



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA HIDRÁULICA Y MEDIO AMBIENTE

TESIS DOCTORAL

Estudio de los Humedales Artificiales de Flujo Superficial del
Tancat de la Pipa como instrumentos para la restauración
ambiental del lago de l'Albufera de València.

AUTORA
NURIA OLIVER RAJADEL

DIRECTORES
MIGUEL MARTÍN MONERRIS
CARMEN HERNÁNDEZ CRESPO

València, julio del 2017

ISBN: 978-84-17098-22-3

Agradecimientos

Numerosos recuerdos me llenan la mente, ha sido un camino duro, pero sin duda la satisfacción de haber podido formar parte de este proyecto supera con creces todo lo demás. Son tantas las personas a las que quisiera agradecer sus aportaciones a esta tesis y su apoyo incondicional que no me gustaría olvidarme de ninguna de ellas.

En primer lugar, me gustaría agradecer a mi director, Miguel Martín, el haberme brindado la oportunidad de formar parte de su equipo y de haberme encomendado la maravillosa tarea de trabajar sobre los humedales artificiales del Tanca de la Pipa, un proyecto pionero del que tanto he aprendido y de lo cual me siento sumamente afortunada. Gracias por confiar en mí. A mi co-directora y compañera de despacho Carmen Hernández mil gracias por aceptar el reto, por tus aportaciones, reflexiones y sobre todo por tu constante apoyo.

A mis compis de despacho y laboratorio que tantos momentos hemos vivido, y en especial a Sara, que ha sido para mí mucho más que una compañera (*al final heu hem aconseguit*).

Al equipo dirigido por Toñi por tantos momentos compartidos y por brindarme de valiosos conocimientos siempre que los he necesitado. Gracias también a los compañeros del Tanca de la Pipa, que tantos muestreos hemos compartido y por vuestra ayuda en todo lo que os he necesitado.

A la confederación Hidrográfica del Júcar, por proporcionarnos toda la información que les hemos pedido.

Agradecer a la Generalitat Valenciana el haberme concedido la beca VALi+D para la realización de mi Tesis Doctoral.

A mis amigas y mi prima, gracias. Me habéis apoyado desde el principio, algunas habéis entendido el esfuerzo que esto implicaba, otras no tanto, pero hasta el final habéis creído en mí. Gracias por esas llamadas de ánimos y mensajes sobre todo estos últimos meses.

Y como no, estas últimas líneas son para mi familia, a quienes dedico esta Tesis. Gracias papás por tanto sacrificio. Siempre habéis estado ahí, apoyándome y animándome, y sin duda, lo habéis hecho muy bien. A mi hermana muchas gracias por ser más que una hermana y sobre todo por cuidarme a Marc para que yo pudiera terminar el trabajo!. En especial, quiero agradecer a mi marido su apoyo incondicional y su cariño diario. Has sido mi vitamina. De sobra sabes que eres todo un ejemplo para mí y seguro que lo vas a ser para Marc. A mi bebé que ahora tiene 7 meses, tu has sido mi empujón final y mi mayor regalo. Nunca dejes de soñar.

“Nunca conocemos el valor del agua
hasta que el pozo se seca”

(Thomas Fuller)

RESUMEN

En la actualidad, la eutrofización es el principal problema que afecta a una gran parte de nuestros ríos y lagos. Ésta trae consigo numerosos efectos negativos sobre los ecosistemas a los que afecta, como por ejemplo, una elevada turbidez de las aguas, un incremento de la biomasa algal y una pérdida significativa de biodiversidad, especialmente de la vegetación subacuática. Un claro ejemplo es el lago de l'Albufera de Valencia, una masa de agua de incalculable valor ecológico.

Con la entrada en vigor de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE), los estados miembros fueron instados a proteger, mejorar y regenerar todas las masas de agua superficial, con el objeto de alcanzar un buen estado ecológico y químico de las mismas. Las medidas llevadas a cabo para mitigar y controlar la eutrofización de los ecosistemas acuáticos se han centrado, generalmente, en reducir las cargas externas de nutrientes (principalmente N y P), dado que históricamente éstas se han considerado como la principal causa de eutrofización. Ejemplos de estas medidas son los avances en los sistemas de tratamientos de las aguas residuales urbanas o la construcción de humedales artificiales en las partes bajas de las cuencas para interceptar y reducir la contaminación difusa. No obstante, estas medidas, aunque necesarias, no siempre son suficientes para lograr mejorar la calidad de las aguas. Esto se debe a que las cargas internas de los propios ecosistemas eutrofizados (nutrientes liberados desde los sedimentos y desde la descomposición de la alta biomasa fitoplanctónica) pueden mantener este estado e impedir su recuperación.

En la presente Tesis Doctoral se evalúa el uso de humedales artificiales (HA) para reducir los nutrientes y el fitoplancton de las aguas eutrofizadas, y su aplicabilidad como instrumento para la mejora de la calidad de las aguas de los ecosistemas acuáticos perjudicados. El estudio se centra en el Tancat de la Pipa, una Reserva Natural que se encuentra dentro del Parque Natural de l'Albufera de Valencia, y en la que se han construido tres humedales artificiales de flujo superficial (HAFS) para tratar las aguas del lago de l'Albufera de Valencia. Estos HA también están destinados a mejorar e incrementar la biodiversidad del hábitat y de la vida silvestre.

En este trabajo se realiza un análisis pormenorizado de los principales factores (operacionales o ambientales) que influyen en las eficiencias de eliminación alcanzadas por estos HAFS, con la finalidad de optimizar su funcionamiento y proponer recomendaciones para la gestión y diseño de HAFS destinados al tratamiento de este tipo de aguas.

Uno de los principales resultados de este estudio es la confirmación de la capacidad de estos sistemas para mejorar la calidad de las aguas eutróficas y además, para emplearlos como zona de amortiguación de la contaminación difusa, especialmente de la escorrentía agrícola.

RESUM

En l'actualitat, l'eutrofització és el principal problema que afecta a una gran part dels nostres rius i llacs. Aquesta té nombrosos efectes negatius sobre els ecosistemes als que afecta, com per exemple, una elevada turbulència de les aigües, un increment de la biomassa algal i una pèrdua significativa de biodiversitat, especialment de la vegetació subaquàtica. Un clar exemple és el llac de l'Albufera de València, una massa d'aigua d'incalculable valor ecològic.

Amb l'entrada en vigor de la Directiva Marc de l'Aigua (2000/60/CE), els estats membres van ser instats a protegir, millorar i regenerar totes les masses d'aigua superficial, amb l'objectiu d'aconseguir un bon estat ecològic i químic de les mateixes. Les mesures dutes a terme per a mitigar i controlar l'eutrofització dels ecosistemes aquàtics s'han centrat, generalment, en reduir les càrregues externes de nutrients (principalment N i P), perquè històricament aquestes han sigut considerades la principal causa d'eutrofització. Exemples d'aquestes mesures són els avanços en els sistemes de tractaments de les aigües residuals urbanes o la construcció d'aiguamolls artificials en les parts baixes de les conques per a interceptar i reduir la contaminació difusa. No obstant això, aquestes mesures, encara que necessàries, no sempre són suficients per a aconseguir millorar la qualitat de les aigües. Açò es relaciona amb que les càrregues internes dels propis ecosistemes eutròfics (nutrients alliberats des dels sediments i des de la descomposició de l'alta biomassa fitoplanctònica) poden mantenir aquest estat i impedir la seua recuperació.

En la present Tesi Doctoral s'avalua l'ús d'aiguamolls construïts (AC) per a reduir els nutrients i el fitoplàncton de les aigües eutròfiques, i la seua aplicabilitat com a instrument per a la millora de la qualitat de les aigües dels ecosistemes aquàtics perjudicats. L'estudi se centra al Tancat de la Pipa, una Reserva Natural localitzada a l'interior del Parc Natural de l'Albufera de València, i en la que s'han construït tres aiguamolls construïts de flux superficial (ACFS) per a tractar les aigües del llac de l'Albufera de València. Aquests ACFS estan també destinats a millorar i incrementar la biodiversitat de l'hàbitat i de la vida silvestre.

En aquest treball es realitza un anàlisi detallat dels principals factors (operacionals o ambientals) que influeixen en les eficiències d'eliminació aconseguides per aquests ACFS, amb la finalitat d'optimitzar el seu funcionament i proposar recomanacions per a la gestió i el disseny d'ACFS destinats al tractament d'aquest tipus d'aigües.

Un dels principals resultats d'aquest estudi és la confirmació de la capacitat d'aquests sistemes per a millorar la qualitat de les aigües eutròfiques i a més, per a emprar-los com a zona d'amortiment de la contaminació difusa, especialment de l'escorrentia agrícola.

ABSTRACT

Nowadays, eutrophication is the main problem affecting most our rivers and lakes. This has many negative effects on the affected ecosystems, such as high turbidity of the waters, an increase of algae biomass and a significant loss of the biodiversity, specially submerged aquatic vegetation. A clear example is the Albufera of Valencia Lake, a water body of extremely high ecological value.

When the EU Water Framework Directive (2000/60/CE) came into force, the member states were required to protect, enhance and regenerate all surface water bodies, in order to achieve a good ecological and chemical status of these. Measures carried out to mitigate and control the eutrophication in aquatic ecosystems have been based generally on reducing external nutrient loads (mainly N and P), as these have historically been considered the main cause of eutrophication. Examples of these measures are the advances in urban wastewater treatment systems or the construction of artificial wetlands in the lower parts of the basins in order to intercept and reduce diffuse pollution. However despite implementing these necessary measures, the water quality improvement is not always achieved. This is due to the internal loads, i.e. nutrients released into the water column from sediments and from the phytoplankton biomass decomposition, can maintain this state and delays the recovery of aquatic ecosystems.

This PhD Dissertation evaluates the use of constructed wetlands (CWs) to reduce nutrients and phytoplankton from eutrophic waters, and its implementation as an instrument for the improvement of water quality in damaged aquatic ecosystems. The study is focused on Tancat de la Pipa, a Natural Reserve located in the Natural Park of l'Albufera de Valencia, where three free water surface constructed wetlands (FWSCWs) have been built to treat the waters from Albufera of Valencia Lake. These CWs are also designed to improve and increase the biodiversity of habitat and wildlife.

In this study is carried out a detailed analysis of the main factors (operational or environmental) that influence on the removal efficiencies achieved by these HAFS, in order to optimize its operation and propose recommendations for the management and design of FWSCWs to treat eutrophic waters.

One of the main results of this study is the confirmation of the capacity of these systems to improve the eutrophic water quality and additionally their use as a buffer zone for diffuse pollution, specially agricultural runoff.

Los resultados de la presente Tesis Doctoral han sido publicados en los siguientes artículos:

Martín, M., Oliver, N., Hernández-Crespo, C., Gargallo, S., Regidor, M.C. 2013. The use of free water surface constructed wetland to treat the eutrophicated waters of lake L'Albufera de Valencia (Spain). *Ecol. Eng.* 50, 52-61.

Oliver, N., Martín, M., Gargallo, S., Hernández-Crespo, C. 2016. Influence of operational parameters on nutrient removal from eutrophic water in a constructed wetland. *Hydrobiologia.* 792, 105–120.

