TRÓFICA	FÓSFORO TOTAL ($\mu\text{g/l}$)
Ultra-Oligotrófico	>4
Oligotrófico	>10
Mesotrófico	10-35
Eutrófico	35-100
Hipertrófico	<100

Sin embargo, y al igual que en el caso de la clorofila-a, esta clasificación del estado trófico es aplicable a lagos naturales, y no para masas de agua muy modificadas.

Posteriormente, los valores umbral resultado del programa de investigación Ecoframe serían los siguientes para el fósforo total, en el caso específico del ecotipo 21:

Tabla 25. Clasificación del estado ecológico para el indicador fósforo total en lagos poco profundos.

Fuente: Moss, Brian, et al. (2003). *The determination of ecological status in shallow lakes. A tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive*. Aquatic Conservation: Marine and freshwater ecosystems 13, 507-549.

CLASIFICACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO	VALOR NUMÉRICO DE FÓSFORO TOTAL MEDIO ($\mu\text{g/l}$)
Máximo	<30
Bueno	31-50
Moderado	51-100
Deficiente	101-150
Malo	>150

Como puede observarse, los objetivos son de nuevo menos restrictivos que los establecidos por la OCDE (1982), y específicos para lagos poco profundos, por lo que resultan más adecuados que los primeros para la definición del umbral de cambio de clase de potencial ecológico “Bueno” a “Moderado”.

En 2008, se publica la IPH, que determina que el fósforo total es un indicador opcional para el caso de masas de agua de las categorías río y lagos muy modificadas y artificiales por la presencia de presas (embalses), aunque por el momento no ha determinado el valor umbral para dicho parámetro.

Con posterioridad, como ya se ha puesto de manifiesto en el apartado anterior, el CEDEX, en el marco del proyecto de “Asistencia técnica, investigación y desarrollo tecnológico en materia de competencia de la Dirección General del Agua (2007-2011)”, publica el documento técnico “*Establecimiento de condiciones hidromorfológicas y físico-químicas específicas de cada tipo ecológico en masas de agua de la categoría lagos en aplicación de la Directiva Marco del Agua*” (CEDEX, 2010). En él se realiza una propuesta de métricas para la evaluación del estado ecológico mediante elementos físico-químicos, entre el que se encuentra la métrica fósforo total dentro del apartado de condiciones relativas a los nutrientes. Teniendo en cuenta que el lago de L'Albufera, aunque masa de agua muy modificada, podría asimilarse al tipo 28. Lagunas litorales sin influencia marina, podrían aplicar los umbrales de cambios de clase que se especifican a continuación:

Tabla 26. Condiciones específicas del tipo 28 de lagos para la métrica “Fósforo total”. Fuente: “Establecimiento de condiciones hidromorfológicas y físico-químicas específicas de cada tipo ecológico en masas de agua de la categoría lagos en aplicación de la Directiva Marco del Agua” (CEDEX, 2010).

CLASIFICACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO (CEDEX, 2010)	VALOR NUMÉRICO DE FÓSFORO TOTAL MEDIO EN VERANO ($\mu\text{g/l}$)
Muy Bueno	<12
Bueno	12-35
Moderado o inferior	>35

Al igual que sucede con la clorofila-a, se trata de un umbral entre bueno y moderado demasiado elevado para las características del lago de L'Albufera, de características claramente modificadas.

En lo que respecta a otras normativas, el Real Decreto 927/1988, de 29 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica, en desarrollo de los Títulos II y III de la Ley de Aguas, en su Anexo 3, y la Directiva 2006/44/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 6 de septiembre de 2006 relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces, en su Anexo 1, establecen el valor límite para aguas Tipo C en 0,4 mg de fósforo total expresado como PO₄=, lo que equivale a 0,13 mg Pt/l.

A la vista de este análisis, y tal y como se ha observado para el caso de la métrica “clorofila-a”, los valores de cambio de clase más aproximados a la realidad del lago de L'Albufera serían los fijados por el programa Ecoframe, al ser específicos para lagos poco profundos, con ecotipo propio asignado (21). Será este sistema de clasificación el que se tomará como punto de referencia para la definición del umbral de cambio de clase entre potencial ecológico “Bueno” y “Moderado”, sin olvidar los requisitos necesarios para el aseguramiento de la calidad adecuada para la vida piscícola (Directiva 2006/44/CE).

3.3. ESTUDIOS TÉCNICOS PARA EL ESTUDIO DE LOS INDICADORES FÓSFORO TOTAL Y CLOROFILA-A

La Confederación Hidrográfica del Júcar ha controlado la evolución del balance hídrico de L'Albufera aplicando las técnicas desarrolladas en el EDSAV (MMA, 2004) y con los datos de las primeras estaciones de la red de control de la Confederación Hidrográfica del Júcar implantadas desde finales de 2005. La evolución reciente de la calidad de las aguas puede ser descrita a partir de los datos de la red de control de la Generalitat Valenciana que cuenta, desde 1991, con diez estaciones en las acequias y cauces del parque natural, y siete estaciones en el propio lago.

Resulta prioritario mejorar la calidad de los aportes y en ese sentido, las Administraciones Públicas están trabajando fundamentalmente en la reducción de los vertidos mediante la reutilización, mejora de estaciones de depuración y de sistemas de saneamiento, incorporando tanques de tormenta, y con actuaciones adicionales de reducción de nutrientes mediante filtros verdes. Entre estas actuaciones, se pueden destacar las siguientes, según lo contemplado en la *Ley 11/2005, de 22 de Junio, por la que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional*:

- Actuación 3.2.h *Reordenación de la infraestructura hidráulica de la huerta y red de saneamiento del área metropolitana de Valencia*, para reducir las cargas contaminantes aliviadas hacia L'Albufera;
- Actuación 3.2.f *Terminación de la reutilización de aguas residuales de la planta de Pinedo* cuyo objetivo es mejorar la calidad de los efluentes, reduciendo en la medida de lo posible los nutrientes aportados;
- Actuación 3.2.e *Reutilización de aguas residuales depuradas de L'Albufera sur*, que supondrá la puesta en funcionamiento de ciertas mejoras de tratamiento en la

EDAR de Albufera Sur y de un filtro verde superficial de nueva construcción a orillas del lago (Tancat de Mília).

Es precisamente debido a la importancia de las calidades de los aportes al lago por lo que en el marco del EDSAV (MMA, 2004), se llevó a cabo un trabajo de investigación detallado de la calidad de las aguas del lago y de las acequias que drenan al mismo, así como la de los sedimentos de ambos. Con todos estos estudios la CHJ decidió proceder a la construcción y calibración de un modelo matemático de calidad de aguas aplicado al lago del Parque Natural de L'Albufera de Valencia, en los años 2003-2004, con el fin de determinar el estado trófico del lago. El modelo, denominado SOBEK Rural WQ, ha sido ampliamente presentado en el primer apartado del presente documento.

A continuación se detalla una relación de los estudios técnicos y su contenido, en relación a las necesidades hídricas y a la calidad de aguas, factores íntimamente relacionados.

