

**UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ**

**FACULTAD DE CIENCIAS EXPERIMENTALES**

**MODELIZACIÓN DE LA CALIDAD DE AGUAS EN CURSOS DE AGUA  
EUTROFIZADOS**



**Autor**

Irene Amorós Zaragoza

**Tutores**

Ignacio Meléndez Pastor

José Navarro Pedreño

**GRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES**

**CURSO ACADÉMICO 2014-2015**

**DEPARTAMENTO DE AGROQUÍMICA Y MEDIO AMBIENTE**

**Elche, 4 de Septiembre de 2015**

**Título:** Modelización de la calidad de aguas en cursos de agua eutrofizados.

**Resumen:** La eutrofización del agua constituye uno de los principales problemas para los ecosistemas acuáticos, ya que puede tener consecuencias ecológicas negativas y puede causar el deterioro de la calidad de aguas, debido a las actividades humanas. Por ello se aborda este trabajo, en el cual se ha realizado una modelización de contaminantes y parámetros de calidad de agua en el espacio y tiempo del río Vinalopó a su paso por el Pantano de Elche. De especial relevancia resultan los datos obtenidos para los caudales máxicos de sólidos en suspensión y nitratos en el espacio, cuya disminución total a su paso por el Pantano es de 2,48 t/d y 1,32 t/d, respectivamente. De acuerdo con los datos de los análisis efectuados, tanto estadísticos como de modelización, se ha demostrado que el Pantano de Elche tiene un papel importante en la mejora de la calidad del agua, disminuyendo la concentración de nutrientes causantes de la eutrofización y otros parámetros de calidad de aguas evaluados.

**Palabras clave:** Eutrofización, calidad aguas, Pantano de Elche, fitoplancton, sedimentos.

**Title:** Modeling of water quality in eutrophic water courses.

**Abstract:** Water Eutrophication is one of the main problems for aquatic ecosystems, because it can have negative ecological consequences and can cause deterioration of water quality due to human activities. Therefore this paper addresses, in which it has conducted a modeling of pollutants and water quality parameters in space and time of Vinalopó River as it passes through the reservoir of Elche. Of particular relevance are the data obtained for the mass flow of suspended solids and nitrates in space, whose total decrease as it passes through the reservoir is 2.48 t/d and 1.32 t/d, respectively. According to the data of the tests, both statistical and modeling, it has shown that the reservoir of Elche has an important role in improving water quality, decreasing the concentration of causing nutrients eutrophication and other parameters water quality evaluated.

**Keywords:** Eutrophication, water quality, Elche's Reservoir, phytoplankton, sediment.

## ÍNDICE

<b>1</b>	<b>INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>MATERIALES Y MÉTODOS.....</b>	<b>3</b>
2.1	ÁREA DE ESTUDIO .....	3
2.2	MUESTREOS DE CAMPO Y ANÁLISIS EN LABORATORIO .....	5
2.3	ANÁLISIS ESTADÍSTICOS.....	9
2.4	MODELIZACIÓN DE LA CALIDAD DE AGUAS.....	9
<b>3</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....</b>	<b>10</b>
3.1	RESULTADOS ESTADÍSTICOS.....	12
3.2	MODELIZACIÓN DE LA DINÁMICA DE SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN .....	18
3.3	MODELIZACIÓN DE LA DINÁMICA DE NITRATOS .....	20
<b>4</b>	<b>CONCLUSIONES.....</b>	<b>24</b>
<b>5</b>	<b>BIBLIOGRAFÍA.....</b>	<b>25</b>
<b>6</b>	<b>ANEXO .....</b>	<b>28</b>



## 1 Introducción

El agua, un preciado recurso natural, es esencial para múltiples propósitos. El agua dulce se utiliza en bebida, con fines domésticos, refrigeración industrial, generación de energía, riego agrícola y eliminación de residuos. Hoy en día, en casi todas las esferas de la actividad humana, una cantidad mucho mayor de agua se extrae de lo que realmente se requiere. Debido a usos imprudentes y excesivos, un importante volumen de agua se drena en un estado impuro como residuos. Sin embargo, un sobreconsumo imprudente, mal uso, contaminación, eutrofización, y el agotamiento de la capa freática subterránea son las causas reales de la degeneración de agua dulce (Khan and Ansari, 2005).

Los ríos, lagos, estuarios y masas de agua en general que acumulan grandes cantidades de nutrientes son denominados “eutróficos” (de las palabras griegas *eu* que significa “bien” y *trophe*, “alimento”). La eutrofización puede ser definida como la suma de los efectos del excesivo crecimiento de fitoplancton que conducen a un desequilibrio en la productividad primaria y secundaria, y a un ritmo más rápido de la sucesión a una etapa superior en serie, como la causada por el enriquecimiento de nutrientes a través de las escorrentías que aportan fertilizantes usados en ecosistemas agrícolas y/o a la descarga de residuos humanos de asentamientos (Khan and Ansari, 2005). La eutrofización del agua puede ser acelerada por actividades humanas que incrementan la tasa de entrada de nutrientes en la masa de agua, debido a la rápida urbanización, industrialización e intensificación de la producción agrícola (Yang *et al.*, 2008). Debido a la influencia de las actividades humanas, un exceso de nitrógeno, fósforo y otros nutrientes son introducidos en las masas de agua como lagos, embalses, desembocaduras y bahías, que pueden tener consecuencias ecológicas negativas en las estructuras, procesos y funciones de los ecosistemas acuáticos, resultado del rápido crecimiento de algas y otras especies de plancton, y el deterioro de la calidad del agua (Western, 2001).

La eutrofización del agua es uno de los problemas medioambientales con mayor desafío en el mundo. El aumento de la gravedad de la eutrofización del agua ha llamado la atención de los gobiernos y la ciudadanía en los últimos años. Los mecanismos de la eutrofización del agua no están completamente entendidos, pero un exceso en la carga de nutrientes en un sistema de aguas superficiales se considera uno de los mayores factores (Tong *et al.*, 2003; Fang *et al.*, 2004). El nivel de nutrientes de muchos lagos y ríos ha aumentado drásticamente en los últimos 50 años como respuesta al aumento de las descargas de desechos domésticos y de la contaminación difusa de las prácticas agrícolas y el desarrollo urbano (Mainstone and Parr, 2002).

El principal peligro de la eutrofización del agua es que puede romper el equilibrio intrínseco del ecosistema acuático, destruyéndolo y degenerando gradualmente sus funciones. Como resultado, puede afectar a la calidad físico-química del agua, siendo muy evidente el incremento de su turbidez. Así, puede penetrar poca luz solar en la masa de agua y la fotosíntesis de las plantas en el agua se

debilitará o incluso se detendrá. La eutrofización del agua también puede causar la saturación (i.e., crecimiento masivo de organismos fotosintéticos) o la falta de oxígeno (i.e., descomposición de materia orgánica) disuelto en el agua, que podría ser peligroso para los animales acuáticos y causarles la muerte. Los sistemas tróficos tienden a acumular grandes cantidades de carbono orgánico causando un cambio en la composición bioquímica de la materia orgánica (Dell'Anno *et al.*, 2002). Adicionalmente, ciertas especies de algas pueden liberar toxinas, además de que la descomposición de la materia orgánica del agua puede liberar compuestos gaseosos tóxicos (i.e., CH<sub>4</sub>), resultando en la presencia de compuestos venenosos para los seres vivos (Yang *et al.*, 2008). La nocividad de la eutrofización también incluye el suministro de agua potable, causando escasez de fuentes de agua potable debido a la degradación de la calidad del agua (Yang *et al.*, 2008).

La finalidad de la modelización de la calidad de aguas es predecir las concentraciones de contaminantes o los parámetros de calidad en el espacio y tiempo. Un modelo de calidad de aguas engloba cualquier cosa, desde una simple relación empírica a un conjunto de ecuaciones de balances de materia, a un complejo software específico (Cox, 2003). El modelo actúa como una representación de la realidad y permite a sus problemas ser abordados sin interferencia directa en ellos. La verificación de una solución en su ubicación natural requiere investigaciones complejas y costosas, incluso a veces destructivas. De modo inverso, si el modelo representa correctamente la realidad y sus fenómenos asociados, permite que una solución sea examinada en un corto periodo de tiempo y a un menor coste (Benedini y Tsakiris, 2013). Es por ello que los modelos de calidad de aguas resultan de gran interés para la conservación y gestión de los recursos hídricos.

El objetivo del estudio es analizar la dinámica de parámetros indicadores de eutrofización en el embalse de Elche, realizando balances de materia para los parámetros más relevantes como una primera fase de modelización de la eutrofización en el área de estudio. Se analizaron diferentes parámetros de calidad de aguas a lo largo del curso del río Vinalopó en el entorno del Pantano de Elche, analizándose su variabilidad espacial y temporal.

En primer lugar, realizamos los muestreos de campo para posteriormente analizar parámetros de calidad de aguas a lo largo del curso del río Vinalopó en el Pantano de Elche. Se realizaron análisis estadísticos de los datos obtenidos para los distintos parámetros, tanto espacial como temporalmente. A continuación se construyeron los distintos mapas para mostrar la dinámica de los parámetros evaluados. Por último, se analizaron las causas que producen dicha dinámica de los parámetros de calidad de aguas, realizándose un balance de materia de sólidos en suspensión totales y de nitratos.

## 2 Materiales y métodos

### 2.1 Área de estudio

El embalse de Elche se encuentra en el sureste de España, en la provincia de Alicante, en el cauce del río Vinalopó, a unos cinco kilómetros al norte del casco urbano de la ciudad que le da nombre. El acuerdo para su construcción data del año 1589, encargándose el estudio técnico al maestro constructor Joan de Temple, que eligió la ubicación actual donde había sido previamente construida una rafa, posiblemente por los romanos. La construcción del embalse tenía la doble intención de controlar las frecuentes avenidas de agua por lluvias torrenciales y por embalsar el caudal del río Vinalopó, para poder mejorar las zonas de regadío. La idea de aprovechar agua de aluvión para su empleo posterior en riego había sido tomada en consideración varios siglos atrás, como un valioso complemento a las pocas aguas disponibles en el sistema de riego tradicional. Su construcción se inició en 1632, prolongándose las obras hasta 1640 (Polo *et al.*, 2014).