Y presentados en comunicaciones orales en los siguientes congresos:

Martín, M., Oliver, N., Hernández-Crespo, C., Regidor, M.C. Reduction of suspended solids in a free water surface constructed wetlands treating eutrophicated waters. III International Congress Smallwat, abril 2011, Sevilla (España).

Oliver, N., Martín, M., Hernández-Crespo, C., Oñate, M. Treatment of eutrophic water from the Lake Albufera (Valencia, Spain) in a free water surface constructed wetland. 12th International Symposium on the Interactions between Sediment and Water (IASWS: International Association for sediment and Water Science), junio 2011, Dartington Hall-Totnes (Inglaterra)..

Oliver, N., Martín, M., Hernández-Crespo, C., Gargallo, S. Nutrient removal from eutrophic lake water using the free water surface constructed wetland of the “Tancat de la Pipa”, Albufera de Valencia, Spain. Joint meeting of society of wetland scientists, wetpol and wetland biogeochemistry symposium, Julio 2011, Praga (República Checa).

Oliver, N., Martín, M., Gargallo, S., Hernández-Crespo, C. Influence of operational parameters on nutrient removal in surface-flow constructed wetlands treating eutrophic water. Experience in L'Albufera de Valencia Lake. *Wetlands 2014. Wetlands Biodiversity and Services: tool for the socio-ecological development*, septiembre 2014, Huesca (España).

ÍNDICE

1	INTRODUCCIÓN.	1
1.1	PROBLEMÁTICA DE LOS HUMEDALES.	3
1.2	EL PROBLEMA DE LA EUTROFIZACIÓN.	5
1.3	ECOLOGÍA DE LOS LAGOS SOMEROS.	9
1.4	MEDIDAS PARA REDUCIR LAS CARGAS INTERNAS EN LOS LAGOS.	11
1.5	HUMEDALES ARTIFICIALES.	14
1.5.1	INTRODUCCIÓN.	14
1.5.2	TIPOS DE HUMEDALES ARTIFICIALES.	16
1.5.3	MECANISMOS DE ELIMINACIÓN DE LOS CONTAMINANTES.	23
1.5.4	METODOLOGÍAS DE DISEÑO DE HUMEDALES ARTIFICIALES: MODELOS TIPO “CAJA NEGRA”.	34
2	ESTADO DEL ARTE.	39
2.1	EVOLUCIÓN DEL EMPLEO DE MACRÓFITAS PARA REDUCIR LA BIOMASA FITOPLANCTÓNICA DE LAS AGUAS MEDIANTE EL “EFECTO SOMBRA”.	41
2.2	ANTECEDENTES AL CASO DE ESTUDIO.	43
2.3	APLICACIÓN DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS EUTROFIZADAS.	46
3	OBJETIVOS.	49
4	ÁREA DE ESTUDIO.	53
4.1	L’ALBUFERA DE VALÈNCIA.	55
4.1.1	INTRODUCCIÓN.	55
4.1.2	ESTADO DEL LAGO.	57
4.2	TANCAT DE LA PIPA.	65
4.2.1	ANTECEDENTES.	65
4.2.2	LOCALIZACIÓN.	66
4.2.3	CLIMA Y SUELO.	67
4.2.4	DESCRIPCIÓN.	67
5	MATERIAL Y MÉTODOS.	71
5.1	HUMEDALES ARTIFICIALES DEL TANCAT DE LA PIPA.	73
5.1.1	DESCRIPCIÓN.	73
5.1.2	HIDRÁULICA DEL SISTEMA.	76
5.2	MUESTREOS.	78
5.2.1	HIDRÁULICA.	78
5.2.2	CALIDAD DE LAS AGUAS.	79
5.2.3	VEGETACIÓN.	83
5.3	DETERMINACIONES ANALÍTICAS.	85
5.3.1	CALIDAD DE LAS AGUAS.	85
5.3.2	VEGETACIÓN.	87
5.4	CÁLCULOS.	87
5.4.1	HIDRÁULICA.	87
5.4.2	CARGAS ELIMINADAS Y RENDIMIENTOS.	90
5.4.3	VEGETACIÓN.	92
5.5	CÁLCULOS ESTADÍSTICOS.	95
5.6	CÁLCULOS MODELO K-C*.	98
5.6.1	CÁLCULO DE LA CONCENTRACIÓN DE FONDO (C*).	98

6	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.	101
6.1	GESTIÓN DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES.	103
6.2	HIDROLOGÍA.	107
6.2.1	DATOS CLIMÁTICOS DEL ÁREA DE ESTUDIO.	107
6.2.2	BALANCE HÍDRICO EN EL TANCAT DE LA PIPA.	108
6.2.3	CARGAS HIDRÁULICAS.	111
6.2.4	CALADOS.	112
6.2.5	TIEMPO DE RESIDENCIA HIDRÁULICO.	113
6.3	VEGETACIÓN.	115
6.3.1	COBERTURA VEGETAL.	115
6.3.2	BIOMASA SECA VEGETAL.	119
6.3.3	NUTRIENTES EN LAS PLANTAS.	122
6.4	VARIABLES MEDIDAS <i>IN SITU</i>.	126
6.4.1	TEMPERATURA.	126
6.4.2	OXÍGENO DISUELTO.	127
6.4.3	PH	130
6.4.4	CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA.	131
6.4.5	VARIACIONES DIARIAS DE TEMPERATURA, OXÍGENO DISUELTO Y PH.	135
6.5	ELIMINACIÓN SÓLIDOS.	139
6.5.1	CARACTERIZACIÓN DE LOS SÓLIDOS SUSPENDIDOS EN EL AGUA DE ENTRADA.	139
6.5.2	HUMEDAL FG.	142
6.5.3	HUMEDALES FP Y F4.	155
6.6	ELIMINACIÓN FÓSFORO.	157
6.6.1	CARACTERIZACIÓN DEL FÓSFORO EN EL AGUA DE ENTRADA.	157
6.6.2	HUMEDAL FG.	164
6.6.3	HUMEDALES FP Y F4.	185
6.7	ELIMINACIÓN NITRÓGENO.	188
6.7.1	CARACTERIZACIÓN DEL NITRÓGENO EN EL AGUA DE ENTRADA.	188
6.7.2	HUMEDAL FG.	194
6.7.3	HUMEDALES FP Y F4.	218
6.8	ELIMINACIÓN MATERIA ORGÁNICA.	221
6.8.1	CARACTERIZACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA EN EL AGUA DE ENTRADA.	221
6.8.2	HUMEDAL FG.	224
6.8.3	HUMEDAL FP Y F4.	235
6.9	ELIMINACIÓN FITOPLANCTON.	237
6.9.1	CARACTERIZACIÓN DE LA CLOROFILA A EN EL AGUA DE ENTRADA.	237
6.9.2	HUMEDAL FG.	240
6.9.3	HUMEDAL FP Y F4.	249
6.10	RUTAS	251
6.11	INFLUENCIA DEL SECADO-REINUNDACIÓN DE LOS HUMEDALES EN LA CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES EN EL EFLUENTE.	257
6.11.1	EFFECTO SOBRE EL P.	257
6.11.2	EFFECTO SOBRE EL N.	259
6.12	HERRAMIENTAS PARA LA GESTIÓN Y DISEÑO DE HUMEDALES ARTIFICIALES DESTINADOS A TRATAR AGUAS EUTRÓFICAS.	261
6.12.1	RELACIONES LINEALES.	261
6.12.2	MODELOS DE REGRESIÓN LINEAL MÚLTIPLE.	263
6.12.3	MODELACIÓN DE PRIMER ORDEN: MODELO K-C*.	279

7	CONCLUSIONES.	293
8	GLOSARIO.	301
9	BIBLIOGRAFÍA.	305
10	ANEXOS	339
10.1	HUMEDAL FG.	340
10.1.1	FÓSFORO.	340
10.1.2	NITRÓGENO.	341
10.2	MODELOS DE REGRESIÓN LINEAL MÚLTIPLE.	343
10.2.1	SÓLIDOS.	343
10.2.2	FÓSFORO.	344
10.2.3	NITRÓGENO.	346
10.2.4	MATERIA ORGÁNICA.	347
10.2.5	FITOPLANCTON.	349
10.3	HUMEDALES FP Y F4	352
10.3.1	SÓLIDOS	352
10.3.2	FÓSFORO.	360
10.3.3	NITRÓGENO.	372
10.3.4	MATERIA ORGÁNICA.	385
10.3.5	FITOPLANCTON.	394
	ÍNDICE DE FIGURAS	403
	ÍNDICE DE TABLAS	413



INTRODUCCIÓN

1.1 PROBLEMÁTICA DE LOS HUMEDALES.

Por humedales se entiende: “las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o no, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad no exceda de seis metros en marea baja” (artículo 1.1, Convención Ramsar sobre Humedales, 1971). Se estima que aproximadamente, entre un 4-6% de la superficie de la Tierra está ocupada por humedales (Mitsch & Grosselink, 2000), los cuales figuran entre los ecosistemas más productivos del mundo. Son cunas de diversidad biológica y fuentes de agua y productividad primaria, de las que innumerables especies vegetales y animales dependen para subsistir. Dan sustento a altas concentraciones de especies de aves, mamíferos, reptiles, anfibios, peces e invertebrados y además, son importantes depósitos de material genético vegetal (Convención Ramsar sobre Humedales, 1971).

Los humedales ofrecen múltiples beneficios para las personas, la sociedad y la economía en general (Tabla 1-1). Estos se conocen como servicios ecosistémicos¹ o servicios de los ecosistemas (MEA, 2005; Boyd & Banzhaf, 2007). Además, de entre todos los ecosistemas terrestres, los humedales son los que más valor agregado de servicios proporciona por hectárea (Costanza et al., 1997). No obstante, a pesar de ello, hoy en día persiste la degradación y/o destrucción de estos sistemas, resultado de las intensivas prácticas agrícolas, de la extracción de agua para uso doméstico e industrial, del desarrollo urbanístico y/o industrial, del cambio climático, de la presencia especies invasoras y de la contaminación (ten Brink et al., 2013). Davidson (2014) estimó una pérdida de humedales de entre el 64-71% desde el inicio del siglo XX, siendo las tasas de desaparición más altas en algunas regiones, como por ejemplo en Asia. Con respecto a los humedales mediterráneos, las principales causas de la pérdida y degradación de los humedales son: la agricultura, el desarrollo urbanístico e industrial, el turismo, la pesca y la caza, siendo la primera la más importante (Montes et al., 2007)

Así pues, la degradación de los humedales que quedan en la actualidad puede desencadenar en pérdidas de biodiversidad y en cambios en las funciones ecológicas y en los flujos de los servicios ecosistémicos, con impactos posteriores en la salud, en los medios de subsistencia, en el bienestar de las comunidades y en la actividad económica (ten Brink et al., 2013). La evaluación de los Ecosistemas del Milenio en España (SNEA, 2013) concluyó que el 45% de los servicios ecosistémicos analizados se han degradado o están siendo insosteniblemente utilizados. En este estudio se observó que los humedales costeros y continentales habían sufrido un mayor deterioro en su flujo de servicios y por lo tanto, en su capacidad de contribuir al bienestar de la población (Gardner et al., 2015). A escala mundial, se ha

¹ Los servicios ecosistémicos representan los beneficios que los organismos vivos obtienen directa o indirectamente de los ecosistemas (Vymazal, 2011b).

estimado que en los últimos 20 años se ha degradado entre el 30 y el 50% del área de los principales entornos costeros de la Tierra (EEA, 2010) y en España se han perdido más del 60% de los humedales de agua dulce desde 1970 (Revenga et al., 2000).