3.3.1. **Red de monitorización, control y adecuación de los indicadores ambientales**

La CHJ ha llevado a cabo la implantación y seguimiento de una red de medida de los principales parámetros hidromorfológicos, físico-químicos y biológicos, y ha establecido una Oficina Albufera destinada a efectuar el seguimiento de la misma que viene operando desde diciembre de 2007:

- **Red Piloto de cantidad o de control hidromorfológico** con estructuras de medida de caudal en la Gola de Pujol y en la acequia Overa y de nivel en el lago, cuyo diseño fue basado en un modelo conceptual del sistema hídrico, que se amplió conformando la **Red Definitiva de cantidad o de control hidromorfológico**. El diseño del sistema de control fue basado en un modelo conceptual del sistema hídrico. Está basado en dos redes de modo que la información será parcialmente redundante: la red interior y la red exterior.

Las estaciones de la red interior se distribuyen a grandes rasgos a lo largo de un perímetro de control asociado a la máxima superficie ocupada por el lago fluctuante durante la inundación invernal (*perellonà*), de forma que se eviten en lo posible canales con flujos reversibles. Esta red incluye estaciones en los canales principales de aporte hídrico al sistema (acequias y barrancos) y en los canales que conectan el humedal con el mar (golas). Se han instalado un total de 11 estaciones principales con equipos de medida de caudal en continuo con tecnología *doppler*. Se añade una estación de medida de niveles en el lago en continuo (embarcadero de Pujol). Para la calibración de los modelos matemáticos se establecieron otras 65 estaciones complementarias (secundarias y terciarias) con estimación de caudal a través de marcado con colorante o corrientímetro. En estas últimas se realizó una única campaña de medida para el período de calibración: de enero a diciembre de 2008.

Tabla 27. Estaciones de la Red de control hidromorfológico (cantidad).

ESTACIONES EN SERVICIO	
ESTACIONES PRINCIPALES	Número de

ESTACIONES EN SERVICIO	
	estaciones
Aportes por acequias. Perfilador Doppler. Medida en continuo	6
Salidas por golas. Perfilador Doppler. Medida en continuo	5
Nivel en el lago. Medida en continuo	1
ESTACIONES SECUNDARIAS Y TERCARIAS. Perímetro de control	Número de estaciones
Estaciones secundarias: lectura quincenal.	21
Estaciones terciarias: lectura mensual	44

Por su parte, la red exterior constituye un sistema de medición en origen de los aportes hídricos. Los datos proceden de estaciones ya existentes en las distintas administraciones:

- Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH) de la CHJ (sistema de regadíos: estaciones del azud de Antella, azud del Repartiment, azud de Sueca y acequia Real del Júcar en Guadassuar)
- Medidores de caudal en efluentes de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (Generalitat Valenciana)

Finalmente, algunas variables son obtenidas mediante modelos hidrológicos (escorrentía superficial procedente del ciclo natural, descargas del acuífero).

A partir de los datos se evalúan, con el apoyo de modelos matemáticos del balance hídrico, las Entradas al lago, Salidas desde el lago al mar, Entradas al parque natural y Salidas desde el parque natural al mar, entre otros.

- **Red Piloto de calidad o de control físico-químico y biológico** para el seguimiento de los principales parámetros de calidad de aguas en el lago y en las principales acequias, que combina medidas en continuo y tomas de muestras discontinuas que incluirán tanto muestreos rutinarios como controles en situaciones excepcionales.

En 2006 se inició la Red Piloto con la instalación de una estación de control físico-químico en la gola de Pujol, punto clave en la hidrodinámica del sistema. Sus aguas son representativas de la calidad en el lago y se dispone de una estación de medida de caudales y niveles en las proximidades. La estación cuenta con sondas conducidas y toma de muestras a tres alturas, y admite siete sensores de modo que los parámetros medidos son: temperatura, pH, oxígeno disuelto, conductividad y turbidez.

Recientemente, desde octubre de 2011, se han incorporado 3 equipos adicionales para el control en continuo de la conductividad en la Acequia de Favara, en la Acequia del Clot y en el lago, de manera que se podrá recabar datos de conductividad de los retornos de riego de aguas del Turia y del Júcar.

3.3.2. Actuaciones para garantizar el volumen de aportes

Estas actuaciones, a través de las que se pretende garantizar un mayor volumen de aportes al Parque Natural y al lago de L'Albufera en determinados momentos, han consistido fundamentalmente y de modo resumido, en una serie de experiencias de lavado rápido del lago a través de aportes de las cuencas del Júcar y Turia, denominadas *flushing*, que se están aplicando desde el año 2009. Además, presenta gran relevancia los estudios en referencia a la relación con el Plan de modernización de los regadíos tradicionales, regadíos tradicionales a los que se encuentra fuertemente ligado el marjal y el lago, puesto que sus retornos son una importante fuente de recursos de ambos hábitats, y cuya modernización supondrá una disminución en dichos retornos.

En el documento *Modelo de seguimiento de L'Albufera con AquatoolDMA. Construcción, calibración, resultado del balance hídrico y análisis de los requerimientos del régimen hidrológico (CHJ, 2012)* se expone de manera detallada estas actuaciones, que quedan fuera del alcance del presente documento, al hacer referencia a aumentos en la cantidad de agua, no a la calidad de las mismas. A pesar de ello, es muy importante tener en consideración que nuevos aportes hídricos al sistema podrían favorecer una mejoría en la calidad de las aguas del ámbito del lago, al favorecer una mayor renovación y por tanto menores tiempos de retención, siempre que sean aportes de buena calidad, aunque con las experiencias llevadas a cabo hasta la fecha no han denotado una mejoría sostenida en el tiempo, sino más bien un efecto de mejora temporal.

3.4. CARACTERIZACIÓN DE LA SITUACIÓN ACTUAL DE LOS INDICADORES FÍSICO-QUÍMICO FÓSFORO TOTAL Y BIOLÓGICO CLOROFILA-A EN L'ALBUFERA

3.4.1. Evolución de la concentración de fósforo total

En lo que respecta a los indicadores físico-químicos, como se ha visto en apartados anteriores, se ha seleccionado el fósforo total como indicador del estado de los nutrientes en el lago. Éste es el nutriente limitante del crecimiento del fitoplancton, por lo que su disponibilidad en el agua del lago condicionará el estado trófico del mismo. Observando la dinámica de la concentración media anual de fósforo en el lago, a partir del año hidrológico 1979/80 hasta la actualidad, se detecta una tendencia a la disminución de las concentraciones lo cual refleja la mejora observada en la calidad de los aportes y en el estado trófico del lago, sobre todo a partir de 1995/96. Los mínimos se observan en los años hidrológicos 2002/03 y 2003/04, situándose próximos a 0,1 mg P/l, aunque los valores medios anuales recientes son superiores. Aunque no han superado los 0,40 mg/l suponen un promedio próximo a los 0,23 mg/l.