**Ilustración 1. Detalle de la presa del embalse de Elche.**

Esta obra de ingeniería hidráulica tiene una gran importancia, por estar considerada la primera presa verdadera de arco en Europa desde los tiempos de los romanos, que utilizaron muy a menudo esta técnica sobre todo en la construcción de puentes. Esto significa que gracias a la configuración geométrica del arco, la estructura de la obra es más fina, porque necesita menos material para soportar la presión que ejerce el agua embalsada (Ilustración 1).

Está reconocido desde 2003 como Bien de Interés Cultural (BIC) por la Dirección General de Patrimonio Cultural Valenciano de la Generalitat Valenciana, debido al conjunto de infraestructuras hidráulicas que se crearon a su alrededor para el aprovechamiento de todos sus recursos, incluida una pequeña central hidroeléctrica ya desmantelada hace tiempo.

El embalse se colmató rápidamente y hoy día es un extenso carrizal en la mayor parte de su cubeta, con saladares y vegetación halófila en sus proximidades y en diversos barrancos que desembocan en él. Las montañas circundantes tienen un elevado índice de erosión, generado en gran parte por la antigua actividad extractiva en la zona (canteras de arcilla y yeso). En la vertiente occidental hay aterrazamientos para cultivos de naranjas.

A nivel geológico, el Pantano de Elche se ubica en valle del río Vinalopó, en los sistemas montañosos que separan Aspe y Elche. La orografía de esta sección del Prebético de Alicante, presenta unas alineaciones NO-SO, coincidentes de modo general con los ejes de plegamiento de directrices béticas. En el entorno del área de estudio se distinguen tres unidades geológicas de características estructurales y estratigráficas diferentes: 1) unidad sinorogénica o Prebético de Alicante, que es el sustrato sobre el que se asientan las demás formaciones, habiéndose identificado la formación Complejo del Pantano de Elche, de materiales pretortonienses y gran importancia paleontológica; 2) Subbético alóctono, siendo un gran manto de corrimiento superpuesto al sustrato prebético, destacando la presencia de materiales sedimentarios evaporíticos del Keuper; y 3) unidad postorogénica o sedimentos post-manto, correspondiente a materiales del Mioceno, Plioceno y Cuaternario, depositados en un ambiente predominantemente marino (Fierro Bandera, 2010)

La escasa cobertura vegetal desde la era moderna ha favorecido el incremento de procesos erosivos, destacando la existencia de numerosas cárcavas originadas por erosión lineal y disección en arcillas y margas, fruto de lluvias torrenciales favorecidas por la pendiente.

Entre la comunidad vegetal del Pantano destacan por su valor diversas formaciones endémicas, entre las cuales se citan los tomillares. Especies destacables pertenecientes a estas formaciones son el cantueso (*Thymus moroderi*) y el rabo de gato (*Sideritis leucantha*). En zonas con suelos mejor conservados y con mayor contenido en materia orgánica encontramos formaciones de arbustos perennifolios como el lentisco (*Pistacia lentiscus*), el palmito (*Chamaerops humilis*), el espino negro (*Rhamnus lycioides*) y la efedra (*Ephedra fragilis*), entre otros. El espartal es la formación dominante en suelos más erosionados, mientras que los numerosos barrancos y en los alrededores de la cubeta del Pantano destacan formaciones higrófilas y halófilas, con pequeños bosquetes de tarajes asociados.

El Pantano de Elche es un destacado punto de observación de aves acuáticas y palustres en el interior de nuestra provincia, lo que corroboran las cerca de doscientas especies diferentes registradas en la zona hasta la fecha. De todas las especies observadas en el lugar, el aguilucho lagunero (*Circus aeruginosus*) está catalogado en la Comunidad Valenciana como “en Peligro de Extinción”. Siguiendo la clasificación de dicho catálogo, se han registrado seis especies en la zona dentro de la categoría “Sensibles a la Alteración del Hábitat”, y otras diez enclavadas en la categoría “Vulnerables”, algunas de ellas nidificantes, como el avión zapador y el búho real.

El caudal que aporta el río Vinalopó es aproximadamente de  $1 \text{ m}^3/\text{s}$ , calculado mediante el área del cauce del río y la velocidad media del agua. El proceso se describe a continuación, en el punto 2.2.

La precipitación media anual en la ciudad de Elche es de 286 mm. Así como en otros ríos con un clima mediterráneo, los eventos de precipitación presentan patrones de distribución irregulares, dominados por lluvias torrenciales y largos periodos de sequía (Ilustración 2).

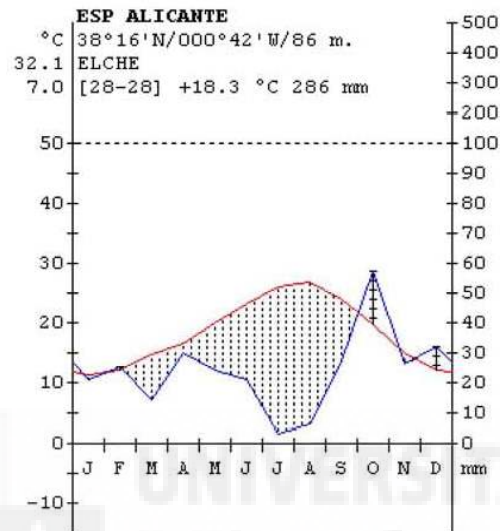


Ilustración 2. Diagrama bioclimático de la ciudad de Elche (Fuente: Rivas-Martínez y Rivas-Sáenz, 2009).

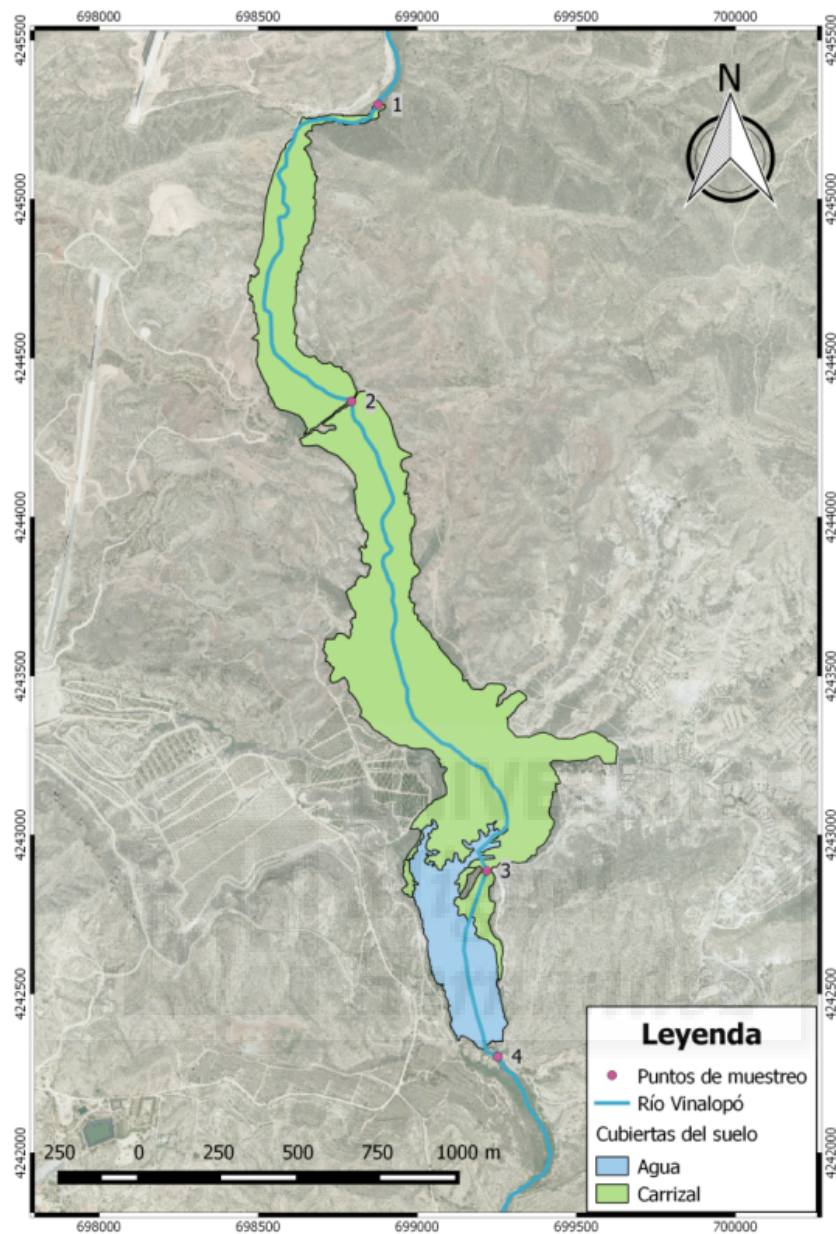
## 2.2 Muestreos de campo y análisis en laboratorio

En este estudio se eligieron cuatro puntos de muestreo, situados a lo largo del Pantano de Elche, para investigar el papel del ecosistema en la dinámica de ciertos parámetros de calidad de aguas (Ilustración 4). La localización 1 está situada en la parte alta del pantano, en el Molino de la Pavía, donde comienza la reserva de agua (698877 X; 4245297 Y). La localización 2 (698793 X; 4244364 Y) está situada en una pasarela, a 1368 m aguas abajo de la localización 1. La localización 3 (699218 X; 4242887 Y) se encuentra a 1745 m del punto de muestreo 2. Por último, la localización 4 se encuentra a 641 m de la localización 3, justo debajo de la presa (699253 X; 4242303 Y), que nos permite observar el papel de la presa y la caída de agua en su calidad. En la ilustración 3 se muestran las localizaciones 2, 3 y 4. Desde Abril de 2015 hasta junio de 2015 se efectuaron los distintos muestreos, un total de cinco, siendo el primero un muestreo (muestreo 0; datos omitidos) de aproximación para la observación de las distintas localizaciones del embalse.





Ilustración 3. Detalle de las localizaciones 2(imagen superior), 3 (imagen intermedia) y 4 (imagen inferior).



**Ilustración 4. Embalse de Elche con los puntos de muestreo y el cauce del Río Vinalopó.**

Los parámetros calidad de aguas analizados fueron: temperatura, pH, conductividad eléctrica, sólidos en suspensión, demanda química de oxígeno, nitratos y amonio. Además se realizó una estimación del caudal del río Vinalopó en cada fecha de muestreo. La temperatura fue medida *in situ* mediante un termómetro digital de Hanna Instruments. En cada muestreo se recogió un total de dos litros de cada localización, mediante cubetas de polietileno de capacidad de dos litros y fueron introducidas en hielo para su transporte al laboratorio.