Tabla 1-1: Servicios ecosistémicos de los humedales. Fuente: ten Brink et al., 2013; Barbier, 2011.

Función	Servicio ecosistémico
Protección costera	Atenúa y /o disipa las olas, amortigua los vientos.
Favorece la estabilización de los sedimentos y la retención del suelo.	Control de la erosión.
Recarga/descarga de aguas subterráneas.	Suministro de agua.
Regulación y control del caudal del agua.	Protección contra crecidas.
Favorece la captación de nutrientes y contaminantes, así como la retención y el depósito de partículas.	Depuración de aguas.
Genera actividad biogeoquímica, sedimentación y productividad biológica.	Secuestro de carbono. Contribuyen a mitigar el cambio climático.
Crea un hábitat reproductivo adecuado y zonas de cría con espacios protegidos.	Mantenimiento de la pesca, la caza y las actividades de forrajeo.
Ofrece un paisaje único y estético, como hábitat adecuado para distintas especies de fauna y flora.	Turismo, recreación, educación e investigación.
Ofrece un paisaje único y estético, con significado cultural, histórico o espiritual.	Beneficios culturales, espirituales y religiosos, valores de legado.
Regulación del clima y estabilización.	Mantenimiento de la temperatura y la precipitación.
Genera productividad y diversidad biológica	Materias primas y alimentos. Representan algunas de las áreas de biodiversidad más importantes del mundo y constituyen el hábitat fundamental de numerosas especies.

Por tanto, es necesario proteger estos ecosistemas tan valiosos y adoptar medidas para su recuperación o restauración. La mejor manera de prevenir mayores pérdidas, así como su degradación, es eliminar los factores de perturbación o las presiones ejercidas sobre las características ecológicas de los humedales. No obstante, si esto no es posible, o bien ya se ha producido la degradación, se debe considerar como posible opción de respuesta la restauración de humedales (Alexander & McInnes, 2012). La Convención de Ramsar (1971) reconoció que si bien la restauración o creación de humedales no puede sustituir los humedales naturales perdidos, la restauración puede desempeñar una función importante en relación con los humedales degradados (aquellos en los que se han perdido o se están perdiendo sus valores y funciones debido a cambios en las características ecológicas) (Manual de Ramsar Nº 19). Una función muy importante de los programas de conservación, rehabilitación y/o restauración es restringir futuras pérdidas ecológicas, mantener los humedales que existen y paralelamente reparar los sistemas naturales afectados. La conservación y la restauración son dos herramientas para cumplir estos objetivos (Montes et al., 2007).

Se entiende por restauración ecológica al proceso de recuperar íntegramente un ecosistema que se encuentra parcial o totalmente degradado, en cuanto a su estructura vegetal, composición de especies, funcionalidad y autosuficiencia, hasta llevarlo a condiciones semejantes a las presentadas originalmente, sin dejar de considerar que se trata de sistemas dinámicos que se encuentran influenciados por factores externos que provocan que las características anteriores varíen dentro de un rango a lo largo del tiempo (Montes et al., 2007). La Convención de Ramsar (1971) define la restauración en su sentido más amplio, incluyendo tanto las actividades que promueven su regreso a las condiciones anteriores como las que mejoran el funcionamiento del humedal, sin necesariamente intentar devolverlo al estado anterior a la perturbación (Manual de Ramsar N° 19). La restauración ecológica ayuda a incrementar el capital natural² y la producción de bienes y servicios (Montes et al., 2007).

1.2 EL PROBLEMA DE LA EUTROFIZACIÓN.

Desde la revolución industrial, las actividades antrópicas han alterado fuertemente la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas (Vitousek et al., 1997a,b; Smith et al., 1999). Concretamente, los ciclos biogeoquímicos del carbono, del nitrógeno (N) y del fósforo (P), entre otros, se han visto profundamente afectados por estas actividades (Vitousek et al., 1997a,b; Carpenter et al., 1998). Así pues, la entrada de nutrientes, N Y P, a las masas de agua ha aumentado intensamente, lo que ha provocado importantes cambios en su calidad química y biológica (Smith et al., 1999).

Los nutrientes pueden llegar a una masa de agua procedentes tanto de fuentes puntuales como de fuentes difusas. Un ejemplo de una fuente puntual es la descarga del efluente de una estación de tratamiento de aguas residuales urbanas (ARU). Estas tienden a ser continuas, con poca variabilidad en el tiempo y relativamente sencillas de ser monitorizadas y controladas. En cambio, las fuentes difusas son generalmente de carácter intermitente y a menudo están ligadas a la actividad agrícola o a eventos irregulares, como las precipitaciones. Además, éstas son difíciles de medir y de controlar (Carpenter et al., 1998).

Los lagos, así como los ríos y mares, pueden clasificarse en diferentes estados tróficos en función del contenido de NT y PT en sus aguas (Tabla 1-2). Los términos de oligotrófico, mesotrófico y eutrófico corresponden a sistemas que reciben baja, intermedia y elevada entrada de nutrientes. Un lago eutrófico es rico en nutrientes y en materia orgánica, y aquellos enriquecidos por la actividad humana se dice que son “culturalmente” eutróficos (Cooke et al., 2005). El término hipertrófico es empleado cuando el sistema recibe una entrada excesiva de nutrientes (Smith et al., 1999).

² Colectivamente los bienes y servicios ecológicos se conocen como capital natural (Weinstein & Day, 2014).

Tabla 1-2: Características promedio de los lagos de diferentes estados tróficos (Nünberg, 1996).

Estado trófico	NT (mg m ⁻³)	PT (mg m ⁻³)	Cl α (mg m ⁻³)	Transparencia Disco Secchi (m)
Oligotrófico	<350	<10	<3.5	>4
Mesotrófico	350-650	10-30	3.5-9	2-4
Eutrófico	630-1200	30-100	9-25	1-2
Hipertrófico	>1200	>1200	>25	<1

Cada uno de los estados tróficos de los lagos, presenta mecanismos de retroalimentación que hacen que estos sistemas tiendan a mantener sus características principales y presenten una cierta inercia al cambio. De acuerdo a ello, los estados tróficos pueden considerarse como estados de equilibrio.

La eutrofización se define como el aumento de nutrientes en el agua, especialmente de los compuestos de N y/o P, que provoca un crecimiento acelerado de algas y especies vegetales superiores, con el resultado de trastornos no deseados en el equilibrio entre los organismos presentes en el agua y en la calidad del agua a la que afecta (Directiva 91/271/CEE). Cooke et al. (2005) ampliaron esta definición introduciendo, además de los nutrientes, la carga de limos y materia orgánica. De este modo, la definición sugerida en Cooke et al. (2005) establece el proceso de eutrofización como la entrada de materia particulada o disuelta y orgánica o inorgánica a lagos y embalses a tasas suficientes como para incrementar el potencial de producción biológica, disminuir el volumen de la cuenca y agotar el oxígeno disuelto (OD). Actualmente, la eutrofización es el principal problema de calidad de aguas en la mayoría de los ecosistemas de agua dulce y marinos del mundo (Smith & Schindler, 2009) y tiene numerosos efectos negativos sobre ellos (Tabla 1-3), de entre los que destaca: un incremento de la biomasa algal (fitoplanctónica y epífita), de la materia orgánica suspendida y de la turbidez, así como la adquisición de las aguas de un color verdoso, característico de los sistemas que presentan este problema (Figura 1-1). Es especialmente preocupante, la desaparición de la vegetación sumergida en los sistemas acuáticos eutrofizados, relacionado principalmente con la disminución de la penetración de la luz en la columna de agua, debido al aumento de la turbidez. En España, ya en la década de los 90, el 80% de los lagos, el 70% de los embalses y el 60% de los ríos eran eutróficos (Álvarez-Cobelas et al., 1992).

Entre los factores que influyen en el crecimiento del fitoplancton se encuentran: los nutrientes, la intensidad luminosa disponible, la temperatura del agua, factores biológicos como la competencia por los recursos disponibles requeridos y la depredación por otros organismos (Wetzel, 1981) y la tasa de renovación del agua (Dillon, 1975; Cooke et al., 2005). De este modo, el “bloom” de las algas no se mantiene indefinidamente, sino que este crecimiento explosivo termina provocando el agotamiento de los nutrientes y además, la elevada turbidez resultante impide la penetración de la radiación solar y el intercambio de oxígeno con la atmósfera. Estas condiciones conducen a la muerte de estos organismos

fotosintéticos, los cuales se volverán a desarrollar con la nueva entrada de nutrientes y de luz al sistema.

Tabla 1-3: Efectos adversos de la eutrofización en ecosistemas de agua dulce y océanos costeros (adaptado de Smith, 2003).

Incremento de la productividad y biomasa de fitoplancton.
Cambio en la composición del fitoplancton a especies formadoras de “blooms” las cuales pueden ser tóxicas o no pueden ser consumidas de manera efectiva por los herbívoros acuáticos.
Incremento de la productividad y biomasa de perifiton.
Cambios en la productividad, biomasa y composición de especies de macrófitas.
Sustitución de especies piscícolas deseables por otras que lo son mucho menos.
Reducciones en la salud y el tamaño de las poblaciones de coral marino.
Amenaza para las especies acuáticas en peligro de extinción.
Agotamiento del oxígeno.
Disminución de la transparencia del agua.
Problemas de sabor, olor y en el tratamiento de las aguas potables.
Pérdida de biodiversidad.
Disminución del valor estético de la masa de agua.
Importantes pérdidas económicas, incluyendo la pérdida del uso recreativo de la masa de agua.

En un determinado ambiente, tanto terrestre como acuático, la producción primaria puede encontrarse limitada por el nutriente que se encuentre en menor cantidad, siempre que esta sea inferior a la requerida para el crecimiento de las plantas (von Liebig, 1855). Esta teoría es conocida como la Ley del Mínimo de Liebig. En ambientes acuáticos, los nutrientes limitantes suelen ser el N y el P. El N suele ser limitante en la mayoría de los estuarios y mares costeros y el P en masas de agua dulce, por lo que éste ha sido identificado como el nutriente limitante del crecimiento de algas en lagos (Schindler, 1977). Normalmente, cuando el nitrógeno escasea, y pasa a ser el elemento limitante, se favorece la aparición de determinados tipos de algas (cianobacterias) capaces de fijar el nitrógeno atmosférico, dejando éste de ser limitante. En cambio, el P no tiene ninguna fase gaseosa, por lo que la atmósfera no es una fuente significativa de este nutriente, a diferencia del carbono o del N (Cooke et al., 2005).



Figura 1-1: Fotografías realizadas al lago de l'Albufera de Valencia en abril del 2014. Fuente: elaboración propia.