En los últimos años se ha apreciado un cierto repunte, aunque los valores del año hidrológico 2007/08 son poco representativos, por estar condicionados por los elevados valores de los muestreos del último trimestre, con una pluviometría intensa cuyo efecto puntual no es sencillo de discriminar. En cualquier caso, dada la elevada concentración de fósforo en el lago, resulta aconsejable realizar los máximos esfuerzos en reducir los aportes de este elemento en los distintos vertidos y en particular en el procedente de la

EDAR de Pinedo, tanto mediante la posible mejora de su tratamiento terciario, como con la prevista incorporación adicional de filtros verdes.

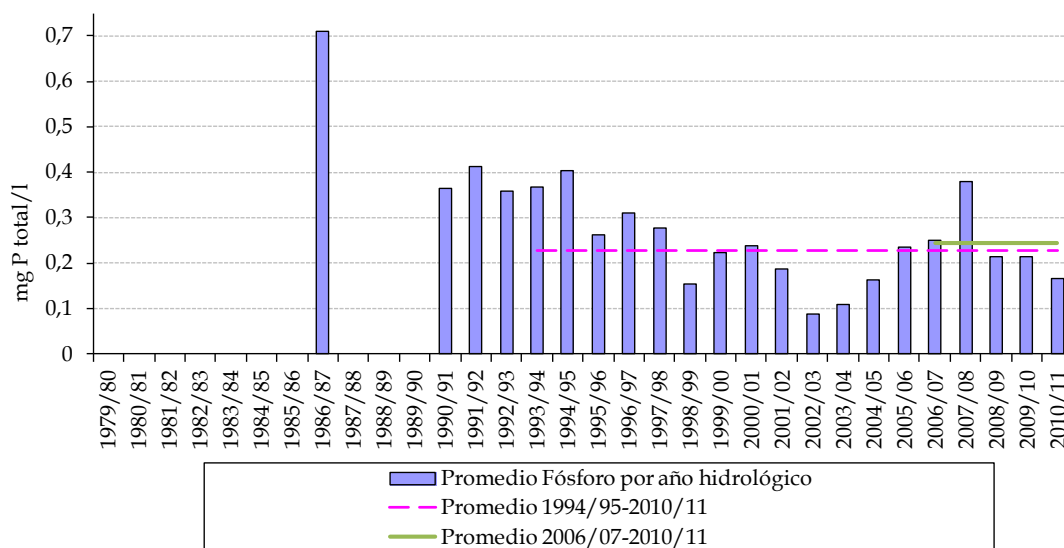


Figura 41. Evolución tendencial de la media anual de fósforo en el periodo 1979/80 – 2010/11*. Fuente: CMAAUV.

*El año hidrológico 2010/2011 no es completo, faltando el último trimestre del año.

En la figura siguiente se representa la media y desviación estándar de la concentración de fósforo para cada mes calculada con los valores obtenidos desde 1994/1995 hasta la actualidad (2010/2011, aunque este último año hidrológico está incompleto, faltando los datos del último trimestre del año). Se aprecia que las mayores concentraciones de fósforo total en el lago de L'Albufera se registran en los meses de agosto, septiembre y octubre, hecho quizás relacionado con la ocurrencia de precipitaciones intensas y de descargas de los sistemas de depuración y colectores, con valores medios superiores a 0,8 mg P/l, mientras que los mínimos se registran en invierno, estando por debajo del límite de cuantificación de la técnica analítica; estos mínimos favorecen a su vez favorece un periodo con baja concentración media de clorofila-a.

Indicador fisicoquímico en el lago: Fósforo Total. Año medio, máximos y mínimos en el periodo 1994/95-2010/2011

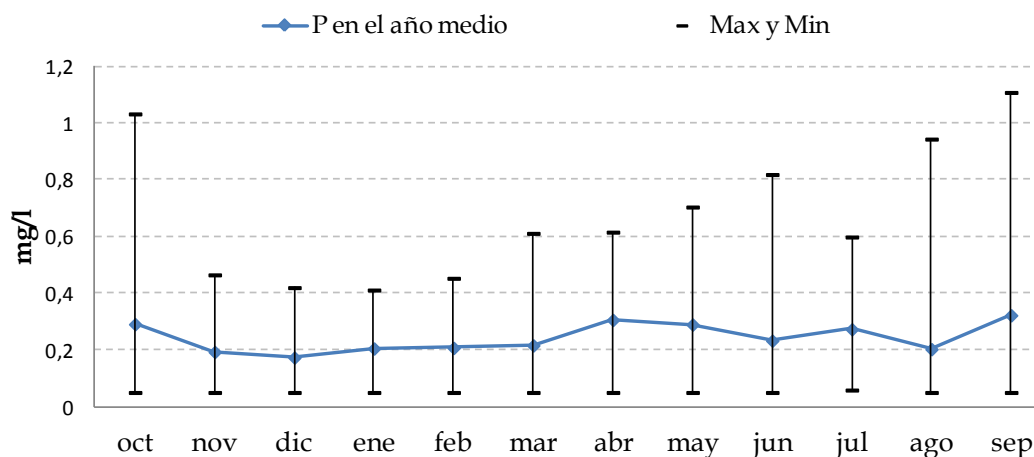


Figura 42. Valores máximo, promedio y mínimo de las medias mensuales de la concentración de fósforo desde el año hidrológico 1994/95. Fuente: CMAAUV.

Comparando esta dinámica del año medio para el periodo histórico, con el periodo reciente, no hay diferencias perceptibles entre ambas dinámicas. Los máximos siguen manteniéndose al final del verano, y los mínimos en invierno. Los valores medios, máximos y mínimos también son similares para ambos periodos.

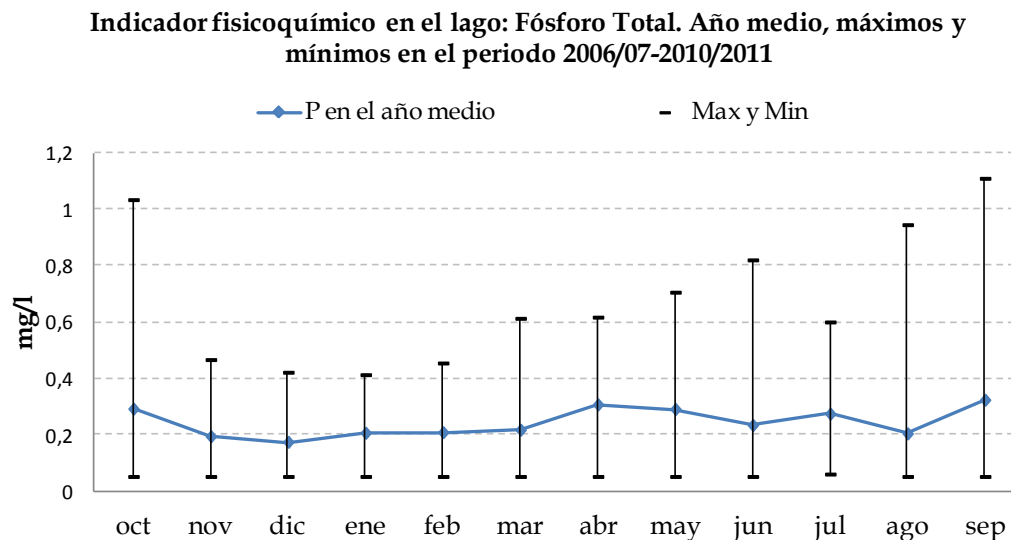


Figura 43. Valores máximo, promedio y mínimo de las medias mensuales de la concentración de fósforo desde el año hidrológico 2006/07. Fuente: CMAAUV.