Para la determinación de pH, conductividad eléctrica (CE), nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) y amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), se procedió a realizar submuestras del agua recogida mediante la filtración de dichas muestras con filtros de papel, excepto para calcular la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y los Sólidos en Suspensión Totales (SST), que se realizaron con el agua recogida sin filtrar.

En las muestras de agua filtradas se midió el pH mediante un pH-metro modelo Crison GLP2 y la conductividad eléctrica, que indica el grado de salinidad del agua, mediante un conductivímetro modelo Crison GLP31. Para los nitratos y el amonio se utilizaron kits Nanocolor® de Macherey-Nagel y la medida se realizó mediante espectrofotometría, mediante el fotómetro de filtros Macherey-Nagel PF 10. La cuantificación de nitratos se basa en la determinación fotométrica con 2,6-dimetilfenol en una mezcla de ácido sulfúrico y fosfórico, mientras que la de amonio se basa en la determinación fotométrica como indofenol.

En el resto de muestras, las que no están filtradas, se procedió a la medición de la demanda química de oxígeno y los sólidos en suspensión totales. La demanda química de oxígeno representa la cantidad de oxígeno necesario para oxidar por “vía química” la materia orgánica contenida en el agua, es decir, la cantidad de oxígeno consumido por las materias oxidables presentes en el agua. Para su determinación se utilizó el kit Nanocolor® de Macherey-Nagel, con dicromato potásico en ácido sulfúrico como agente oxidante, y la concentración fue medida por espectrofotometría, mediante el fotómetro de filtros Macherey-Nagel PF 10. Los sólidos en suspensión totales son la materia o residuo seco resultante de la evaporación a 105 °C de un volumen de agua, independientemente de su naturaleza y de la forma en la que se encuentre el agua, que quedan retenidos por los filtros. El método utilizado es el método estándar 2540 B (A.P.H.A.-A.W.W.A.-W.E.F., 2005), en el cual los filtros se secan a 103-105 °C. Una muestra de agua de 250 mililitros se hizo pasar a través de un filtro de fibra de vidrio con tamaño de poro de 0,45  $\mu\text{m}$ , desecados y pesados anteriormente. Posteriormente, se dejan secar a 105 °C durante una hora y más tarde se introducen en el desecador, para su posterior pesada. Así la diferencia entre los pesos finales e iniciales nos da el valor de sólidos en suspensión totales.

Además, también fue medida la velocidad del agua, mediante un molinete digital Global water Model E, y se tomaron las distintas medidas de profundidad y de distancia del lecho del río mediante un metro. Así, el valor del caudal se efectuó calculando el área del cauce del río y multiplicando posteriormente por la velocidad media. Se obtuvo un caudal por cada muestreo, asumiendo un valor análogo para las cuatro localizaciones.

## 2.3 Análisis estadísticos

Se realizaron diversos análisis estadísticos con los datos de los parámetros de calidad de aguas analizados, utilizando para ello el software IBM SPSS 23 (International Business Machines Corporation-IBM, Armonk NY, EEUU). Se llevó a cabo un análisis estadístico exploratorio de los datos con la finalidad de obtener estadísticos descriptivos y evaluar la distribución de los datos mediante el test de Kolmogorov-Smirnov.

La posible existencia de diferencias en los parámetros de calidad de aguas, basado en los factores localización de los puntos de muestreo o tiempo, fue determinada mediante el empleo de análisis normalizado de la varianza (ANOVA) de una vía. El test ANOVA es empleado para evaluar diferencias significativas entre medias de variables independientes. La varianza observada de las variables independientes es particionada entre componentes por diversas variables explicativas (factores). La ubicación de los puntos de muestreo, así como la fecha en la que se realizaron los muestreos fueron los factores empleados en el análisis. Un análisis post-hoc fue realizado utilizando el método de Tukey al 5% de nivel de significatividad.

Las relaciones entre los factores (localización y tiempo) y los parámetros de calidad del agua fueron estudiadas mediante el análisis de componentes principales (*principal component analysis* PCA). PCA es una técnica de reducción de dimensionalidad de los datos que realiza una transformación ortogonal para convertir un conjunto de variables iniciales potencialmente correlacionadas, en variables no correlacionadas o componentes principales. Las primeras componentes acumulan la mayor parte de la varianza y por extensión, la mayor cantidad de información de utilidad sobre las variables. El criterio de Kaiser fue empleado para la selección de los componentes principales (i.e., eigenvalue > 1). Se utilizó el método de extracción Varimax con normalización Kaiser.

## 2.4 Modelización de la calidad de aguas

Una vez que tenemos todos los valores de los parámetros medidos, se procede al cálculo de los caudales máxicos de la demanda química de oxígeno, sólidos en suspensión totales, nitratos y amonio. En primer lugar, calculamos los caudales máxicos para cada localización y muestreo, multiplicando cada valor de los parámetros de calidad de aguas citados anteriormente (mg/L) por el caudal en L/día, obteniendo unos caudales máxicos de unidad mg/día. Como los valores son muy grandes, obtenemos los caudales máxicos en t/día.

Por último, calculamos los incrementos caudales máxicos de los parámetros contaminantes por transectos, es decir, la variación de los caudales máxicos de una localización a la siguiente. Este último cálculo resulta altamente interesante, dado que permite realizar un balance de materia en el Pantano de

Elche, estimándose además la dinámica particular de los contaminantes en función del transecto, que presentan sensibles diferencias geomorfológicas y de cubiertas del suelo.

Toda la información de campo, así como las variaciones de los caudales máxicos, fueron introducidos en un Sistema de Información Geográfica (SIG). Se realizaron los mapas del área de estudio y de los parámetros contaminantes mediante el programa QGIS (GNU License) para una mejor observación y análisis de dichas variaciones.

### 3 Resultados y discusión

En primer lugar, se muestran los resultados del cálculo de los caudales medios para cada muestreo, obteniendo un total de cuatro caudales (Tabla 1). Como se puede observar, el promedio de los caudales se encuentra en torno a  $1 \text{ m}^3/\text{s}$ , valor que se toma para el cálculo de los caudales máxicos de los siguientes parámetros: sólidos en suspensión totales, demanda química de oxígeno, nitratos y amonio.

**Tabla 1. Área total, velocidad media y caudal del cauce del río a su paso por el embalse de Elche en cada muestreo realizado.**

Muestreo	Área total (m)	Velocidad media (m/s)	Q ( $\text{m}^3/\text{s}$ )
Muestreo 1	1,24	0,76	0,94
Muestreo 2	1,29	0,83	1,08
Muestreo 3	1,39	1,12	1,56
Muestreo 4	1,23	0,89	1,10
Promedio	1,29	0,90	1,17

En la Tabla 2 se muestran los resultados obtenidos del análisis de los distintos parámetros de calidad de aguas, que aparecen diferenciados por localización y tiempo. Estos datos son los que utilizamos para el análisis estadístico posterior, ya que nos permite evaluar la dinámica de dichos parámetros espacial y temporalmente.

**Tabla 2. Resumen de los parámetros de calidad de aguas medidos por localización y tiempo de muestreo.**

Localización	Tiempo	T (°C)	pH	CE (mS/cm)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	Nitratos (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)	Amonio (mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L)
1	1	19,9	7,9	20,5	131,0	43,4	17	-
2	1	19,6	7,9	20,1	112,5	41,8	15	-
3	1	21,6	7,6	18,4	78,5	5,6	2	-
4	1	21,5	8,5	17,9	63,5	18,2	9	-
1	2	18,4	8	18,9	131,5	45,2	22	0,9
2	2	18,3	7,9	17,9	140,5	46,2	21	0,7
3	2	17,5	7,8	18,9	98,0	18,2	2	0,7
4	2	20,1	8,3	18,5	115,0	15,8	9	0,3
1	3	19,2	8	18,9	90,0	35,8	21	2,5
2	3	18,1	8	19,0	74,5	33,4	20	2,2
3	3	17,3	7,8	19,8	94,0	6,2	2	0,2
4	3	20,2	8,2	19,02	117,0	15,6	9	0,3
1	4	19,1	8,1	17,1	56,5	14,8	29	0,3
2	4	18,2	8,2	16,9	143,5	31,0	25	0,3
3	4	16,8	7,8	18,3	92,5	12,8	2	0,8
4	4	22,1	8,3	18,0	143,0	18,6	23	0,4

Por último, se muestra en la Tabla 3 la variación de los caudales máxicos de sólidos en suspensión totales, demanda química de oxígeno, nitratos y amonio por transectos. Se observa una disminución del caudal máxico de los cuatro parámetros en los transectos uno y dos, sin embargo los caudales máxicos de la demanda química de oxígeno, sólidos en suspensión totales y nitratos experimentan un aumento en el tercer transecto de 2,06 t/d, 0,65 t/d y 0,73 t/d, respectivamente. Esta crecida es debida al aumento del fitoplancton en la localización cuatro, incrementando los valores de demanda química de oxígeno, sólidos en suspensión totales y nitratos, y a fuentes de contaminación difusas. Merece especial atención el total de los caudales máxicos de los cuatro parámetros, ya que indica que se produce una disminución de dichos caudales máxicos, gracias al efecto que tiene el Pantano en la eliminación de nutrientes.

**Tabla 3. Variación de los caudales máxicos de DQO, SST, nitratos y amonio en los diferentes transectos.**

Transecto	Q máxico DQO (t/d)	Q máxico SST (t/d)	Q máxico Nitratos (t/d)	Q máxico Amonio (t/d)
Transecto 1	-0,19	-0,40	-0,19	-0,02
Transecto 2	-2,23	-2,73	-1,86	-0,08
Transecto 3	2,06	0,65	0,73	-0,02
TOTAL	-0,36	-2,48	-1,32	-0,12

El signo negativo indica una disminución del caudal máxico del parámetro determinado. Por el contrario, el signo positivo indica un aumento del caudal máxico.

### 3.1 Resultados estadísticos

En primer lugar, se procedió a la elaboración de los estadísticos descriptivos mediante el software IBM SPSS 23. Se dividen en estadísticos descriptivos por localización y por tiempo, obteniendo dos tablas diferentes (ANEXO: Tablas 1 y 2) en las que se presentan las distintas variables (parámetros de calidad de aguas), las distintas localizaciones de los puntos de muestreo o tiempo, número de datos de la variable (N), la media, la desviación típica y los mínimos y máximos.