Numerosos estudios han concluido que la gestión de las entradas de P y, en aguas costeras, de N, es crítica para mantener una calidad del agua deseable en el ecosistema (Smith & Schindler, 2009). Dado que generalmente el P es el nutriente limitante en los lagos, la mayoría de medidas llevadas a cabo en relación a la gestión de la eutrofización se centran principalmente en el control de las cargas de entrada de este nutriente (Smith et al., 1999). No obstante, la reducción de las **cargas externas** de nutrientes es un esencial, pero no necesariamente suficiente, paso hacia reducir las concentraciones de P en los lagos. Las **cargas internas** desde los sedimentos aeróbicos y anaeróbicos, la filtración de aguas subterráneas, la descomposición de macrófitas, la resuspensión de sedimentos y la actividad de los organismos, pueden añadir, en determinados momentos del año, más nutrientes al lago que las cargas externas (Cooke et al., 2005).

Debido a la relevancia de los problemas derivados de la eutrofización, durante décadas se están coordinando acciones por parte de las administraciones públicas, ecologistas, ingenieros, ONGs, etc., de todo el mundo para tratar de prevenir, gestionar y restaurar las masas de agua afectadas. Un ejemplo de las acciones impulsadas para frenar el avance de este problema es la Directiva Marco del Agua (DMA 2000/60/CEE). Con la entrada en vigor de ésta, los Estados Miembros fueron instados a proteger, mejorar y regenerar todas las masas de agua superficial, con objeto de alcanzar un buen potencial ecológico³ y un buen estado químico de las mismas, a más tardar quince años después de su entrada en vigor. Además, previamente a la DMA, la Unión Europea implementó la Directiva de Tratamiento de las Aguas Residuales Urbanas (Directiva 91/271/CEE), la cual se refiere a la recogida, tratamiento y vertido de las aguas residuales urbanas, así como al tratamiento y vertido de las aguas residuales de algunos sectores industriales. La finalidad de esta Directiva es proteger el medio ambiente contra todo deterioro derivado del vertido de esas aguas. De forma resumida, la Directiva establece que las “aglomeraciones urbanas” deberán disponer, según los casos, de sistemas de colectores para la recogida y conducción de las aguas residuales y se prevendrán distintos tratamientos a los que deberán someterse dichas aguas antes de su vertido a aguas continentales o marinas. En la determinación de estos tratamientos se tiene en cuenta las características del emplazamiento donde se producen. De acuerdo con esto, los tratamientos serán más o menos rigurosos según se efectúen en zonas calificadas como “sensibles”, “menos sensibles” o “normales”. Las zonas “sensibles” son aquellas masas de agua eutróficas o que podrían llegar a serlo en un futuro próximo si no se adoptan medidas de protección, para las cuales se impone unos requisitos de vertido más estrictos (N y P).

³ El buen potencial ecológico se define, en el artículo 2 de la Directiva, como *el estado de una masa de agua muy modificada o artificial, que se clasifica como tal arreglo a las disposiciones pertinentes del anexo V.*

1.3 ECOLOGÍA DE LOS LAGOS SOMEROS.

Los lagos someros podrían definirse como aquellos cuya profundidad de la lámina de agua es inferior a los 3 m y la batimetría de la cubeta les confiere la potencialidad para ser colonizados, a veces en su totalidad, por plantas acuáticas (Moss, 1998). Estos sistemas son especialmente vulnerables a la eutrofización, debido a la fuerte interacción entre los sedimentos y la columna de agua. Los lagos someros son menos sensibles, que los lagos profundos, a reducciones significativas de las cargas externas debido a las interacciones entre los sistemas pelágico y bentónico que tienden a mantener una alta concentración de nutrientes. Los nutrientes liberados desde los sedimentos del fondo de los lagos someros afectan a la toda la columna de agua, a diferencia de los lagos profundos y estratificados. En los lagos someros, la liberación de nutrientes puede ser muy alta debido a la bioturbación, perturbación del viento, efecto de las burbujas de gas, elevado pH debido a la intensa actividad fotosintética, y debido a los déficits de oxígeno disuelto en la interfase agua-sedimento. Por tanto, la reducción de las cargas externas de nutrientes, si bien es necesaria, puede no ser suficiente para rehabilitar un lago somero (Cooke et al., 2005).

La base teórica que describe la ecología de los lagos someros frente a distintos niveles de nutrientes se basa en la denominada “teoría de los estados alternativos en equilibrio” o modelo de biestabilidad (Scheffer et al., 1993). De ella se deduce que sobre un rango de concentraciones de nutrientes, los lagos someros pueden tener dos estados de equilibrio, un estado claro dominado por la vegetación acuática y un estado turbio caracterizado por una alta biomasa algal. Esta biestabilidad tiene importantes implicaciones en la restauración de los lagos someros eutrofizados (Scheffer et al., 1993).

El principal mecanismo involucrado en la existencia de estos dos estados alternativos, parece ser el sistema de retroalimentación que existe entre la vegetación sumergida y la turbidez (Scheffer et al., 1993) (Figura 1-2). Por una parte, la vegetación sumergida tiende a mejorar la transparencia del agua debido a que reduce la resuspensión de los sedimentos, proporciona refugio para el zooplankton, compite con las algas por los nutrientes disponibles y en algunos casos libera sustancias alelopáticas, tóxicas para las algas. Por otra parte, una elevada turbidez limita el crecimiento de las plantas sumergidas al impedir el paso de la luz a través de la columna de agua. Así pues, los lagos con vegetación sumergida tienden a tener una transparencia mayor que los lagos con el mismo estado de nutrientes y con vegetación escasa o dispersa. De hecho, la vegetación puede estabilizar un estado de agua clara en lagos someros hasta relativamente una elevada carga de nutrientes. Pero una vez el sistema ha cambiado a un estado de turbidez, se necesita una fuerte reducción de nutrientes para conseguir la recolonización de las plantas. Los modelos indican que el paso de un sistema de aguas claras dominado por vegetación sumergida a un sistema de aguas turbias dominado por fitoplancton no es gradual sino brusco (Scheffer et al., 1993). La restauración de un lago, mediante la reducción del nivel de nutrientes puede mostrar una cierta histéresis,

permaneciendo en su estado de turbidez. Ello puede ser en parte explicado por la liberación de P desde los sedimentos, en respuesta a una reducción de la carga externa, y también puede ser explicado por la teoría de los estados alternativos. El estado de turbidez, puede mantenerse estable a bajos niveles de nutrientes. En estos casos, la restauración requiere una “terapia de shock” adicional para llevar al ecosistema hacia el estado claro de equilibrio (Scheffer et al., 1993), es decir, tomar medidas adicionales como la biomanipulación (Scheffer et al., 1993; Jeppesen et al., 2007a). La reducción del stock de peces puede mejorar el estado del lago debido a que disminuye la depredación sobre el zooplancton, que a su vez es consumidor de fitoplancton, y reduce la resuspensión de los sedimentos, aumentando la transparencia del sistema. Otros factores que pueden influir en la histéresis al cambio pueden ser la falta de propágulos de la vegetación sumergida, la depredación de ésta por parte de las aves y los peces o condiciones pobres del sustrato (Jeppesen et al., 2007a).

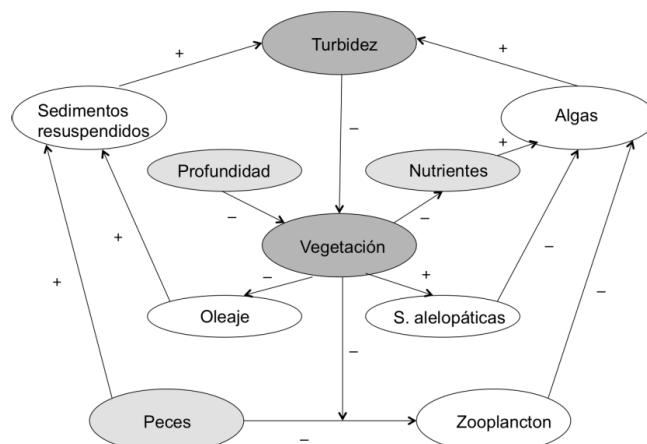


Figura 1-2: Principales mecanismos responsables de la existencia de los estados alternativos en los lagos someros (adaptado de Scheffer et al. (1993)).

Más recientemente, los resultados presentados por Jeppesen et al. (2007a) sugieren que los dos estados alternativos son menos estables de lo que se sugirió inicialmente. Así pues, la resistencia al cambio con la disminución de las concentraciones de fósforo total (PT) es menos fuerte que lo predicho por la hipótesis de los estados alternativos. En varios lagos nórdicos se ha observado que el cambio a un estado claro puede ocurrir gradualmente, simultáneamente a la reducción de la carga interna de fósforo y a la concentración de fósforo en el lago (Jeppesen et al., 2007a).

Algunos estudios sugieren que para que se produzca el cambio de estado en los lagos templados de agua dulce, las concentraciones de PT deben estar entre 0.05-0.1 mg P L⁻¹ (Jeppesen et al., 2003). Para los lagos someros del mediterráneo, se ha sugerido un valor inferior (≤ 0.05 mg P L⁻¹, Romo et al. (2004)).

1.4 MEDIDAS PARA REDUCIR LAS CARGAS INTERNAS EN LOS LAGOS.

Como se ha comentado en un apartado anterior, reducir las cargas externas de nutrientes, principalmente de P, es crucial para la recuperación de lagos eutrofizados (Smith, 2003; Anderson et al., 2005; Jeppesen et al., 2005; Villena & Romo, 2003; Özkundaci et al., 2010). Los esfuerzos por lo general se centran en el control de las descargas de aguas residuales urbanas e industriales y de la escorrentía agrícola. Estas fuentes contienen una elevada concentración de N y P (Cooke et al., 2005), siendo las medidas más comunes: la desviación de las mismas hacia masas de agua con una mayor capacidad de asimilación y el tratamiento avanzado de aguas residuales.

En algunos casos, la reducción de las cargas externas de nutrientes ha sido suficiente para la mejorar el estado de las masas de agua afectadas por la eutrofización. Dos ejemplos son el lago Washington (EEUU) (Edmondson, 1994) y el Lago Maggiore (Italia) (Smith et al., 1999). Sin embargo, en muchos casos la recuperación ha sido muy lenta o incluso despreciable (Smith & Schindler, 2009), lo que en muchos casos se relaciona con la carga interna de nutrientes (Marsden, 1989; Van der Molen & Boers, 1994; Phillips et al., 1994; Søndergaard et al., 2002, Søndergaard et al., 2003; Jeppesen et al., 2005). Cuando la carga de P al sistema se reduce, el P acumulado en los sedimentos necesita un periodo de tiempo para alcanzar el equilibrio con el nuevo nivel de carga. La liberación de P desde los sedimentos al agua puede ser tan intensa y persistente que retrase la mejora de la calidad del agua (Søndergaard et al., 2003). La duración y la importancia de la carga interna se relaciona principalmente con la tasa de renovación del lago, la carga histórica y las características químicas del sedimento (Søndergaard et al., 2003). El tiempo necesario puede variar considerablemente entre lagos, siendo en algunos casos de décadas (Jeppesen et al., 2007a; Kagalou et al., 2008).