3.4.2. Evolución de la concentración de clorofila-a

En lo que respecta a los indicadores biológicos se ha seleccionado la métrica “clorofila-a” como elemento representativo, dada la situación de eutrofia en la que se encuentra el lago, según las conclusiones del *EDSAV* (MMA, 2004), entre otros estudios.

Las actuaciones en materia de depuración e infraestructuras de saneamiento acometidas a lo largo de estos años han supuesto una reducción en la carga de nutrientes y materia orgánica y, en consecuencia, una reducción en los productores primarios. En las siguientes figuras se puede observar el descenso de las concentraciones de fósforo y materia orgánica (DQO) en las acequias que vierten al lago, como un ejemplo ilustrativo de este hecho.

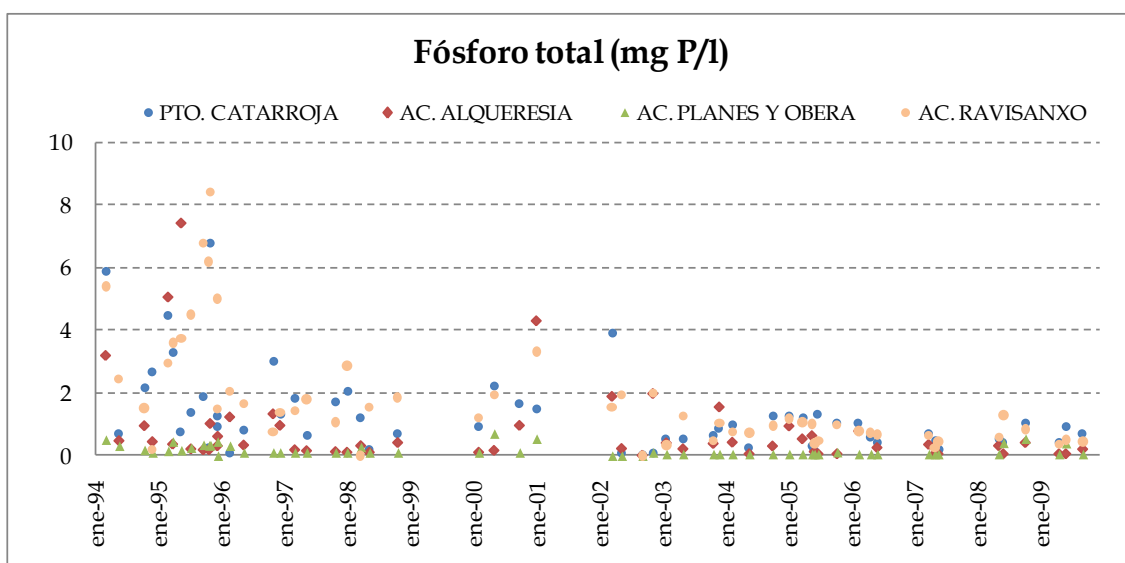


Figura 44. Evolución de las concentraciones de fósforo (mg P/l) en las acequias. Fuente: CMAAUV.

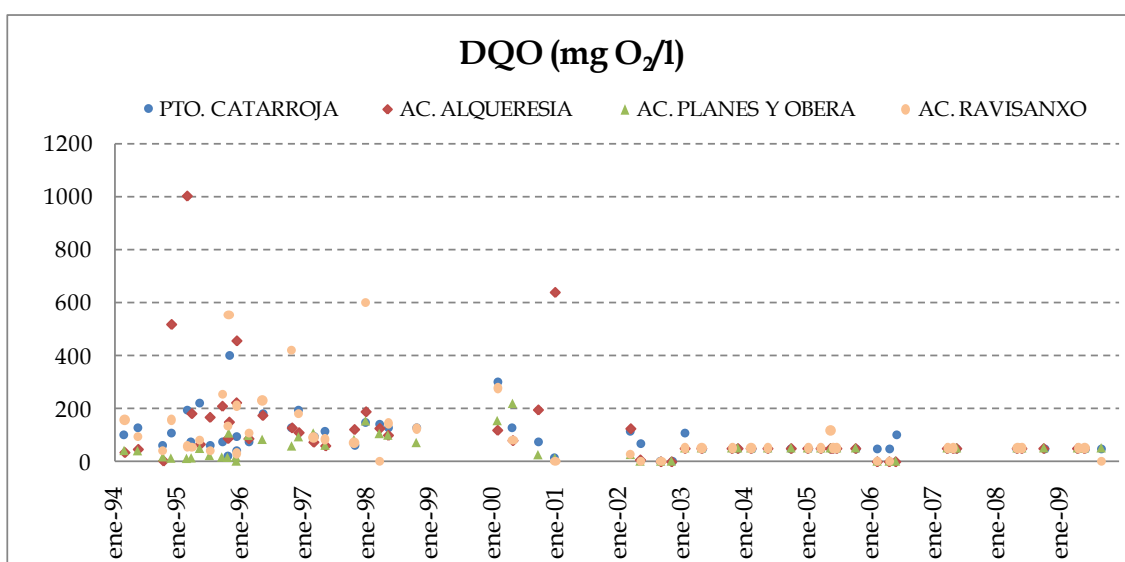


Figura 45. Evolución de los valores de DQO (mg O₂/l) en las acequias. Fuente: CMAAUV.

Durante la década de los 90 se registraron valores puntuales muy por encima de los habituales en la actualidad. Las concentraciones de fósforo total registradas en algunas acequias siguen siendo elevadas pero los picos han desaparecido en los últimos años.

Esta mejora de la calidad de los aportes hídricos ha permitido una cierta tendencia a la baja en las concentraciones de clorofila-a, a pesar de que sigan obteniéndose valores medios anuales altos correspondientes a un estado eutrófico, en torno a 150 µg/l para el periodo comprendido entre los años hidrológicos 1994/95 y 2010/11. Aún así, estas medias han descendido sensiblemente en los últimos años por debajo de este valor, aunque sigue manteniéndose por encima de 125 µg/l, distando mucho de un estado de bajo nivel trófico.

A nivel interanual, los beneficios sobre la calidad del agua en el lago se notan durante los períodos de fase clara (transparencia en el agua del lago), que suelen ocurrir en los meses de febrero o marzo, aunque no todos los años. En estas fases claras se observa la presencia de zooplancton, que consume el fitoplancton y permite la mejora de la transparencia del agua. Las fases claras denotan las posibilidades de mejoría que tiene el ecosistema.