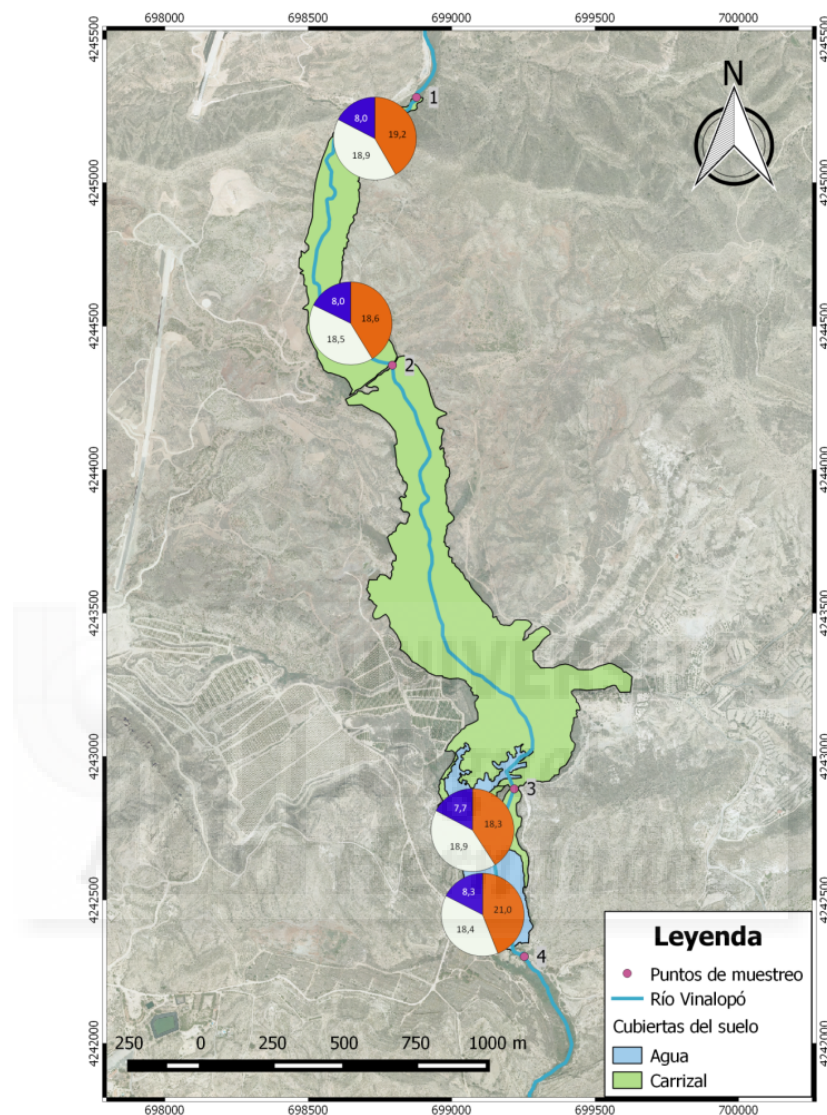
Medidas directas de la temperatura de embalses aguas arriba y aguas abajo indicaron que tienen un pronunciado efecto de calentamiento, así las medias y cuantiles superiores de las temperaturas aguas abajo de embalses son significativamente más calientes que las temperaturas aguas arriba (Macedo *et al.*, 2013), como se puede observar en los estadísticos descriptivos de la temperatura según la localización de los puntos de muestreo, que experimenta un aumento en el punto cuatro.

El pH está muy influenciado por el metabolismo de la comunidad fluvial (Nisbet and Verneaux, 1970; Kubawara, 1992) y también puede depender del momento de muestreo, ya que las especies carbonatadas se eliminan del agua durante la fotosíntesis, incrementando de este modo el pH (Smith and Maasdam, 1994). Por ello resulta plausible, que incremento del pH en el punto de muestreo 4 esté al menos parcialmente influenciado por la actividad fotosintética, ya que se registra un aumento también del fitoplancton. La conductividad eléctrica se mantiene relativamente constante en todas las localizaciones, siempre con valores muy elevados, con valores entre 17 y 20 mS/cm. En la Ilustración 5 se observan las variaciones de temperatura, pH y conductividad eléctrica.

La DQO, de igual modo que la temperatura y el pH, experimenta una disminución hasta la localización 3 y un aumento en la localización 4, también debido al aumento del fitoplancton en esta última localización.

SST y nitratos experimentan un aumento en la localización 4, cuyas causas se detallan en los puntos 3.2 y 3.3, respectivamente. La concentración de amonio disminuye en todas las localizaciones,

gracias al efecto que tiene el embalse en la eliminación de nutrientes. Los caudales máxicos de DQO, SST, nitratos y amonio varían de igual manera que sus concentraciones correspondientes.



**Ilustración 5.** Valores de temperatura, pH y conductividad eléctrica en las cuatro localizaciones. Los valores corresponden a la media de los distintos muestreos. El color azul de los diagramas circulares representa el pH, el color naranja es la T y el blanco, la conductividad eléctrica.

Respecto a los estadísticos descriptivos por tiempo (ANEXO I: Tabla 2), no se han obtenido valores diferencias notorias, excepto para la conductividad eléctrica, que experimenta una disminución a lo largo de los cuatro muestreos efectuados.

A continuación se presentan los resultados de la ANOVA, tanto para el factor localización de los puntos de muestreo como para el tiempo, además de un análisis post-hoc utilizando el método



Tukey al 5% de nivel de significatividad. Los resultados de la ANOVA y del análisis post-hoc se expresan en la Tabla 4.

**Tabla 4. Estadísticas descriptivas (media  $\pm$  desviación estándar) y resultados de la ANOVA para los parámetros de calidad de aguas en función del factor localización (L) de los puntos de muestreo. Los subgrupos homogéneos mediante el test de Tukey son indicados con letras.**

VARIABLES	L1	L2	L3	L4	Sig.
T (°C)	19,15 $\pm$ 0,61	18,55 $\pm$ 0,70	18,30 $\pm$ 2,22	20,98 $\pm$ 0,98	ns
pH	8,00 $\pm$ 0,08 a	7,99 $\pm$ 0,12 a	7,74 $\pm$ 0,09 b	8,31 $\pm$ 0,13 c	***
CE (mS/cm)	18,87 $\pm$ 1,39	18,46 $\pm$ 1,38	18,85 $\pm$ 0,66	18,38 $\pm$ 0,50	ns
DQO (mg/L)	117,50 $\pm$ 23,82	117,75 $\pm$ 32,04	90,75 $\pm$ 8,49	109,63 $\pm$ 33,29	ns
SST (mg/L)	41,47 $\pm$ 4,99 a	38,10 $\pm$ 7,11 a	10,70 $\pm$ 5,97 b	17,05 $\pm$ 1,57 b	***
Nitratos (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)	22,17 $\pm$ 4,84 a	20,21 $\pm$ 4,06 a	1,90 $\pm$ 0,21 b	9,00 $\pm$ 0,00 b	***
Amonio (mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L)	1,21 $\pm$ 1,15	1,05 $\pm$ 1,02	0,54 $\pm$ 0,31	0,34 $\pm$ 0,09	ns
Qm DQO (t/d)	11,65 $\pm$ 0,90	11,46 $\pm$ 2,23	9,23 $\pm$ 2,59	11,29 $\pm$ 4,59	ns
Qm SST (t/d)	4,18 $\pm$ 0,65 a	3,78 $\pm$ 0,74 a	1,05 $\pm$ 0,53 b	1,70 $\pm$ 0,30 b	***
Qm nitratos (t/d)	2,24 $\pm$ 0,67 a	2,05 $\pm$ 0,64 a	0,19 $\pm$ 0,05 b	0,93 $\pm$ 0,25 b	***
Qm amonio (t/d)	0,15 $\pm$ 0,16	0,13 $\pm$ 0,15	0,05 $\pm$ 0,03	0,04 $\pm$ 0,01	ns

Niveles de significatividad: [ns] no significativo; [\*] <0,05; [\*\*] <0,01; [\*\*\*] <0,001

El nivel de significatividad para la variable temperatura fue de  $p=0,052$ , quedándose en el límite para considerar que habían diferencias significativas. Las variables que sí poseen diferencias significativas para el factor localización de los puntos de muestreo son pH, SST, nitratos y los respectivos caudales máxicos de estos dos últimos, con un nivel de significatividad de  $p<0,001$ . En la Ilustración 6 se muestran los diagramas de caja para las variables que presentan diferencias significativas.