Un breve resumen de los mecanismos que pueden influir en la liberación del P desde los sedimentos se recoge en Søndergaard et al. (2003). Entre estos se encuentran: la resuspensión, la temperatura, el estado redox, el pH, la relación Fe:P en los sedimentos, la difusión química del P y la vegetación sumergida. Las macrófitas pueden influir en el ciclo del P tanto positiva (liberan oxígeno desde las raíces, reducen la resuspensión de los sedimentos y disminuyen la liberación de P desde los mismos) como negativamente (si la densidad de vegetación es muy alta, pueden darse bajos niveles de oxígeno o incrementos de pH).

Para reducir las cargas internas de P en lagos se han desarrollado numerosas técnicas (Søndergaard et al., 2000; Cooke et al., 2005; Hickey & Gibbs, 2009; Jeppesen et al., 2007b; Zamparas & Zacharias, 2014), los cuales comprenden tanto métodos físicos-químicos como biológicos.

Entre los métodos físicos se encuentran: el dragado de los sedimentos ricos en nutrientes (Phillips et al., 1999), la retirada o la aireación del hipolimnion y el aumento de la tasa de

renovación del lago. La ventaja del dragado del sedimento es la eliminación permanente de pequeñas áreas de sedimentos altamente enriquecidos o contaminados, los cuales pueden estar afectando negativamente al ecosistema del lago. No obstante, las desventajas son varias e importantes (Hickey & Gibbs, 2009): (I) el alto coste de la eliminación de los sedimentos si no es posible su uso agrícola y si están presentes contaminantes químicos, (II) la necesidad de maquinaria pesada y especializada en excavaciones a gran escala, (III) la posibilidad de la liberación de contaminantes al agua del lago durante el dragado. Esta medida suele ser impopular debido a los efectos negativos que se pueden producir sobre la masa de agua durante el dragado, como son la movilización de contaminantes y la disminución de la concentración de oxígeno disuelto (Van den Berg et al., 2001; MMA, 2004c). Para más información sobre los otros métodos se recomienda consultar la bibliografía (Nürnberg, 1987, 2007; Cooke et al., 2005; Hickey & Gibbs, 2009).

En cuanto a los métodos químicos, Zamparas & Zacharias (2014) publicaron una revisión en detalle sobre los principales compuestos que se están empleando actualmente: el aluminio, la calcita, el Phoslock™ (bentonita que ha sido modificada con lantano) y la zeolita modificada (Z2G1). Estos métodos generalmente tienen como objetivo reducir la liberación de fósforo desde los sedimentos mediante la mejora de la capacidad de adsorción del P y así crear una limitación del P para el fitoplancton. El hierro también se utiliza para la inactivación del P, aunque es menos común, pero puede ser efectivo en sedimentos aerobios con baja relación Fe:P (Cooke et al., 2005). No obstante, la aplicación de sales de hierro y de aluminio tiene ciertas desventajas, ya que los compuestos formados son muy sensibles a los cambios de pH y de potencial redox. Por ejemplo, a elevados pH se puede producir la desorción del P y la aplicación de sales de aluminio en lagos de baja o moderada alcalinidad puede desencadenar en una acidificación del lago y en la aparición de especies de aluminio solubles y potencialmente tóxicas. Con lo cual, el empleo de sales de aluminio es desaconsejable a menos que el lago tenga una elevada alcalinidad, o que se añada alguna solución amortiguadora (Cooke et al., 2005).

A pesar de que estos métodos químicos se han empleado en numerosos lagos eutrofizados, no se conoce mucho acerca de su eficacia a largo plazo, debido a que muchas publicaciones proporcionan estudios a corto plazo. Para conseguir una efectividad de la medida a largo plazo es muy importante garantizar la reducción de las cargas externas de nutrientes.

Por último, dentro de los métodos biológicos se encuentra el control de arriba abajo en la red trófica (top-down) del fitoplancton, mediante la eliminación selectiva de peces planctívoros. Los peces planctívoros y bentívoros contribuyen a la resistencia biológica en lagos someros mediante varias vías: (I) depredación del zooplancton, principal consumidor del fitoplancton, (II) bioturbación del sedimento con probabilidad de liberación de P, y (III) excreción de compuestos con P (Jeppesen et al., 2007b). Varios autores han señalado la importancia de llevar a cabo medidas de biomanipulación para reducir las cargas internas de

P (Scheffer et al., 1993; Jeppesen 1990, 1991; Søndergaard et al., 2007; Kagalou et al., 2008). No obstante, Phillips et al. (1994) observó que la disminución de la población de peces, desencadenó en un aumento de la presencia de organismos bentónicos, como los quironómidos, que también favorecen la liberación de P por bioturbación. Otro método biológico empleado en la recuperación de los lagos someros, es la implantación y la protección de plantas sumergidas, por ejemplo a través de la construcción de recintos para proteger a la vegetación sumergida de la depredación llevada a cabo por las aves acuáticas (Rodrigo et al., 2013a). Los métodos biológicos generalmente son más económicos que los métodos físico-químicos y por tanto, suelen ser más atractivos. El problema es que la efectividad de los mismos a largo plazo es incierta, siendo en muchas ocasiones necesario repetir las acciones a largo plazo (Jeppesen et al., 2007b).

Un ejemplo del éxito en la restauración de un lago somero eutrofizado es el lago Finjasjön, en el sur de Suecia (Annadotter et al., 1999). En este lago, la reducción de las cargas externas no resultaron en la recuperación del lago esperada, debido a la liberación de P desde el sedimento. Por ello se decidió dragar el sedimento, medida que no se ejecutó en todo el lago ya que se constató que los sedimentos que permanecían tras el dragado continuaban teniendo una baja capacidad de retención del P, y éste seguía siendo liberado a la columna de agua. A raíz del poco éxito de esta actuación, se planteó por una parte llevar a cabo medidas de biomanipulación, a través de la reducción de los peces ciprínidos, y por otra parte intensificar la reducción de las cargas externas (tanto desde la cuenca como desde las plantas de tratamiento de aguas residuales). Con respecto a esta última medida, se delimitaron zonas de amortiguación en los arroyos más importantes y la construcción de un humedal artificial (30 ha) para mejorar la calidad del efluente de la planta de tratamiento. Este humedal redujo en un 25% el PT (principalmente fosfatos) y en un 32% el NT (principalmente nitratos). Estas medidas dieron muy buenos resultados, con un incremento de la biomasa zooplanctónica, de la transparencia del agua y la recolonización de macrófitas sumergidas y aves, las cuales desaparecieron cuando el sistema se volvió turbio.

En el marco de las medidas llevadas a cabo para reducir las cargas internas de nutrientes de un lago eutrofizado, se propone el empleo de humedales artificiales para tratar las propias aguas eutróficas y reducir tanto los nutrientes como la biomasa fitoplanctónica contenidos en ellas. La reducción de la biomasa fitoplanctónica a su vez, supondrá una reducción a largo plazo de los aportes internos de nutrientes al sistema debido a la muerte y posterior descomposición de la misma. Además, el agua tratada será devuelta al lago con lo que representará un aporte de agua clara, la cual influirá positivamente en la dilución de las altas concentraciones de sólidos en el lago eutrofizado.

Esta medida se presenta como un enfoque más, dentro de un plan de gestión integrado, en el que es de gran importancia la reducción de las cargas externas de nutrientes. Por tanto, la presente tesis tiene como objetivo principal determinar la factibilidad de esta medida, a

partir de los resultados obtenidos en la experiencia piloto llevada a cabo en el lago de l'Albufera de Valencia.

La ingeniería ecológica se define como el diseño de ecosistemas sostenibles que integran la sociedad humana con su medio natural, para el beneficio de ambos. Sus objetivos incluyen la restauración de ecosistemas que han sido sustancialmente alterados por las actividades humanas y el desarrollo de nuevos ecosistemas sostenibles que tienen tanto valores humanos como ecológicos (Mitsch, 2012). Principios de la ingeniería ecológica han sido usados por ejemplo para proponer soluciones al problema de la hipoxia en el Golfo de México (como la creación de humedales para controlar la contaminación difusas desde las tierras de cultivo) (Mitsch et al., 2001).

1.5 HUMEDALES ARTIFICIALES.

1.5.1 Introducción.

Los humedales artificiales (HA), también llamados humedales construidos, se engloban dentro de los sistemas de depuración natural. Estos sistemas se han consolidado alrededor del mundo como una buena alternativa para el saneamiento de pequeñas comunidades frente a los sistemas convencionales (Puigagut et al., 2007), ya que logran la eliminación de sustancias contaminantes de las aguas residuales a través de mecanismos y procesos naturales, los cuales no requieren ni energía externa ni aditivos químicos. En ellos, un gran número de procesos de descontaminación son ejecutados por sinergia de diferentes comunidades de organismos (García & Corzo, 2008). En resumen, las ventajas que presentan respecto a los sistemas convencionales son: bajos requerimientos energéticos, simplicidad de operación y de mantenimiento (las operaciones de mantenimiento y explotación pueden llevarse a cabo por personal no especializado), garantía de funcionamiento eficaz frente a grandes oscilaciones de caudal y carga en el influente a tratar (gracias a su capacidad de resiliencia, son sistemas autoreguladores, capaces de absorber grandes oscilaciones tanto de caudal como de carga contaminante), simplificación del manejo de lodos, se pueden establecer en el mismo lugar donde se producen las aguas residuales, son sistemas de bajo coste y proporcionan hábitats para una amplia diversidad de animales y plantas (Solano et al., 2014; Kadlec & Wallace, 2009; Mitsch & Gosselink, 2000). Por ello, estos sistemas tienen un gran potencial para su aplicación en países en vías de desarrollo, y en particular en las pequeñas comunidades rurales (Kivaisi, 2000). Además, tienen un alto valor paisajístico y fomentan la biodiversidad de los ecosistemas húmedos, gran parte de los cuales, como se ha comentado en un epígrafe anterior, se encuentran amenazados. La principal desventaja de esta tecnología es la gran superficie de tierra requerida para su implantación, en comparación a la requerida por un sistema de tratamiento convencional y también que en las regiones templadas o frías, los rendimientos de operación pueden disminuir apreciablemente durante el invierno.

Los humedales se encuentran entre los ecosistemas más importantes de la Tierra, debido a sus condiciones hidrológicas únicas y a su papel como ecotonos entre los sistemas acuáticos y terrestres (Mitsch & Grosselink, 1993). Éstos se definen como áreas inundadas o saturadas por agua superficial o subterránea, con la frecuencia y duración suficiente para soportar una vegetación adaptada para ello (vegetación hidrófila). Los humedales artificiales son humedales que han sido construidos o que han sido extensamente modificados por humanos (U.S. EPA, 2000a). De forma resumida, los HA son sistemas de depuración constituidos por lagunas o canales poco profundos (de menos de 1 m) plantados con vegetación propia de las zonas húmedas y en los que los procesos de descontaminación tienen lugar mediante las interacciones entre el agua, el sustrato sólido, los microorganismos, la vegetación e incluso la fauna (García & Corzo, 2008).