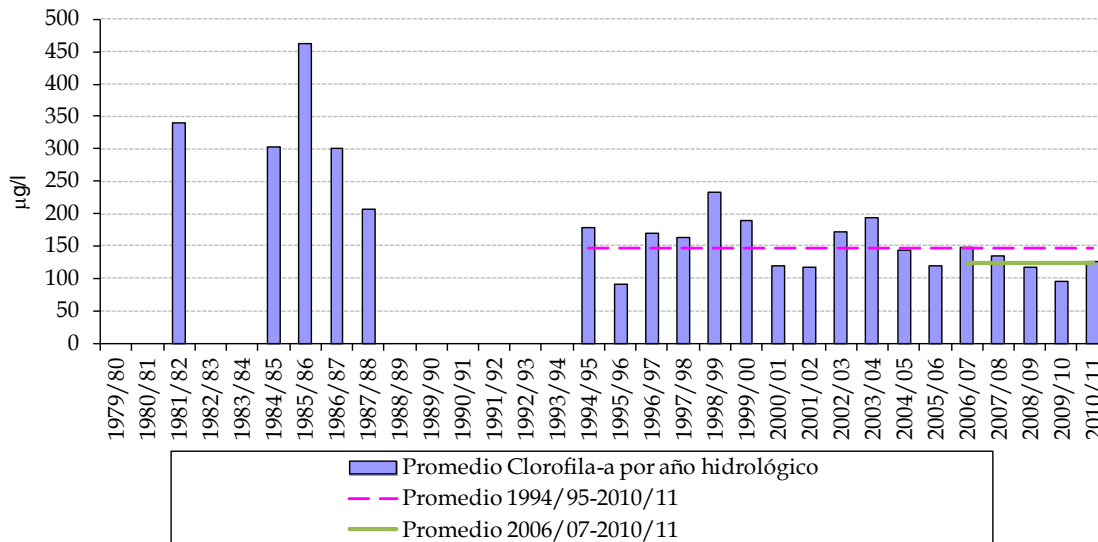


Figura 46. Evolución tendencial de la media anual de clorofila-a en el periodo 1979/80 – 2010/11*. Fuente: CMAAUV.

*El año hidrológico 2010/2011 no es completo, faltando el último trimestre del año.

La concentración de clorofila-a está influenciada por factores que varían a lo largo del año, como el régimen de lluvia-escorrentía, la disponibilidad de nutrientes (fósforo y nitrógeno), la luminosidad, la temperatura, o la hidrodinámica del sistema (apertura y cierre de compuertas). Como puede observarse en la figura siguiente, la dinámica en año medio muestra una pauta clara a lo largo del año apreciándose dos picos anuales de clorofila en otoño (octubre) y en primavera (abril y mayo). Los valores extremos que se dan en el mes de octubre, puede ser debido al comienzo de la época de las inundaciones y cierre de compuertas en las golgas de salida y, por tanto, con bajas tasas de renovación, mientras las puntas primaverales parecen corresponder a un patrón típico de crecimiento algal. De este modo, los valores medios mensuales en año medio han oscilado entre los 92 µg/l registrados en febrero y los 232 µg/l de mayo y octubre, con un promedio próximo a los 150 µg/l, como se ha comentado con anterioridad (datos para el periodo 1994/95-2010/11). Puntualmente se han obtenido valores superiores a los 400 µg/l.

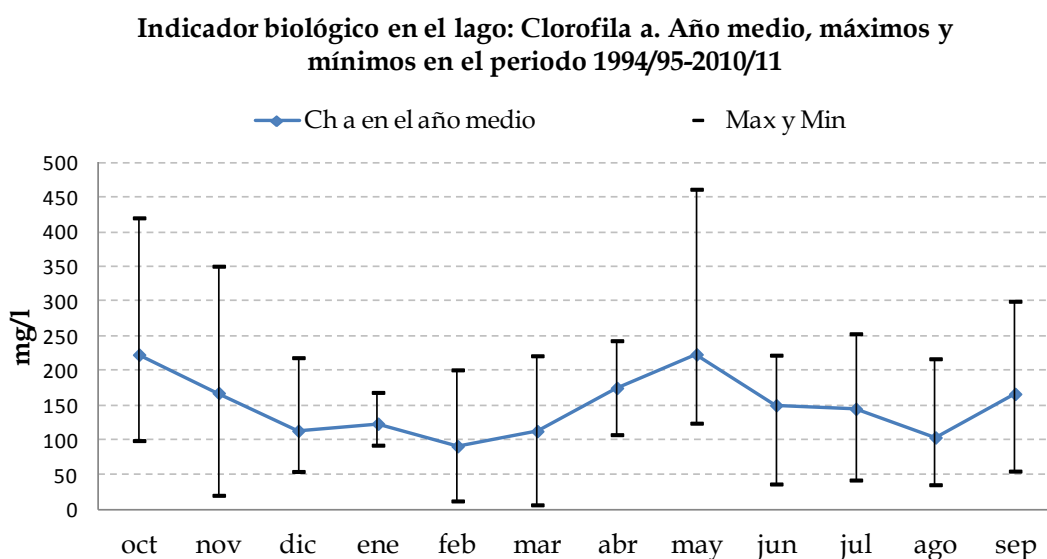


Figura 47. Valores máximo, promedio y mínimo de las concentraciones de clorofila-a desde el año hidrológico 1994/95 hasta el año 2008/09. Fuente: CMAAUV.

Analizando en detalle el comportamiento en año medio para el periodo reciente (2006/07-2010/11), se observa un mantenimiento en las tendencias mes a mes, aunque en los años recientes los máximos parecen mantenerse más moderados que los del periodo histórico, para todos los meses, a excepción del mes de septiembre, en el que se mantienen en valores relativamente similares. También se observa un rango de variación menor con respecto a las medias, aunque hay que tener en cuenta que la serie de datos contempla un periodo reciente de cinco años consecutivos, por lo que esta variabilidad inferior es lo esperable. Por último, a pesar de que los máximos son más bajos, los mínimos son ligeramente más altos.

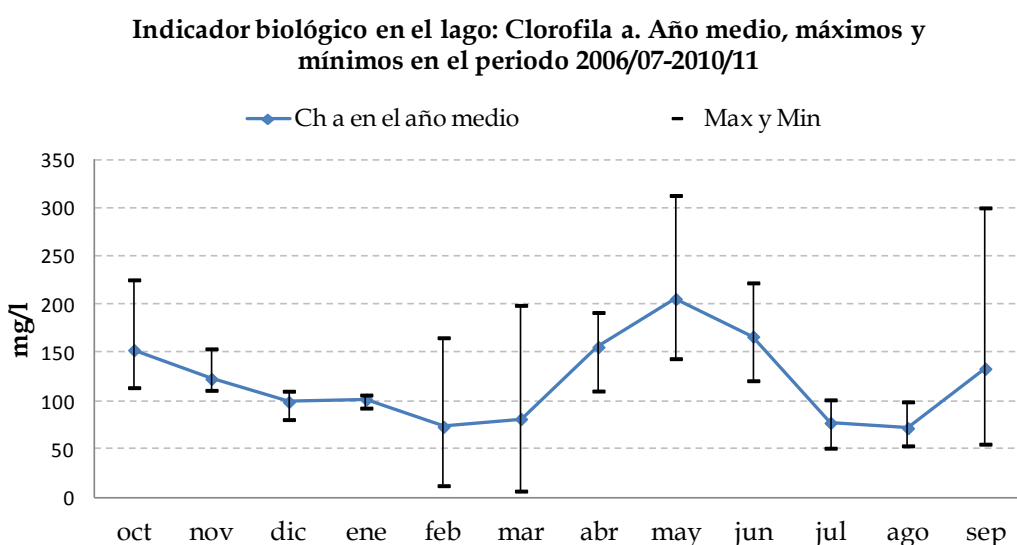


Figura 48. Valores máximo, promedio y mínimo de las concentraciones de clorofila-a desde el año hidrológico 2006/07 hasta el año 2010/11*. Fuente: CMAAUV.