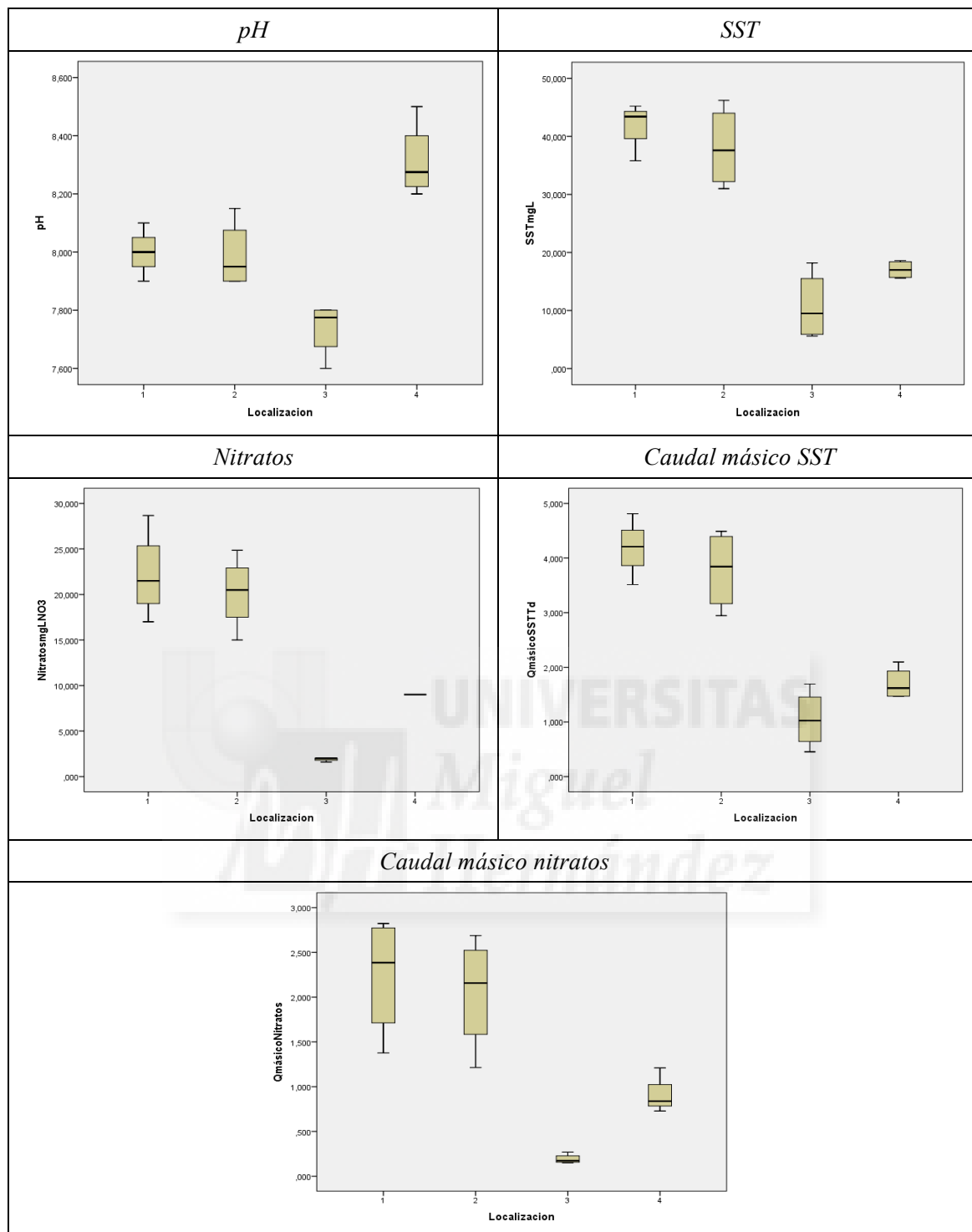
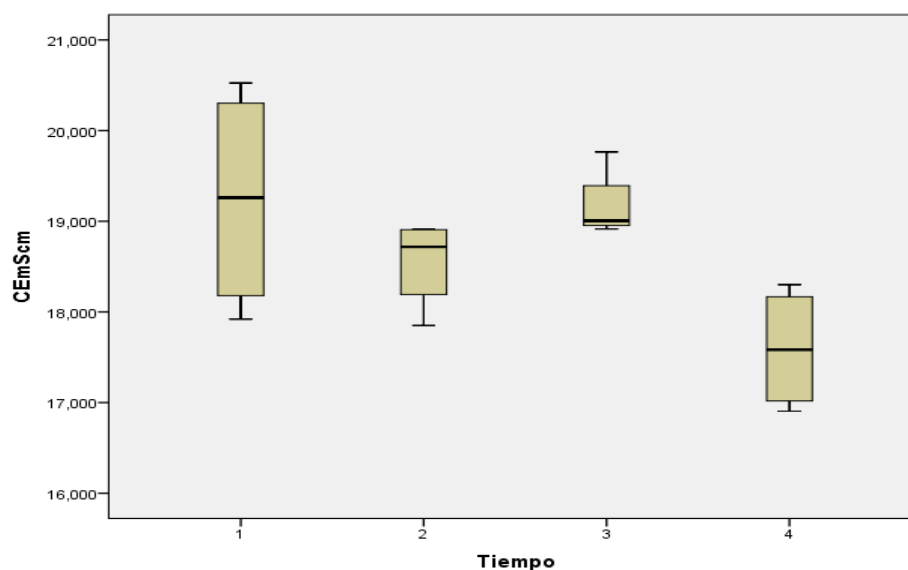


Ilustración 6. Diagramas de caja para las variables que tienen diferencias significativas (pH, SST, nitratos, Caudal másico SST, Caudal másico nitratos) para el factor localización de los puntos de muestreo ( $p < 0,001$ ).

Los resultados obtenidos en la ANOVA para los parámetro de calidad de aguas en función del factor tiempo (datos omitidos) no presentaron diferencias significativas, excepto para la conductividad eléctrica ( $p < 0,05$ ). En la ilustración 7 se muestra el diagrama de caja para la conductividad eléctrica en función del tiempo.



**Ilustración 7.** Diagrama de caja para la variable conductividad eléctrica (CE), que presenta diferencias significativas en función del tiempo.

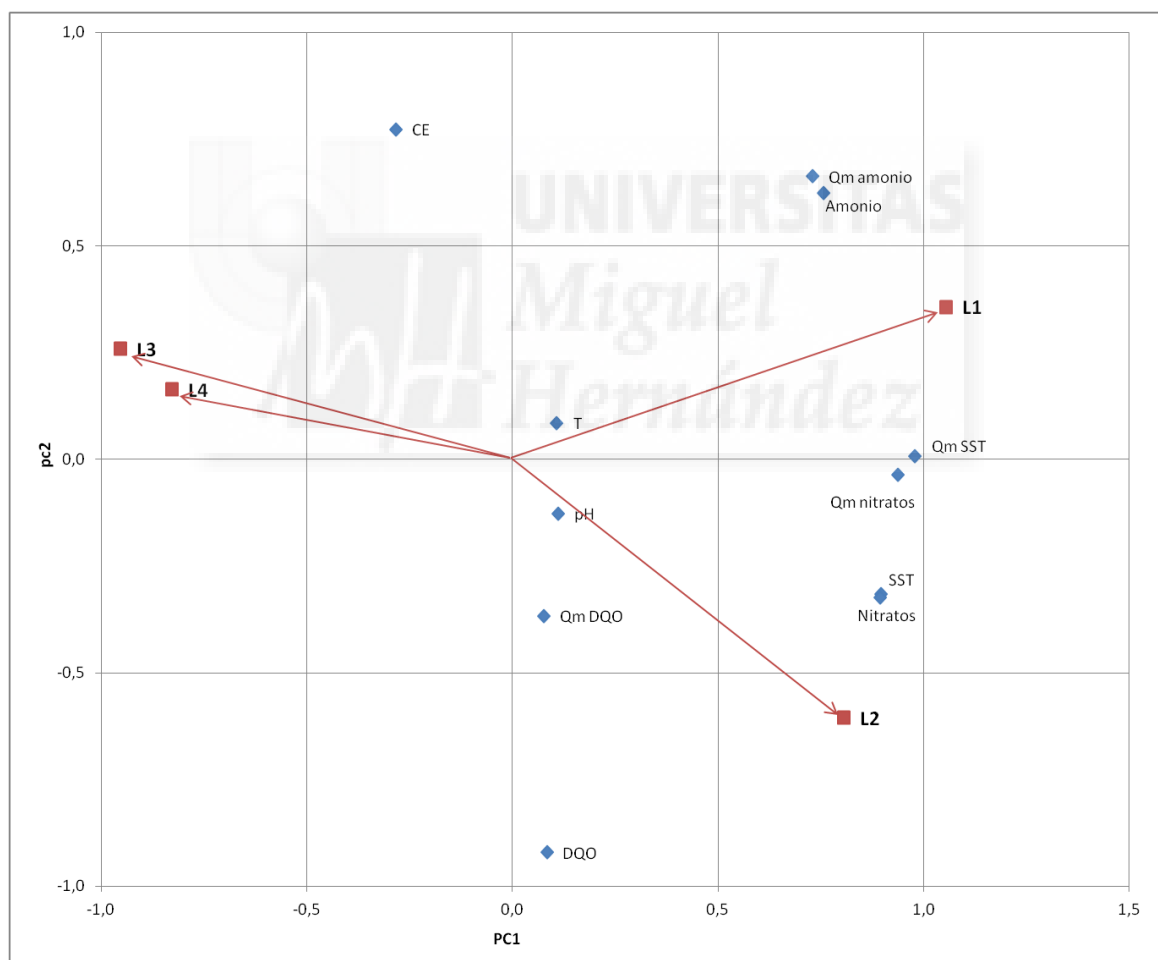
De acuerdo con los subgrupos homogéneos mediante el test de Tukey, se han obtenido tres subgrupos para la variable pH (a: L1 y L2; b: L3; c: L4). Para la variable SST y su caudal másico, al igual que para los nitratos y su caudal correspondiente, tenemos dos subgrupos (a: L1 y L2; b: L3 y L4).

**Tabla 5.** Resultados del análisis de componentes principales (PCA) para las variables de calidad de aguas evaluadas.

Variables	PC1	PC2	PC3
T (°C)	-0,047	0,170	0,447
pH	-0,037	0,073	0,395
CE(mS/cm)	-0,085	0,338	0,143
DQO (mg/L)	0,018	-0,346	0,012
SST (mg/L)	0,210	-0,154	-0,106
Nitratos (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)	0,191	-0,121	0,013
Amonio (mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L)	0,166	0,225	-0,033
Q másico DQO (t/d)	-0,025	-0,057	0,267
Q másico SST (t/d)	0,215	-0,008	-0,028
Q másico Nitratos (t/d)	0,191	0,004	0,064
Q másico Amonio (t/d)	0,154	0,252	0,007
<i>Autovalores</i>	4,889	3,250	1,658
<i>Varianza (%)</i>	44,446	29,547	15,074

Por último, se muestran los resultados del análisis de componentes principales (PCA) para detectar las tendencias generales en la variación de los parámetros evaluados de calidad de aguas (Tabla 5). Las tres componentes principales explican el 89,1% de la varianza. La ilustración 8 muestra la distribución de las variables definidas por las dos primeras componentes principales

La primera componente (PC1) se relaciona positivamente con SST y nitratos, además de sus respectivos caudales máxicos, mientras que tiene correlación negativa con la conductividad eléctrica. La segunda componente (PC2) se correlaciona positivamente con la conductividad eléctrica, mientras que tiene correlación negativa con la demanda química de oxígeno. Mientras que la tercera componente (PC3) se correlaciona positivamente con la temperatura y pH, mientras que tiene correlación negativa con SST.