Los seres humanos llevan siglos empleando los humedales para el control de la contaminación. Durante mucho tiempo, debido a su capacidad de asimilación de materia orgánica y de nutrientes, estos ecosistemas se han utilizado como lugar de descarga de las aguas residuales (Brix, 1994a). No obstante, la construcción de humedales con la finalidad de depurar las aguas es un fenómeno más reciente. Para encontrar las primeras investigaciones, nos tenemos que remontar hasta principios de la década de los 50. Concretamente, entre 1952 y 1956, la Dra. Käthe Seidel llevó a cabo numerosos experimentos basados en el empleo de las plantas de los humedales para tratar varios tipos de aguas residuales (Vymazal, 2011a). No obstante, no fue hasta finales de la década de los 60 cuando se puso en funcionamiento el primer sistema a gran escala.

En 1970, Boyd defendió el empleo de la vegetación acuática para la eliminación de nutrientes, tanto de aguas naturales (que se habían vuelto peligrosamente eutróficas) como de aguas residuales (Boyd, 1970). Boyd señaló que las especies de plantas elegidas para ello debían producir una gran biomasa por unidad de superficie y tener una rápida velocidad de crecimiento. Éstas debían acumular grandes cantidades de nutrientes (principalmente N y P, debido a su relación con la eutrofización), ser cosechadas fácilmente y tener un valor nutritivo razonable como alimento para el ganado (por razones económicas). En su estudio aparece *Typha Latifolia* como una de las plantas más adecuadas para ello. Ese mismo año, Steward (1970) también estudió el potencial de las plantas acuáticas en la retirada de nutrientes.

La implantación de esta tecnología se ha acelerado notablemente alrededor del mundo desde 1985, principalmente debido a que son mecánicamente simples, pero capaces de conseguir altos niveles de depuración (Kadlec & Wallace, 2009). Actualmente, hay un gran número de experiencias alrededor del mundo que demuestran el poder purificador de los HA y bajo diferentes condiciones ambientales. No obstante, esta tecnología no está tan expandida en España como en otros países de la Unión Europea, pese a la idoneidad del

clima para este tipo de tratamientos. Aún así, en los últimos años ha habido un crecimiento en la implantación de HA para el saneamiento de pequeñas comunidades, sobre todo en Cataluña, Andalucía y las Islas Canarias (Puigagut et al., 2007).

Los porcentajes de eliminación alcanzados en estos sistemas son generalmente altos para la materia orgánica y las bacterias (80-99% de eliminación en la mayoría de los casos), mientras que para el N y el P suelen ser más bajos y variables. La eliminación del N es normalmente superior al 50% y es más baja para el P (además de que puede llegar a saturarse si se somete el HA a una carga alta y prolongada). No obstante, las tasas de eliminación de nutrientes pueden ser optimizadas mediante la elección de la carga correcta (para prevenir la sobrecarga del sistema), la instalación de un régimen fluctuante de los niveles de agua y por la adición de materiales adsorbentes al sedimento del humedal (Verhoeven & Meuleman, 1999).

1.5.2 Tipos de humedales artificiales.

Los humedales artificiales son sistemas ingenieriles que han sido diseñados y construidos para reproducir los procesos naturales, pero de manera más controlada que en el medio natural. Estos sistemas pueden clasificarse en función de varios parámetros de diseño, pero los tres criterios más importantes son la hidrología (flujo superficial y flujo subsuperficial), el tipo de macrófitas (emergentes, sumergidas y flotantes) y la trayectoria del flujo (horizontal y vertical) (Figura 1-3). Además, diferentes tipos de HA pueden ser combinados unos con otros (sistemas híbridos o combinados) para emplear las ventajas de los diferentes sistemas (Vymazal, 2011a).

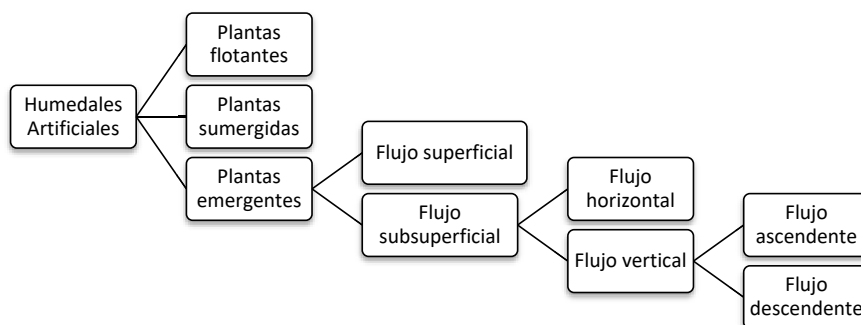


Figura 1-3: Clasificación de los humedales artificiales (adaptado de Vymazal, 2007).

A continuación se describen brevemente los distintos tipos macrófitas que pueden encontrarse en un HA:

- I. Macrófitas emergentes: crecen en suelos saturados de agua o sumergidos y para ello presentan una serie de adaptaciones morfológicas, entre las que se encuentra el desarrollo de un tejido vegetal denominado aerénquima, encargado de transportar oxígeno a las raíces

y rizomas. Parte de este oxígeno puede ser liberado a los alrededores de la rizosfera creando condiciones aerobias y estimulando por tanto, la degradación biológica de la materia orgánica y la nitrificación bacteriana. Ejemplos de macrófitas emergentes son: *Carex rostrata*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Scirpus lacustris*, etc. (Kadlec & Wallace, 2009).

- II. Macrófitas con hojas flotantes: son enraizadas en los sedimentos sumergidos con hojas flotantes o ligeramente aéreas. Por ejemplo: *Nymphaea odorata* y *Nuphar luteum*.
- III. Macrófitas flotantes: no enraizan en el sustrato, ellas flotan libremente sobre el agua. Dentro de estas se encuentran: *Eichhornia crassipes*, *Lemna minor*, *Spirodella polyrhiza* (Kadlec & Wallace, 2009).
- IV. Las macrófitas sumergidas: tienen sus tejidos fotosintéticos completamente sumergidos pero normalmente sus flores se encuentran expuestas a la atmósfera. Ejemplos son: *Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum* y algas del tipo *Rhodophyceae* (Kadlec & Wallace, 2009).

La vegetación seleccionada para el sistema de depuración, debe de tener en cuenta las características de la región donde se desarrollará el proyecto, así como las siguientes recomendaciones (Tanner, 1996; Garcia & Corzo, 2008):

- I. Las especies deben ser colonizadoras activas, con una eficaz extensión del sistema radicular, rápida propagación, rápido establecimiento y rápido crecimiento.
- II. Deben ser especies que alcancen una biomasa considerable por unidad de superficie para conseguir la máxima asimilación de nutrientes.
- III. Tienen que tener una alta capacidad de eliminación de contaminantes, tanto a través de la asimilación directa y almacenamiento, como indirectamente al mejorar las transformaciones microbiológicas tales como la nitrificación (al liberar oxígeno a la zona radicular) y la desnitrificación (al aportar carbono).
- IV. La biomasa subterránea debe poseer una gran superficie específica para potenciar el crecimiento de la biopelícula.
- V. La vegetación no debe poner en peligro la integridad ecológica o genética de los ecosistemas de los alrededores.
- VI. Deben tolerar los contaminantes y las condiciones de hipertrofia.

Las principales diferencias de los sistemas de flujo subsuperficial respecto a los superficiales son: mayor capacidad de tratamiento (admiten mayor carga orgánica), bajo riesgo de contacto del agua con las personas y de aparición de insectos, pero una menor utilidad para proyectos de restauración ambiental debido a la falta de lámina de agua accesible (Garcia & Corzo, 2008).

Los HA objeto de estudio en la presente tesis, se engloban dentro del grupo de los humedales artificiales de flujo superficial. Por ello este grupo se describirá a continuación de una forma más detallada.

1.5.2.1 Humedales artificiales de flujo superficial.

Los humedales artificiales de flujo superficial (HAFS) son los más similares en apariencia a los humedales naturales. En estos sistemas el agua está directamente expuesta a la atmósfera y circula preferentemente a través de los tallos y hojas de las plantas. Estos humedales se pueden entender como una modificación del lagunaje natural, con una profundidad de la lámina de agua de entre 0.3-0.4 m y con vegetación. Se suelen aplicar para mejorar la calidad de efluentes que ya han sido previamente tratados en una estación de depuración de aguas residuales (García & Corzo, 2008). Este tipo de HA son los más empleados para depurar aguas residuales en Norte América (Brix, 1994a). Las aplicaciones más comunes para este tipo de sistemas son como tratamiento terciario de aguas residuales urbanas y para tratar la escorrentía de aguas pluviales y las aguas procedentes de la minería (Vymazal, 2011a). Debido al riesgo de exposición de los humanos a los patógenos, estos HA no suelen emplearse como tratamiento secundario de aguas residuales urbanas.

Estos humedales contienen áreas de aguas abiertas, vegetación flotante, sumergida y emergente. Las áreas desprovistas de vegetación pueden ser incorporadas en el diseño para optimizar la hidráulica del sistema y para mejorar el hábitat para la vida silvestre (Kadlec, 2006). Dado que estos sistemas imitan los humedales naturales, atraen a una amplia variedad de vida silvestre: insectos, moluscos, peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos (Kadlec & Wallace, 2009). Como el agua residual fluye a través del humedal, ésta es principalmente tratada mediante los procesos de sedimentación, filtración, oxidación, reducción, adsorción y precipitación (Kadlec & Wallace, 2009).

Los elementos básicos de los que se compone un HAFS se pueden ver en la Figura 1-4. Estos incluyen motas (para cerrar las celdas de tratamiento), estructuras en la entrada para regular y distribuir uniformemente el influente (para un tratamiento óptimo), combinaciones de varias zonas de áreas abiertas y áreas densamente vegetadas, y estructuras a la salida, que complementan el todavía flujo distribuido por las estructuras de la entrada, y que permiten el ajuste de los niveles de agua dentro de las celdas de tratamiento. A menudo, la forma, el tamaño y la complejidad del diseño se seleccionan en función de las características del lugar, más que por criterios de diseño preconcebidos (U.S. EPA, 2000b). Normalmente consisten en una o más celdas someras o canales con una barrera para prevenir las infiltraciones hacia las aguas subterráneas y una capa de suelo donde enraízan las macrófitas. Los géneros de vegetación más empleados son *Typha*, *Scirpus*, *Phragmites*, *Juncus* y *Eleocharis* (Vymazal, 2013). En términos de especies, *Phragmites australis* es la especie más común en Europa y Asia y *Typha latifolia* en Norte América (Vymazal, 2013). Normalmente, suelen incluir una balsa previa de sedimentación, aunque ello puede depender de la carga de sólidos en el influente.

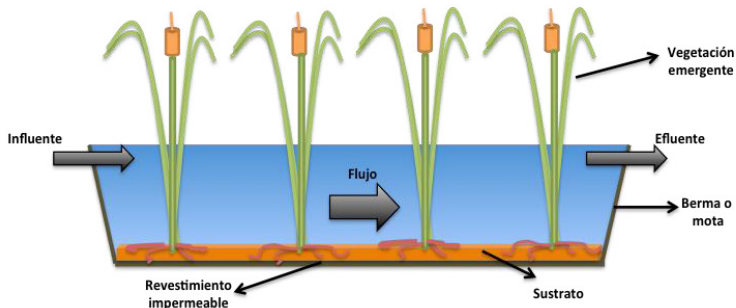


Figura 1-4: Elementos básicos de un HAFS (adaptado de Kadlec & Wallace, 2009).