*El año hidrológico 2010/2011 no es completo, faltando el último trimestre del año.

3.4.3. Resumen de la caracterización de la situación actual

Como resultado del análisis actual, considerando los periodos 1994/95–2010/11 y 2006/07–2010/11, la Tabla 28 sintetiza la caracterización del estado actual del lago e incluye comentarios sobre diferentes líneas de actuación que se desarrollan en los apartados posteriores.

Tabla 28. Caracterización del estado actual del lago, en lo que se refiere a las métricas fósforo total y clorofila-a.

CARACTERIZACIÓN DE LA SITUACIÓN ACTUAL				
INDICADOR		RANGO CARACTERÍSTICO PERIODO 1994/95 – 2010/11	RANGO CARACTERÍSTICO PERIODO 2006/07 – 2010/11	COMENTARIOS Y LÍNEAS DE ACTUACIÓN
DEFINICION	UD			
Nutrientes. Media anual de la concentración de fósforo total en el lago	mg P/l	[0,17-0,32] Promedio: 0,23	[0,17-0,38] Promedio: 0,25	Se han obtenido medias mensuales de clorofila-a superiores a 400, produciéndose los máximos en mayo y en octubre, pero también mínimos históricos próximos a 10 µg/l, en periodo de fase clara. A la vista de esta gran variabilidad en la serie histórica, la concentración promedio para el periodo ronda los 150 µg/l, propia de sistemas hipertróficos; aunque las medias anuales siguen elevadas presentan una tendencia a la baja, descendiendo a 125 µg/l para el periodo reciente. Los niveles de fósforo tienen un comportamiento similar, con máximos a finales del verano, que han llegado a superar 1 mg/l, y concentraciones bajas en invierno, con mínimos por debajo de 0,1 mg/l aunque los valores medios son de 0,23 mgP/l para el periodo completo, y algo superiores para el periodo reciente. También se han observado alteraciones puntuales, por ejemplo, tras fuertes lluvias.
Fitoplancton. Media anual de la concentración de clorofila a en el lago	µg/l	[90-230] Promedio: 150	[95-150] Promedio: 125	Múltiples actuaciones tienen por objetivo reducir las cargas de nutrientes y, en consecuencia, disminuir los niveles de nutrientes y fitoplancton en el lago. Este es el caso de las cuantiosas inversiones en las mejoras de los sistemas de saneamiento, en las estaciones depuradoras, y en la implantación de filtros verdes para mejorar las condiciones en que los efluentes llegan al humedal.

3.5. DEFINICIÓN DE LOS INDICADORES DE CALIDAD BIOLÓGICA: CONCENTRACIÓN MEDIA ANUAL DE CLOROFILA-A

A la vista del análisis de las distintas metodologías de valoración del estado/potencial ecológico expuesto, y ante la falta de una clasificación del potencial ecológico para L'Albufera de Valencia, los rangos de cambio de clase más aproximados a la realidad de la masa de agua que nos ocupa, son aquellos establecidos por el proyecto de investigación y considerados como válidos por el comité de expertos en el marco del EDSAV (MMA, 2004).

Sin embargo, dadas las características de L'Albufera (clima, morfología, ubicación, tipos de entradas, usos del agua) hacen que, adoptar como valor de cambio de Bueno a Moderado el propuesto en dicho programa (20 µg/l) constituya un objetivo muy ambicioso, pudiendo ser razonable el considerar un valor de 30 µg/l. Esta reflexión se basa en que los objetivos definidos con la consideración de todos los factores que envuelven la masa de agua. Por ejemplo, en los Estados Unidos el estado de Texas utiliza para sus lagos y embalses un umbral de 50 µg/l como nivel de alerta (que cabría asimilar al valor de cambio de moderado a deficiente), mientras otros estados del Sur establecen unos niveles comprendidos entre 20 y 40 µg/l.

Así pues el indicador quedaría definido de la siguiente manera:

Tabla 29. Propuesta de rango objetivo para el elemento de calidad biológico fitoplancton, para un potencial ecológico "Bueno" del lago de L'Albufera de Valencia.

LAGO DE L'ALBUFERA. INDICADORES Y VALORES LÍMITE				
ELEMENTOS DE CALIDAD. INDICADORES			RANGO PARA EL ESTABLECIMIENTO DEL VALOR LÍMITE MODERADO/BUENO	REFERENCIA
TIPO	DEFINICION	UD		
BIOL	Fitoplancton	µg/l	20-30	Clorofila a. Media anual de la concentración de clorofila anual en el lago

Volviendo a la serie histórica de concentración de clorofila-a en el lago, se observa que hay un incumplimiento a lo largo de la misma, dado que los valores se sitúan en un orden de magnitud superior. Esto hace pensar que es probable la necesidad de establecer un objetivo menos riguroso para el lago, una vez aplicadas todas las medidas de reducción de contaminación a adoptar o en proceso de adaptación (en su mayor parte en el marco de la Ley 11/2005, de 22 de Junio, por la que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional). Una aproximación a los porcentajes de reducción que estas actuaciones pueden tener sobre el lago, analizados como modificaciones de las cargas entrantes, sin una modificación del balance hídrico, es decir, sin aumentos de caudales con respecto a lo observado en la serie histórica, se facilita en el documento *Modelo Sobek-WQ 1D-2D de calidad de aguas en L'Albufera de Valencia. Escenarios de simulación* (CHJ, 2012).