**Ilustración 8. Distribución de las variables medidas definidas por las componentes principales 1 y 2.**

La representación conjunta de los pesos de las variables para las dos primeras componentes junto con los valores medios de los coeficiente de Bartlett (Ilustración 8), para las cuatro

localizaciones estudiadas, permite identificar asociaciones variables-localizaciones. Así la localización la localización 1 está asociada con altos valores de contaminantes (nitratos y SST especialmente), debido a ser este el punto de recepción de las aguas del río Vinalopó. A medida que disminuyen los valores de PC1, estos se asocian a una menor presencia de tales contaminantes, ajustándose a esta dinámica la ubicación para el eje x de las localizaciones 2, 3 y 4.

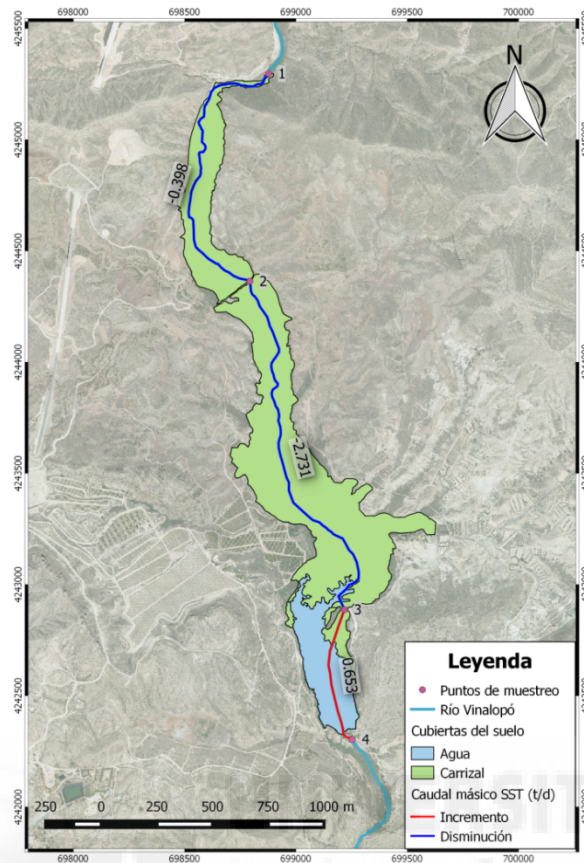
### 3.2 Modelización de la dinámica de sólidos en suspensión

En este apartado, nos centraremos en el análisis de los sólidos en suspensión totales y en su caudal másico, con respecto a la localización de los puntos de muestreo. En primer lugar, se ha realizado una tabla (Tabla 6) en la que se muestran los transectos del embalse, el área de cada embalse, el caudal másico de sólidos en suspensión totales y su variación para cada transecto ( en t/d y kg/d·ha), además del porcentaje de eliminación. Se observa como hay una disminución del caudal másico de sólidos en suspensión totales en los transectos 1 y 2, de 0,40 y 2,73 t/d, respectivamente. El signo negativo del porcentaje de eliminación para el transecto 3 indica que no se produce una eliminación, sino que se produce un aumento del caudal másico de sólidos en suspensión totales entre el punto de muestreo tres y cuatro. Por último, los valores totales indican que predomina la eliminación de sólidos en suspensión totales (-2,48 t/d), gracias al efecto que el embalse tiene en la eliminación de nutrientes.

**Tabla 6. Variación del caudal másico de sólidos en suspensión totales (t/d) respecto a los transectos de los puntos de muestreo, porcentaje de eliminación del caudal másico SST y la variación de este caudal respecto al área de cada transecto (kg/ d·ha).**

Puntos muestreo	Transectos	Distancia acumulada (m)	Área (m <sup>2</sup> )	Q másico SST (t/d)	ΔQ másico SST (t/d)	% de eliminación Qm SST	ΔQm SST/Área (kg/d·ha)
1	nd	0	Nd	4,18			
2	1	1368	146226	3,78	-0,40	9,5	-27,2
3	2	3113	432947	1,05	-2,73	72,2	-63,1
4	3	3754	128436	1,70	0,65	-62,2	50,8
TOTAL		8235	707609		-2,48		

En la ilustración 9 se puede observar la variación de caudal másico de sólidos en suspensión totales. La línea de color azul representa una disminución del caudal másico de SST, en los transectos uno y dos, y la línea de color roja, un aumento de los sólidos en suspensión totales en el transecto tres. El valor de mayor disminución se da en el transecto dos, que como se puede observar es el transecto de mayor longitud y área. Más tarde, en el transecto tres se produce un ligero incremento de 0,653 t/d.



**Ilustración 9. Mapa de la variación del caudal másico de sólidos en suspensión totales (t/d) para los distintos transectos del embalse.**

A continuación, se expone la variación del caudal másico de sólidos en suspensión a lo largo de las localizaciones de los puntos de muestreo, señalando dos tipos de sedimentos: sedimentos alóctonos y autóctonos (Ilustración 10). En primer lugar, predominan los sedimentos alóctonos, es decir, los sedimentos que provienen de fuera del embalse, por ello el máximo caudal másico de SST se encuentra en el punto de muestreo uno y a medida que avanza a lo largo del embalse disminuye, gracias al efecto de eliminación de nutrientes del embalse. Se puede observar como la mayor disminución se produce entre las localizaciones dos y tres (transecto 2), ya que es el transecto con mayor área de carrizal. Por último, en el transecto tres se produce un aumento del caudal másico de sólidos en suspensión totales, ya que predominan los sedimentos autóctonos, es decir, se generan sedimentos en la lámina de agua bajo la presa, debido al aumento de fitoplancton, incrementando la concentración de sólidos en suspensión totales. En la ilustración 11 se muestran los filtros por duplicado de los sólidos en suspensión totales y se observa como los filtros de la localización cuatro tienen un color verdoso, debido al aumento de fitoplancton que se encuentra en el transecto tres.

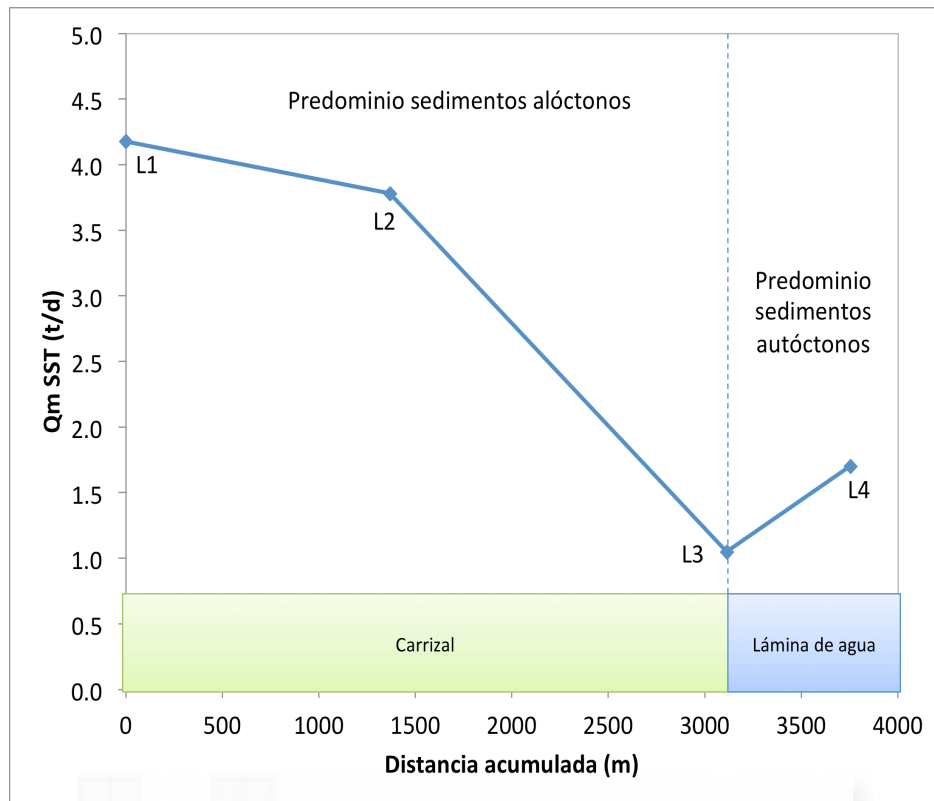


Ilustración 10. Variación del caudal másico de sólidos en suspensión (t/d) a lo largo de las localizaciones de los puntos de muestreo.



Ilustración 11. Detalle de los filtros de sólidos en suspensión totales por duplicado.

### 3.3 Modelización de la dinámica de nitratos

Por último, se expone un análisis de los nitratos y su caudal másico. En la tabla 7 se muestran los transectos de las localizaciones, su distancia acumulada (m), su área (m<sup>2</sup>), el caudal másico de nitratos para cada localización, su variación para cada transecto (t/d y kg/d·ha) y el porcentaje de

eliminación. Se observa una disminución del caudal másico de nitratos en los dos primeros transectos, de 0,19 y 1,86 t/d, respectivamente. Sin embargo, en el último transecto dicho caudal aumenta en 0,73 t/d. Así resulta que el mayor porcentaje de eliminación se da en el segundo transecto (90,7%), debido a que es el transecto de mayor longitud y área, pero por otra parte, en el tercer transecto se incrementa dicho caudal en un 382,0%. Como resultado se obtiene una eliminación total de 1,32 t/d de nitratos.