Las desventajas más importantes que presentan estos sistemas son las que se enumeran a continuación (U.S. EPA, 2000b):

- I. Se pueden requerir grandes extensiones de tierra, especialmente si se requiere de eliminación de N y P.
- II. La eliminación de materia orgánica y nitrógeno, se lleva a cabo mediante procesos biológicos y renovables. En contra, el fósforo, los metales y algunos compuestos orgánicos persistentes, se unen a los sedimentos y se van acumulando con el tiempo.
- III. En climas fríos, las bajas temperaturas invernales pueden reducir la tasa de eliminación de materia orgánica y la de los procesos de nitrificación- desnitrificación. Esto se puede compensar mediante un incremento del tiempo de residencia hidráulico, pero el aumento de tamaño del humedal requerido en climas extremadamente fríos puede no ser rentable o técnicamente factible.
- IV. Pueden aparecer problemas de mosquitos o de otros insectos y de patógenos.

En este tipo de humedales, se pueden alcanzar rendimientos por encima del 70% para los sólidos suspendidos, materia orgánica y patógenos. En cambio, los rendimientos para el N oscilan entre 40-50% y para el P entre el 40-90% (Chen, 2011).

1.5.2.2 Humedales artificiales de flujo subsuperficial.

Los humedales artificiales de flujo subsuperficial (HAFSS) emplean un lecho de suelo o de grava como sustrato para el crecimiento de las plantas emergentes. El agua fluye por gravedad, a través del sustrato donde entra en contacto con una mezcla de microorganismos facultativos que viven asociados al mismo y a las raíces de las plantas (Kadlec, 2009). Son diseñados de tal manera, que el nivel del agua siempre debe estar por debajo de la superficie del sustrato.

El principal problema al que se enfrenta el diseño y el mantenimiento de estos humedales, cuando son usados para el tratamiento de aguas residuales urbanas, es la colmatación o *clogging* del sustrato. Esto es la reducción de la capacidad de infiltración de la superficie del sustrato, resultando en una reducción en el suministro de oxígeno y a un fracaso rápido de

los resultados del tratamiento (Langergraber et al., 2003). Las razones por las que se produce esta colmatación del sustrato son varias e incluyen: la acumulación de sólidos en suspensión, el crecimiento y muerte del biofilm y de los rizomas y raíces de las plantas y la acumulación de precipitados químicos (Langergraber et al., 2003; Pedescoll et al., 2011). Para reducir o mitigar este problema, es muy importante disponer de un proceso de tratamiento primario, o incluso en algunos casos también de un pretratamiento, como paso previo a un HAFSS, así como realizar un buen diseño del humedal y realizar una buena explotación y mantenimiento de los sistemas. Con respecto al tratamiento primario normalmente se utilizan fosas sépticas o tanques Imhoff, con el principal objetivo de reducir la carga de materia en suspensión que entra al HAFSS. Es muy importante que estos tratamientos previos funcionen correctamente de forma continuada, ya que en caso contrario, se acelerará el proceso de colmatación de los humedales (García & Corzo, 2008). Cuando la colmatación del medio granular es muy severa, apareciendo zonas encharcadas y reduciéndose la eficiencia del sistema, se debe proceder a la sustitución del medio.

Estos HAFSS se clasifican, según el sentido de circulación del agua, en horizontales (HAFSSH) o verticales (HAFSSV). Los HAFSSH son los más utilizados, sobre todo para el tratamiento de aguas residuales urbanas.

1.5.2.2.1 Humedales artificiales de flujo horizontal.

En este tipo de sistemas el agua circula horizontalmente a través del medio granular y de los rizomas y raíces de las plantas. La profundidad del agua es de entre 0.3 y 0.9 m. Se caracterizan por funcionar permanentemente inundados (el agua se encuentra entre 0.05 y 0.1 m por debajo de la superficie del terreno) y con cargas de alrededor de $6 \text{ g DBO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (García & Corzo, 2008).

Estos sistemas están compuestos por los siguientes elementos: una tubería de entrada, una capa de impermeabilización del fondo y de las paredes laterales (ya sea de arcilla o de un material sintético), el medio granular (o filtrante), vegetación emergente, bermas y una tubería de salida regulable que permite controlar el nivel del agua (Figura 1-5) (García & Corzo, 2008; Kadlec & Wallace, 2009).

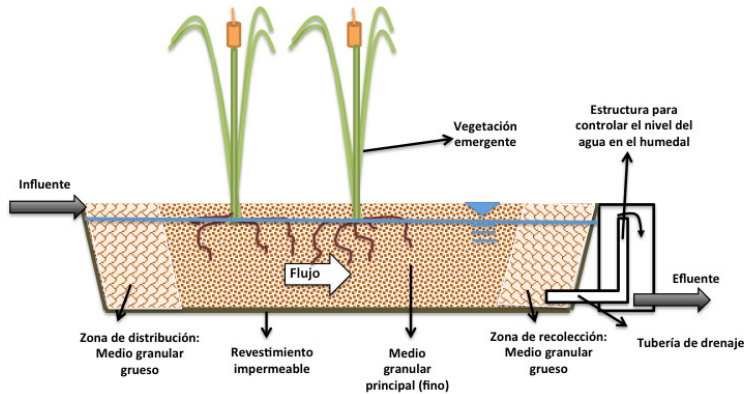


Figura 1-5: Elementos básicos de un HAFSSH (adaptado de Kadlec & Wallace, 2009).

Estos humedales son una alternativa viable para el tratamiento de aguas residuales cuando los sólidos suspendidos (SS) y la materia orgánica son los principales objetivos del tratamiento, ya que consiguen altas eliminaciones de estos compuestos. En cambio, las eliminaciones de N y de P son generalmente bajas. La eliminación del N está limitada por la falta de oxígeno disuelto en el interior del sustrato, limitando la nitrificación la eliminación del N. Por otra parte, la eliminación del P está limitada por la baja capacidad de adsorción de los materiales que componen el sustrato (gravas, roca triturada) (Vymazal, 2005).

Las principales ventajas que presentan los HAFS frente a este tipo de humedales es que pueden tratar cargas más altas de materia orgánica biodegradable, sólidos suspendidos, amonio, NT y PT. Además, son más económicos y ofrecen beneficios secundarios (por ejemplo, hábitat para las aves y usos recreacionales). Por el contrario, las ventajas de los HAFSS sobre los HAFS son que estos sistemas son menos sensibles al frío y más fáciles de aislar en invierno, hay un menor riesgo de exposición de los seres humanos o de la vida silvestre a los patógenos contenidos en las aguas residuales, hay menos problemas por mosquitos y suelen tener una menor necesidad de terreno (Kadlec, 2009; Kadlec & Wallace, 2009).

1.5.2.2 Humedales artificiales de flujo vertical.

Esta tecnología fue desarrollada en Europa como alternativa a los HAFSSH para producir efluentes nitrificados (García & Corzo, 2008). Estos humedales reciben las aguas a tratar en la superficie del sustrato poroso y éstas van infiltrándose hasta ser finalmente recogidas en el fondo del lecho mediante una red de drenaje. La circulación del agua es en sentido vertical y el agua es cargada intermitentemente, mediante pulsos, de manera que el medio granular no está permanentemente inundado. Ello permite intercalar condiciones en el sustrato de aireación (cuando el agua no fluye) y de saturación (cuando está lleno de agua). La profundidad del medio granular oscila entre 0.5 y 0.8 m, y operan con cargas alrededor de

20 g DBO m⁻² d⁻¹ (García & Corzo, 2008). La colmatación de sustrato es el principal problema de funcionamiento de los HAFSSV (Langergraber et al., 2003).

Estos humedales consiguen buenos resultados en el tratamiento de aguas residuales municipales o domésticas con altas cargas de amonio (Kadlec & Wallace, 2009). Además, tienen una capacidad de tratamiento mayor que los HAFSSH, por lo que requieren de una menor superficie para tratar una determinada carga orgánica (García & Corzo, 2008).

De forma similar a los HAFSSH, los HAFSSV están constituidos por los siguientes elementos: tubería de entrada para el influente, una capa de impermeabilización del fondo y de las paredes laterales, el medio granular, vegetación emergente, bermas y la tubería de salida regulable para controlar el nivel del agua. Adicionalmente, suelen incluir tuberías de aireación (Figura 1-6) (García & Corzo, 2008).

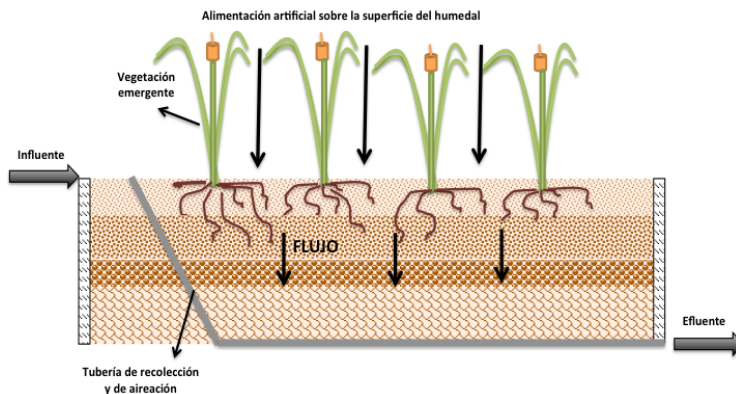


Figura 1-6: Elementos básicos de un HAFSSV (adaptado de Kadlec & Wallace, 2009).

1.5.2.2.3 Humedales artificiales híbridos.

Los HA pueden ser combinados para conseguir un mejor tratamiento, mediante el uso de las ventajas de los sistemas individuales. La mayoría de los humedales híbridos combinan HAFSSV y HAFSSH. Estos sistemas tienen especial interés cuando entre los objetivos del tratamiento está conseguir buenas eficiencias de eliminación del N. El HAFSSV está destinado a eliminar materia orgánica y sólidos suspendidos y a promover la nitrificación, mientras que en el HAFSSH se producirá la desnitrificación y una eliminación adicional de la materia orgánica y sólidos suspendidos (Vymazal, 2011a). Hay otros casos en los que el HAFSSH se coloca primero y a continuación el HAFSSV. En este caso, el efluente nitrificado del HAFSSV debe ser reciclado al tanque de sedimentación para maximizar la eliminación de N. También se pueden encontrar en la literatura otros tipos de sistemas híbridos, como por ejemplo el sistema formado por un filtro de arena, seguido por dos HAFSSV y finalmente dos HAFS que se emplea para depurar el agua de un río muy contaminado de China (Jia et al., 2014).

1.5.2.2.4 Aplicaciones.

Los HA tienen numerosas aplicaciones. Las principales son (Kadlec, 2006; Kadlec & Wallace, 2009):

- Aguas residuales domésticas y municipales, para controlar o reducir la demanda biológica de oxígeno (DBO), sólidos suspendidos totales (SST) y nutrientes.
- Deshidratación de lodos, para reducir su volumen.
- Aguas residuales procedentes de granjas, para controlar DBO, SST y nutrientes.
- Tratamiento de aguas procedentes de la minería, para controlar metales y pH.
- Aguas residuales industriales y de escorrentía, para controlar SST, metales y nutrientes.
- Remediación de aguas subterráneas.
- Escorrentía agrícola, para controlar nutrientes y pesticidas.
- Escorrentía urbana, para controlar SST, metales, pesticidas y nutrientes.
- Pretratamiento de agua potable, para el control de los nitratos y la toxicidad.
- Tratamiento de lixiviados.