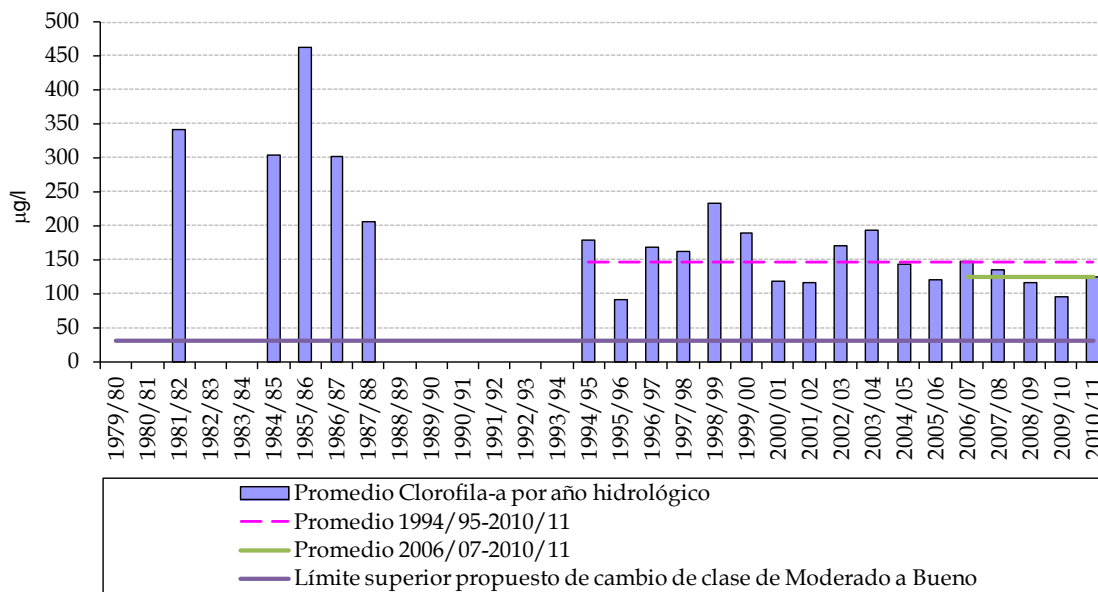


Figura 49. Evolución tendencial de la media anual de clorofila-a en el periodo 1979/80 – 2010/11*, e indicación del límite superior propuesto de cambio de clase de potencial ecológico Moderado a Bueno o Máximo, para el citado indicador. Fuente: CMAAUV.

*El año hidrológico 2010/2011 no es completo, faltando el último trimestre del año.

En lo relativo a otras métricas propias del indicador biológico fitoplancton, como son el biovolumen y el porcentaje de cianobacterias, se plantea como objetivo el seguimiento de la evolución del fitoplancton y más concretamente de las poblaciones de cianobacterias y de las toxinas que éstas pueden segregar como la microcistina, la más habitual. Este seguimiento viene realizándolo la OPH desde 2006.

En el momento en que se definan los valores umbral de estas métricas, se podrá proceder a la valoración histórica de las mismas, y por tanto se estará en posición de poder establecer el grado de cumplimiento de los mismos.

3.6. DEFINICIÓN DE LOS INDICADORES DE CALIDAD FÍSICO-QUÍMICA: CONCENTRACIÓN MEDIA ANUAL DE FÓSFORO TOTAL

La OCDE (1982) establece, en su sistema de clasificación del estado trófico de lagos, una relación entre 25 µg/l de clorofila y 0,1 mg/l de fósforo total en el agua, específicamente para el límite de cambio de clase de “eutrófico” a “hipertrófico”, aunque como se ha visto con anterioridad en este documento, este umbral se asimila para asignar un potencial ecológico entre “bueno” y “moderado”, con los motivos que a continuación se resumen.

Por una parte, el límite 0,1 mg/l es el que indica el proyecto europeo Ecoframe como propio de un estado ecológico “moderado” a “deficiente” en lagos poco profundos. Sin embargo, aplicando el principio de precaución comentado en el caso de la clorofila-a, se puede realizar la misma asunción para el caso del fósforo total, ya que ambos están fuertemente interrelacionadas. Es decir, adoptar este límite propuesto para el cambio de

potencial “bueno” a “moderado” sería un objetivo muy ambicioso, estimándose razonable permitir cierta holgura en el mismo, facilitando un rango de concentraciones de fósforo.

En relación con lo anterior, la Directiva 2006/44/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 6 de septiembre de 2006 relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces, establece en su Anexo 1, el valor límite para aguas Tipo C en 0,4 mg de fósforo total, que expresado como PO₄=, equivale a 0,13 mg Pt/l, valor muy próximo a los 0,1 mg/l anteriormente expuestos.

Si bien *a priori* no son valores objetivo alejados de los valores actuales, existe mucha incertidumbre respecto a la evolución de los contaminantes fijados en los sedimentos. En consecuencia, mantenerse en valores similares a los actuales se percibe como un objetivo ambicioso, y se establece no un umbral, sino un rango de valores en los que se estima que el lago de L'Albufera podría presentar un potencial ecológico “bueno” en materia de concentración de fósforo total:

Tabla 30. Propuesta de rango objetivo para el elemento de calidad físico químico nutrientes, para un potencial ecológico “Bueno” del lago de L'Albufera de Valencia.

LAGO DE L'ALBUFERA. INDICADORES Y VALORES LÍMITE				
ELEMENTOS DE CALIDAD. INDICADORES			RANGO PARA EL ESTABLECIMIENTO DEL VALOR LIMITE MODERADO/BUENO	REFERENCIA
TIPO	DEFINICION	UD		
FQ	Condiciones generales: Nutrientes: Fósforo total	mg P/l	0,1 – 0,13	Fósforo total. Media anual de la concentración de fósforo total en el lago

Volviendo al análisis de la serie histórica, se observa que las concentraciones medias anuales de fósforo en el lago están por encima del límite superior propuesto para un potencial ecológico “bueno”:

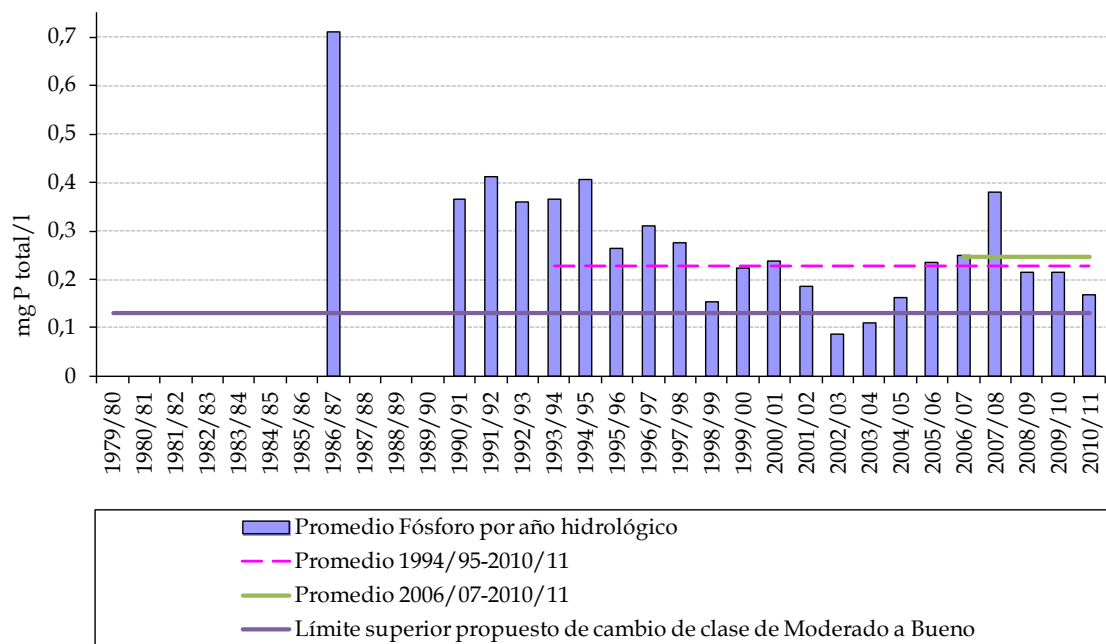


Figura 50. Evolución tendencial de la media anual de fósforo total en el periodo 1979/80 – 2010/11*, e indicación del límite superior propuesto de cambio de clase de potencial ecológico Moderado a Bueno o Máximo, para el citado indicador. Fuente: CMAAUV.