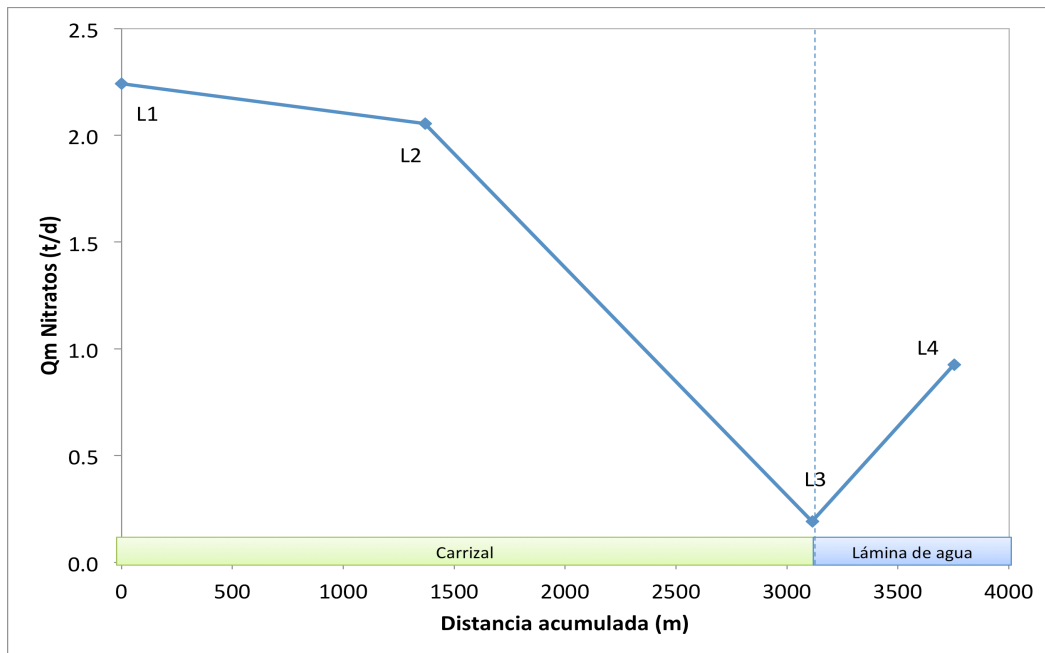
**Tabla 7. Variación del caudal másico de nitratos(t/d) respecto a los transectos de los puntos de muestreo, porcentaje de eliminación del caudal másico de nitratos y la variación de este caudal respecto al área de cada transecto (kg/ d·ha).**

Puntos de muestreo	Transectos	Distancia acumulada (m)	Área (m <sup>2</sup> )	Q másico Nitratos (t/d)	ΔQ másico Nitratos (t/d)	% de eliminación n	ΔQm SST/Área (kg/d·ha)
1	nd	0	Nd	2,24			
2	1	1368	146226	2,05	-0,19	8,40	-12,90
3	2	3113	432947	0,19	-1,86	90,70	-43,00
4	3	3754	128436	0,93	0,73	-382,00	57,10
TOTAL		8235	707609		-1,32		

A continuación, se muestra la variación del caudal másico de nitratos a lo largo de las distintas localizaciones (Ilustración 12). Se observa una disminución de dicho caudal hasta la localización tres, por otra parte, en el transecto tres el caudal másico de nitratos aumenta. Este aumento es debido al aporte de nitratos por fuentes de contaminación difusas, bien por los fertilizantes empleados en los cultivos de naranjas próximos al embalse de Elche, situados al suroeste, o bien por actividades urbanas y vertederos. La exportación de nitratos de los ecosistemas agrícolas al agua, como porcentaje de los insumos de fertilizantes, oscila entre un 10% y 40% para suelos margosos y arcillosos, y entre un 25% y 80 % para los suelos arenosos (Howarth *et al.*, 1996), representan importantes porcentajes del transporte de nitratos desde los cultivos de naranjas a la lámina de agua del embalse de Elche.

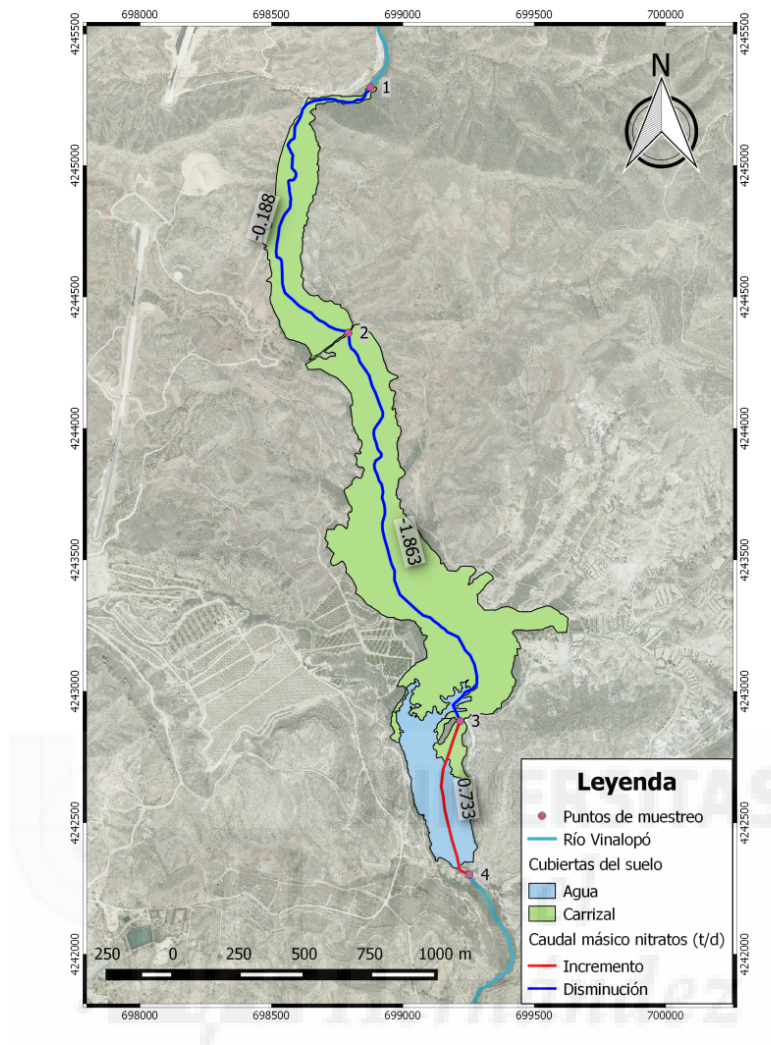
Una importante fuente de aporte de nitratos al embalse proviene de actividades urbanas, como obras de construcción, escorrentía de fertilizantes y de desechos de animales domésticos y a las aportaciones de desarrollos sin alcantarillado, y a fuentes puntuales urbanas de contaminación del agua, tales como descargas de aguas residuales e industriales, que también son significativos y a menudo son gestionados intensivamente (Carpenter *et al.*, 1998).





**Ilustración 12.** Variación del caudal másico de nitratos (t/d) a lo largo de las localizaciones de los distintos puntos de muestreo.

Por último, se muestra la variación del caudal másico de nitratos en un mapa del embalse de Elche. La línea de color azul representa una disminución de dicho caudal, presente en los transectos 1 y 2, cuyas disminuciones son 0,188 t/d y 1,863t/d, respectivamente. La línea roja representa un incremento en el caudal másico de nitratos, cuyo valor para el tercer transecto es de 0,733 t/d.



**Ilustración 13. Mapa de la variación del caudal másico de nitratos (t/d) a lo largo de los distintos transectos del embalse.**

Existen por tanto indicios de que el conjunto del Pantano de Elche presenta notables diferencias respecto a la dinámica de contaminantes en función de la porción del mismo de la que se trate. La parte alta del Pantano es un extenso carrizal que actúa eficientemente en la retención de sólidos y nitratos. La parte baja, es una zona mixta carrizal-masa de agua, siendo la dinámica de contaminantes en este punto mucho más compleja, condicionada a la dinámica de fitoplancton. Estos resultados son coincidentes con estudios previos (e.g., Paul, 2003) en los que se demuestra el papel de los embalses en la mejora de la calidad del agua entrante, mediante la reducción de las cargas de partículas en suspensión y de nutrientes disueltos.

## 4 Conclusiones

El presente trabajo ha demostrado que el embalse tiene un papel importante en la mejora de la calidad del agua, disminuyendo la concentración de nutrientes (nitratos y amonio) causantes de la eutrofización y otros parámetros evaluados, como los sólidos en suspensión totales y la demanda química de oxígeno. Ejerce un importante papel en la mejorara de la calidad del agua entrante mediante la reducción de las cargas de partículas en suspensión y de nutrientes disueltos.

Por otra parte, se produce un aumento de sólidos en suspensión, nitratos y demanda química de oxígeno en la localización cuatro debido al aumento del fitoplancton en dicho punto, además de la existencia de posibles fuentes de contaminación difusa que incrementan los valores de dichos parámetros.

Nuestros resultados han sido satisfactorios respecto a la modelización de los parámetros que hemos evaluado en el Pantano de Elche, sin embargo quedan líneas de investigación abiertas para profundizar en el estudio de más parámetros de calidad de aguas en el Pantano de Elche en un futuro y avance en el proceso de modelización de la eutrofización.



## 5 Bibliografía

A.P.H.A.-A.W.W.A.-W.E.F. (2005) Standard methods for the examination of water & wastewater 21st edition. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF). Washington DC.

Avilés, A., Niell, F.X. (2007) The control of a small dam in nutrient inputs to a hypertrophic estuary in a Mediterranean climate. *Water Air Soil Pollut*, 180: 97-108.

Benedini, M., Tsakiris, G. (2013) *Water Quality Modeling for Rivers and Streams*. SpringerScience+Business Media. Dordrecht, Holanda.

Camargo, J.A., Alonso, Á., de la Puente, M. (2005) Eutrophication downstream from small reservoirs in mountain rivers of Central Spain. *Water Research*, 39: 3376-3384.

Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., Smith, V.H. (1998) Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8 (3): 559-568.

Cox, B.A. (2003) A review of currently available in-stream water quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. *Science of the Total Environment*, 314–316:335–377

Dell'Anno, A., Mei, M.L., Pusceddu, A., Danovaro, R. (2002) Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: A new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. *Marine Pollution Bulletin*, 44 (7): 611-622.

Fang, Y.Y., Yang, X.E., Pu, P.M., Chang, H.Q., Ding, X.F. (2004) Water eutrophication in Li-Yang Reservoir and its ecological remediation countermeasures. *Journal of Soil and Water Conservation*, 18 (6): 183-186.

Fierro Bandera, I. (2010). *Análisis y gestión del patrimonio geológico y paleontológico en el entorno del Pantano de Elche*. Proyecto Fin de Master, Universidad Miguel Hernández de Elche.

Gómez, C., Lacalle, B., González, P. (1995) Impact on hydrology and nutrient movements of developments in river basins draining into reservoirs. *Water Research*, 29 (2): 601-609.

Howarth, R., G.Billen, W., Swaney, D., Townsend, A., Jaworski, N., Lajtha, K., Downing, J.A., Elmgren, R., Caraco, N., Jordan, T., Berendse, F., Freney, J., Kudeyarov, V., Murdoch, P. and Zhu Zhao-liang (1996). Regional nitrogen budgets and riverine inputs of N and P for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences. *Biogeochemistry*, 35: 75-139.