*El año hidrológico 2010/2011 no es completo, faltando el último trimestre del año.

Se desconoce si una vez aplicadas todas las medidas de reducción de contaminación a adoptar o en proceso de adaptación, gran parte de ellas en el marco de la Ley 11/2005, de 22 de Junio, por la que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional, se pueden cumplir este objetivo. Aún así, se realiza una aproximación a los porcentajes de reducción que estas actuaciones pueden tener sobre el lago, analizados como modificaciones de las cargas entrantes, sin una modificación del balance hídrico, en el documento *Modelo Sobek-WQ 1D-2D de calidad de aguas en L'Albufera de Valencia. Escenarios de simulación* (CHJ, 2012).

3.7. INDICADORES PROPUESTOS Y VALORES UMBRAL DEFINIDOS

A modo de resumen, la tabla siguiente sintetiza los indicadores propuestos y los valores para el establecimiento del límite Moderado/Bueno aplicables al lago del Parque Natural de L'Albufera de Valencia, en materia de indicadores físico-químico fósforo total y biológico clorofila-a:

Tabla 31. Resumen de los indicadores propuestos, valores límite y referencias.

LAGO DE L'ALBUFERA. INDICADORES Y VALORES LÍMITE				
ELEMENTOS DE CALIDAD. INDICADORES			RANGO PARA EL ESTABLECIMIENTO DEL VALOR LIMITE MODERADO/BUENO	REFERENCIAS
TIPO	DEFINICION	UD		
FQ	Condiciones generales. Nutrientes. Media anual de la concentración de fósforo total en el lago	mg P/l	0,1 (1) -0,13 (2)	<p>(1) Valor límite de la OCDE (1982) asociado a una concentración de clorofila a media de 25 µg/l.</p> <p>Valor umbral de cambio de clase de estado ecológico de "Moderado" a "deficiente" en lagos poco profundos, según el proyecto europeo de investigación Ecoframe. (Moss et al., 2003), que se interpreta con mayor laxitud, con la finalidad de adaptarlo a las condiciones específicas de L'Albufera, como umbral de cambio de clase de potencial ecológico "moderado" a "bueno".</p> <p>Correspondiente a una concentración de clorofila-a de 30 µg/l.</p> <p>(2) Valor límite para la vida ciprinícola establecido en la Directiva 2006/44/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 6 de septiembre de 2006 relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces, en su Anexo 1.</p>
B	Fitoplancton. Media anual de la concentración de clorofila a en el lago	µg/l	20-30	<p>Rango de concentraciones correspondientes a un estado ecológico "moderado" según el proyecto europeo de investigación Ecoframe. (Moss et al., 2003).</p> <p>Seleccionado por el Panel expertos del Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera de Valencia (MMA, 2004).</p>

3.8. PROCESO DE IMPLANTACIÓN

En los últimos años las entradas de nutrientes y materia orgánica al lago desde la red de acequias que lo alimentan se han visto reducidas de forma apreciable. Con todo ello, la concentración media de clorofila en el lago presenta una tendencia a la baja, como consecuencia de las actuaciones recientes de mejora de las infraestructuras de depuración, aunque su valor medio para el periodo 2006/07-2009/10 ronda los 125 µg/l, lo que sitúa a L'Albufera todavía en un estado de clara eutrofia.

Vista la situación actual, y tal y como se indicara en el Informe Júcar Vinalopó (CHJ, 2009), *resulta prioritario mejorar la calidad de los aportes y en ese sentido, se está actuando fundamentalmente en la reducción de los vertidos mediante la reutilización, mejora de estaciones de depuración y de sistemas de saneamiento, incorporando tanques de tormenta, y con actuaciones adicionales de reducción de nutrientes mediante filtros verdes. Entre estas actuaciones, se pueden destacar la Reordenación de la infraestructura hidráulica de la huerta y red de saneamiento del área metropolitana de Valencia, para reducir las cargas contaminantes aliviadas hacia L'Albufera y la Terminación de la reutilización de aguas residuales de la planta de Pinedo cuyo objetivo es mejorar la calidad de los efluentes, reduciendo en la medida de lo posible los nutrientes aportados.*

En esta línea, el planteamiento general del nuevo Plan Hidrológico de cuenca pasa, no sólo por mantener el actual estado, sino por alcanzar mejoras significativas. Debe considerarse que L'Albufera sigue siendo un lago eutrófico, y sus actuales condiciones distan considerablemente de las que permitirían revertir el actual estado de dominancia del fitoplancton. Los lagos someros son sistemas complejos con múltiples factores interrelacionados y subsisten incertidumbres, por ejemplo, en lo relativo a la fertilización interna por los nutrientes que se liberen de los fangos del fondo.

A partir de los trabajos desarrollados en el presente documento, y de documentos asociados al presente contrato que se enumeran más adelante, el nuevo PHJ fijará los objetivos ambientales en cuanto a clorofila y fósforo, así como los requerimientos hídricos que contribuyan a alcanzar estos objetivos. En este proceso, las incertidumbres existentes en la actualidad, el elevado grado de eutrofia existente y la lenta evolución de los sistemas naturales obligará a estudiar la posibilidad del establecimiento de prórrogas o de objetivos menos rigurosos para alcanzar los objetivos fijados, que en caso de establecerse, deberán ser objeto de revisión en siguientes ciclos de planificación. Los condicionantes específicos de L'Albufera sugieren un proceso de gestión adaptativa, una de cuyas claves será la evaluación del progreso de los indicadores ambientales a medida que se desarrolla el programa de actuaciones previstas.

La valoración del grado de cumplimiento futuro de estos objetivos ambientales se desarrolla, en materia de indicadores físico-químico fósforo total, y biológico concentración de clorofila-a, en el documento *Modelo Sobek-WQ 1D-2D de calidad de aguas en L'Albufera de Valencia. Escenarios de simulación* (CHJ, 2012).

Por otra parte, se ha avanzado en el establecimiento los requerimientos hidrológicos necesarios para contribuir al cumplimiento de los objetivos ambientales, así como

requerimientos físico-químicos asociados a la sostenibilidad del arrozal como es el caso de la conductividad del lago en época de cultivo. Estos trabajos de definición se desarrollan ampliamente en el documento *Modelo de seguimiento de L'Albufera con AquatoolDMA. Construcción, calibración, resultado del balance hídrico y análisis de los requerimientos del régimen hidrológico* (CHJ, 2012); la evaluación del grado de proximidad a los requerimientos definidos en una serie de escenarios de gestión futuros, puede consultarse en el documento *Modelo de seguimiento de L'Albufera con AquatoolDMA. Escenarios de simulación* (CHJ, 2012).