- Khan, F.A., Ansari, A.A. (2005) Eutrophication: An ecological vision. *The Botanical Review*, 71 (4): 449-482.
- Kubawara, J.S. (1992) Associations between benthic flora and diel changes in dissolved arsenic, phosphorus, and related physicochemical parameters. *J Nat Am Benthol Soc*, 11: 218-228.
- Macedo, M.N., Coe, M.T., DeFries, R., Uriarte, M., Brando, P.M., Neill, C., Walker, W.S. (2013) Land-use-driven stream warming in southeastern Amazonia. *Phil Trans R Soc B*, 368: 20120153.
- Mainstone, C.P., Parr, W. (2002) Phosphorus in rivers-ecology and management. *The Science of the Total Environment*, 282-283 (1-3): 25-47.
- Nisbet, M., Verneaux, J. (1970) Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interpretation des analyses chimiques. *Annls Limnol*, 6: 161-190.
- Paul, L. (2003) Nutrient elimination in pre-dams: Results of long term studies. *Hydrobiologia*, 504: 289-295.
- Perona, E., Bonilla, I. Mateo, P. (1999) Spatial and temporal changes in water quality in a Spanish river. *The Science of the Total Environment*, 241: 75-90.
- Polo, S., Navarro, J., Meléndez, I., Gómez, I., Mataix, J. (2014). El Canal del Desvío del Pantano de Elche. Primer centenario. Comunidad de Propietarios de la Acequia Mayor del Pantano-Comunidad de Propietarios de la Acequia de Marchena. Elche.
- Rivas-Martínez, S., Rivas-Sáenz, S. (2009) Sistema de Clasificación Bioclimática Mundial, 1996-2009. Centro de Investigaciones Fitosociológicas (CIF), Universidad Complutense de Madrid. Último acceso: 2-IX-2015. URL: <http://www.ucm.es/info/cif>
- Smith, D.G., Maasdam, R. (1994) New Zealand's National River Water Quality Network1. Design and physic-chemical characterisation. *N Z J Mar Freshwater Res*, 28: 19-35.
- Smith, V.H. (2003) Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems. *ESPR- Environ Sci & Pollut Res*, 10 (2): 126-139.
- StatSoft, Inc. (2013). *Electronic Statistics Textbook*. Tulsa, OK: StatSoft. Último acceso: 2-IX-2015. URL: <http://www.statsoft.com/textbook/>.
- Tong, C.H., Yang, X.E., Pu, P.M. (2003) Degradation of aquatic ecosystem in the catchment of Mu-Ge Lake and its Remediation countermeasures. *Journal of Soil and Water Conservation*, 17 (1): 72-88.
- Western D. (2001) Human-modified ecosystems and future evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 98 (10): 5458-5465.

Yang, X., Wu, X., Hao, H.-L., He, Z.-L. (2008) Mechanisms and assessment of water eutrophication. Journal of Zhejiang University Science B, 9(3): 197-209.

### Recursos de internet consultados

Amigos Humedales del Sur de Alicante (AHSA). . Último acceso: 1-IX-2015. URL: <http://ahsa.org.es/pantano-de-elche-elx-ahsa-itinerarios-ornitologicos>

Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ). Último acceso: 1-IX-2015. URL: [www.chj.es](http://www.chj.es)

Environmental & Water Resources Engineering Research Group. Department of Civil and Environmental Engineering. University of Massachusetts Amherst. Último acceso: 1-IX-2015. URL: <http://cee.umass.edu/environmental-water-resources-engineering>

MDPI. (Búsqueda bibliográfica). Último acceso: 1-IX-2015. URL: [www.mdpi.com](http://www.mdpi.com)

Science Direct. (Búsqueda bibliográfica). Último acceso: 1-IX-2015. URL: [www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com)

Scopus (Búsqueda bibliográfica). Último acceso: 1-IX-2015. URL: [www.scopus.com](http://www.scopus.com)

Springer (Búsqueda bibliográfica). Último acceso: 1-IX-2015. URL: [www.springer.com](http://www.springer.com)

Statsoft (recursos estadísticos). Último acceso: 1-IX-2015. URL: <http://www.statsoft.com>

## 6 Anexo

Tabla 1. Estadísticos descriptivos por localización.

Variable	Localización	N	Media	Desviación Típica	Mínimo	Máximo
T (°C)	1	4	19,15	0,61	18,40	19,90
	2	4	18,55	0,70	18,10	19,60
	3	4	18,30	2,22	16,80	21,60
	4	4	20,98	0,98	20,10	22,10
	Total	16	19,24	1,59	16,80	22,10
pH	1	4	8,00	0,08	7,90	8,10
	2	4	7,99	0,12	7,90	8,15
	3	4	7,74	0,09	7,60	7,80
	4	4	8,31	0,13	8,20	8,50
	Total	16	8,01	0,23	7,60	8,50
CE (mS/cm)	1	4	18,87	1,39	17,13	20,53
	2	4	18,46	1,38	16,91	20,08
	3	4	18,85	0,66	18,30	19,77
	4	4	18,38	0,50	17,92	19,02
	Total	16	18,64	0,98	16,91	20,53
DQO (mg/L)	1	3	117,50	23,82	90,00	131,50
	2	4	117,75	32,04	74,50	143,50
	3	4	90,75	8,49	78,50	98,00
	4	4	109,63	33,29	63,50	143,00
	Total	15	108,33	26,19	63,50	143,50
SST (mg/L)	1	3	41,47	4,99	35,80	45,20
	2	4	38,10	7,11	31,00	46,20
	3	4	10,70	5,97	5,60	18,20
	4	4	17,05	1,57	15,60	18,60
	Total	15	25,85	14,33	5,60	46,20
Nitratos (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)	1	4	22,17	4,84	17,00	28,67
	2	4	20,21	4,06	15,00	24,85
	3	4	1,90	0,21	1,59	2,00
	4	3	9,00	0,00	9,00	9,00
	Total	15	13,61	9,26	1,59	28,67

Variable	Localización	N	Media	Desviación Típica	Mínimo	Máximo
Amonio (mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L)	1	3	1,21	1,15	0,26	2,49
	2	3	1,05	1,02	0,27	2,21
	3	3	0,54	0,31	0,18	0,75
	4	3	0,34	0,09	0,26	0,43
	Total	12	0,78	0,77	0,18	2,49
Q másico DQO (t/d)	1	3	11,65	0,90	10,61	12,24
	2	4	11,46	2,23	9,11	13,63
	3	4	9,23	2,59	6,36	12,64
	4	4	11,29	4,59	5,14	15,73
	Total	15	10,86	2,86	5,14	15,73
Q másico SST (t/d)	1	3	4,18	0,65	3,51	4,81
	2	4	3,78	0,74	2,94	4,49
	3	4	1,05	0,53	0,45	1,69
	4	4	1,70	0,30	1,47	2,10
	Total	15	2,58	1,45	0,45	4,81
Q másico Nitratos (t/d)	1	4	2,24	0,67	1,38	2,82
	2	4	2,05	0,64	1,21	2,69
	3	4	0,19	0,05	0,15	0,27
	4	3	0,93	0,25	0,73	1,21
	Total	15	1,38	0,99	0,15	2,82
Q másico Amonio (t/d)	1	3	0,15	0,16	0,02	0,33
	2	3	0,13	0,15	0,03	0,30
	3	3	0,05	0,03	0,02	0,07
	4	3	0,04	0,01	0,03	0,04
	Total	12	0,09	0,11	0,02	0,33



**Tabla 2. Estadísticos descriptivos por tiempo.**

Variable	Muestreo	N	Media	Desviación típica	Mínimo	Máximo
T (°C)	1	4	20,65	1,05	19,60	21,60
	2	4	18,58	1,09	17,50	20,10
	3	4	18,70	1,27	17,30	20,20
	4	4	19,05	2,24	16,80	22,10
	Total	16	19,24	1,59	16,80	22,10
pH	1	4	7,98	0,38	7,60	8,50
	2	4	8,00	0,22	7,80	8,30
	3	4	8,00	0,16	7,80	8,20
	4	4	8,06	0,22	7,75	8,25
	Total	16	8,00	0,23	7,60	8,50
CE (mS/cm)	1	4	19,24	1,26	17,92	20,53
	2	4	18,55	0,50	17,85	18,92
	3	4	19,17	0,40	18,92	19,77
	4	4	17,59	0,68	16,91	18,30
	Total	16	18,64	0,978	16,91	20,53
DQO (mg/L)	1	4	96,38	30,87	63,50	131,00
	2	4	121,25	18,75	98,00	140,50
	3	4	93,88	17,56	74,50	117,00
	4	3	126,33	29,30	92,50	143,50
	Total	15	108,33	26,20	63,50	143,50
SST (mg/L)	1	4	27,25	18,47	5,60	43,40
	2	4	31,35	16,60	15,80	46,20
	3	4	22,75	14,24	6,20	35,80
	4	3	20,80	9,30	12,80	31,00
	Total	15	25,85	14,33	5,60	46,20
Nitratos (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)	1	4	10,75	6,75	2,00	17,00
	2	4	13,50	9,68	2,00	22,00
	3	4	13,00	9,13	2,00	21,00
	4	3	18,37	14,66	1,59	28,67
	Total	15	13,61	9,26	1,59	28,67

Variable	Muestreo	N	Media	Desviación típica	Mínimo	Máximo
Amonio (mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L)	1	0				
	2	4	0,64	0,24	0,32	0,89
	3	4	1,29	1,24	0,18	2,49
	4	4	0,43	0,23	0,26	0,75
	Total	12	0,79	0,77	0,18	2,49
Q másico DQO (t/d)	1	4	7,80	2,50	5,14	10,61
	2	4	11,29	1,75	9,12	13,08
	3	4	12,62	2,36	10,01	15,73
	4	3	11,99	2,78	8,79	13,63
	Total	15	10,86	2,86	5,14	15,73
Q másico SST (t/d)	1	4	2,21	1,50	0,45	3,51
	2	4	2,92	1,55	1,47	4,30
	3	4	3,06	1,91	0,83	4,81
	4	3	1,98	0,88	1,22	2,95
	Total	15	2,58	1,45	0,45	4,81
Q másico Nitratos (t/d)	1	4	0,87	0,55	0,16	1,38
	2	4	1,26	0,90	0,19	2,05
	3	4	1,75	1,23	0,27	2,82
	4	3	1,74	1,39	0,15	2,72
	Total	15	1,38	0,99	0,15	2,82