Pero además de todas las aplicaciones descritas, el empleo de HA para depurar las aguas procedentes de sistemas naturales, como ríos o lagos, y mejorar de esta manera su estado ecológico y químico, está ganando importancia en los últimos años. En este ámbito de aplicación, se enmarcan los humedales sobre los que trata la presente tesis. Dado la importancia de esta utilidad de los HA, este apartado se detallará en mayor profundidad más adelante.

1.5.3 Mecanismos de eliminación de los contaminantes.

En este apartado se van a resumir los principales mecanismos de eliminación de contaminantes que tienen lugar en los HA, con especial atención a los que comúnmente se suceden en los HAFS. En la literatura hay mucha información al respecto y con mayor detalle que al que se va a proceder en este apartado (Kadlec & Knight, 1996; Vymazal et al., 1998; U.S. EPA, 1999; U.S. EPA, 2000a; Vymazal, 2007; Vymazal & Kröpfelová, 2008; Garcia & Corzo, 2008; Kadlec & Wallace, 2009). En un HA, el abanico de procesos que pueden tener lugar es muy grande y es de elevada complejidad el entendimiento de todas las relaciones que se pueden dar entre los diferentes agentes (suelos, plantas, microorganismos, nutrientes, oxígeno, etc.). Además, en algunos procesos todavía hay incertidumbres relevantes y las nuevas investigaciones están descubriendo otros sobre los que no se tenía conocimiento.

1.5.3.1 El papel de la vegetación.

Dada la importancia que representa la vegetación en este tipo de sistemas, es importante señalar cual es su papel en la eliminación de los contaminantes. No obstante, existe mucha

discusión en la literatura sobre si este papel es relevante o no, y además, la importancia de sus efectos puede depender del tipo de humedal en funcionamiento. En los humedales suelen predominar las macrófitas emergentes, las cuales pueden crecer dentro de un rango de niveles de agua desde los 0.5 m por debajo de la superficie del suelo hasta profundidades de la lámina de agua de 1.5 m o incluso superiores.

En resumen, las funciones más importantes de las macrófitas son (Brix, 1994b, 1997; Thullen et al., 2005):

- Asimilan nutrientes para su crecimiento y reproducción. Principalmente toman los nutrientes a través de las raíces, pero en algunos casos también pueden tomarlos a través de las hojas y tallos sumergidos. Pero, si al final de la estación de crecimiento no se cosechan las plantas, la mayoría de los nutrientes incorporados a sus tejidos serán devueltos, mediante procesos de descomposición, a la columna de agua durante la estación de senescencia y muerte de la vegetación. Respecto a si es significativa o no la cantidad de nutrientes que puede ser eliminada del sistema a través del cosechado de la vegetación, existen diferencias importantes según cada caso, siendo significativa en aquellos sistemas que tratan aguas con bajas cargas de nutrientes (Vymazal & Kröpfelová, 2008). La tasa potencial de consumo de nutrientes por parte de las plantas está limitada por su productividad neta (tasa de crecimiento) y la concentración de nutrientes en sus tejidos. Por tanto, las características deseables de una planta que va a ser empleada en HA incluyen: un crecimiento rápido, un alto contenido de nutrientes en sus tejidos y la capacidad para conseguir una elevada biomasa (Vymazal, 2007). Dependiendo de la especie de planta empleada, el tipo de agua residual tratada y la carga de nutrientes, el consumo por parte de las plantas oscila entre el 3-47% del N eliminado y el 3-60% del P eliminado (Gottschall et al., 2007).
- Estas plantas están morfológicamente adaptadas para crecer en un sustrato anegado o sumergido, gracias a que disponen de grandes espacios internos de aire que permiten el transporte de oxígeno a las raíces y rizomas. Parte de este oxígeno puede filtrarse a la rizosfera circundante, creando condiciones aerobias en un entorno que de otro modo sería anóxico y estimulando de esta manera, tanto la descomposición de la materia orgánica como el crecimiento de bacterias nitrificantes. Para Zhang et al. (2014) este aporte de OD es especialmente importante en sistemas ligeramente cargados.
- Su sistema radicular estabiliza la superficie del suelo, previniendo la formación de canales de erosión.
- En HAFS reduce la velocidad de la corriente de agua y por tanto, crea mejores condiciones para la sedimentación de sólidos suspendidos.
- Proporcionan buenas condiciones para la filtración física
- Previenen la colmatación del sustrato en HAFSSV.
- Reducen la velocidad del viento y por tanto, disminuye la resuspensión en HAFS. En contra, al disminuir el movimiento del aire disminuye también el intercambio de gases, y ello puede tener consecuencias en el tratamiento de las aguas residuales.
- Atenúan la radiación solar, de modo que impide o limita el crecimiento de las algas.
- Actúan como medio de soporte al crecimiento microbiano, medio filtrante y medio adsorbente de sólidos y nutrientes. Las hojas y los tallos de las macrófitas, suponen una gran

superficie para la fijación de los “biofilms” (película formada alrededor de hojas, tallos y raíces por microorganismos y bacterias, y que es la responsable de la mayor parte de los procesos microbiológicos que ocurren en los humedales). Además de ello, los tejidos de estas plantas están colonizados por algas fotosintéticas, bacterias y protozoos.

- Protegen del frío a los humedales y aíslan contra las heladas en invierno.
- Algunas de ellas liberan antibióticos, con la consiguiente eliminación de patógenos.
- Proporcionan hábitat para la vida silvestre. Esto adquiere importancia en lugares donde el hábitat natural de los humedales se ha visto, en las últimas décadas, retrocedido o destruido. Así pues, la vegetación de estos sistemas brinda alimento, refugio y descanso para la vida silvestre, en general, y lugar de anidamiento para las aves.
- Aportan carbono y crean zonas anaerobias para la desnitrificación.
- Proporcionan una apariencia estética agradable al sistema, pudiéndose maximizar al elegir especies atractivas visualmente, como por ejemplo el lirio amarillo (*Iris pseudacorus*).
- Además, los humedales vegetados pueden actuar como sumideros de carbono (Mander et al., 2008; Kayranli et al., 2010; Mitsch et al., 2013; Maucieri et al., 2014), jugando por tanto, un papel importante en el cambio climático.

No obstante, a pesar de todos los efectos positivos de la vegetación descritos hasta el momento, hay una serie de problemas que pueden darse como resultado de la presencia de densas y maduras matas de vegetación emergente en los HA. Dentro de estas matas densas, el OD puede alcanzar concentraciones inferiores a 1 mg L^{-1} , lo cual puede afectar negativamente a los procesos aerobios, como la nitrificación, a la fauna acuática, a la microbiota y a los macroinvertebrados que se encuentran en el humedal y que juegan también un papel fundamental en los ciclos biogeoquímicos de los mismos. Cuando las matas son muy densas, también pueden contribuir significativamente a la carga interna de nutrientes a través de su descomposición y limitar la fotólisis (debido al sombreado que ejercen), la cual es necesaria para la desinfección y eliminación de algunos contaminantes orgánicos. Finalmente, grandes áreas uniformemente vegetadas reducen la diversidad del hábitat.

Varios autores han señalado que pueden existir diferencias en la eficiencia de tratamiento en función de la especie de macrófita empleada (Bachand & Horne, 2000b; Vymazal, 2013). También es sumamente importante la densidad de vegetación, ya que entre otras cosas afecta al tiempo de retención en HAFS (incrementa con la densidad de plantas) (Vymazal, 2013). La densidad inicial de los propágulos de plantas influirá mucho en la velocidad de establecimiento de la cobertura vegetal y en el coste de la plantación. Cuando el objetivo es establecer una alta cobertura vegetal (mayor del 60%), la densidad mínima debe ser de 1 planta m^{-2} . No obstante, para asegurarse de alcanzar una buena cobertura vegetal más rápidamente, se pueden emplear densidades mayores de entorno a 1.8-2.8 planta m^{-2} (Kadlec & Knight, 1996).

1.5.3.2 Temperatura, oxígeno disuelto y pH.

Los humedales artificiales son ecosistemas que funcionan con energía solar, la cual varía tanto diaria como anualmente. Uno de los principales efectos de este comportamiento estacional se encuentra en la temperatura del agua y del suelo. La intensa radiación que tiene lugar en verano resulta en temperaturas más cálidas y mayor evapotranspiración, mientras que la menor radiación que se recibe en invierno, resulta en temperaturas más frías y una menor evapotranspiración (Kadlec, 1999a).

La temperatura del agua en un HA es interesante por al menos tres razones (Kadlec et al., 2010b): afecta a las tasas de varios procesos biológicos (degradación biológica de la materia orgánica y nitrificación- desnitrificación), a veces es un parámetro regulado de calidad de aguas y influye en la evaporación. Esto último es especialmente importante en zonas áridas o semiáridas. Por tanto, la temperatura influye en la eficiencia del tratamiento (Kadlec & Reddy, 2001). No obstante, hay procesos como la adsorción del fósforo o la sedimentación de sólidos que se ven menos afectados por este parámetro (Kadlec & Reddy, 2001).

El oxígeno disuelto (OD) en el interior de los humedales artificiales es un parámetro de gran interés por dos razones fundamentales: por una parte, juega un papel clave en los mecanismos de eliminación de algunos contaminantes (por ejemplo, es el principal aceptor de electrones para la degradación biológica de la materia orgánica carbonosa y nitrosa) y por otra parte, es crítico para la supervivencia de los peces y otros organismos acuáticos, por lo que es un indicador de la salud de las masas de agua receptoras (Kadlec & Wallace, 2009). El suministro de oxígeno a la columna de agua del humedal tiene lugar de forma natural mediante dos mecanismos principales: la transferencia del mismo desde la atmósfera (reaireación) y la producción del mismo mediante la fotosíntesis de plantas y algas. La concentración de OD en el agua varía con la temperatura, el contenido en sales disueltas y la actividad biológica (Kadlec & Wallace, 2009).

El pH es otro de los parámetros importantes de controlar en el humedal, ya que influye sobre muchos procesos biológicos y físico-químicos, como por ejemplo la nitrificación, la precipitación del fósforo, la adsorción-desorción del mismo o la volatilización del amonio.

1.5.3.3 Eliminación materia orgánica.

La materia orgánica particulada es rápidamente eliminada en los HA bajo condiciones de reposo, mediante los mecanismos de deposición y filtración y además, puede sufrir procesos de hidrólisis y transformarse en materia orgánica soluble. El crecimiento de microorganismos, suspendidos o fijados a algún sustrato, es responsable de la eliminación de estos compuestos solubles. El consumo de materia orgánica por las macrófitas es despreciable comparada con la degradación biológica (Vymazal et al., 1998).

La materia orgánica puede ser degradada tanto por vía aeróbica como por vía anaeróbica, siendo esta última un proceso mucho más lento. No obstante, cuando a altas cargas orgánicas el oxígeno es un factor limitante, la vía anaeróbica será predominante.

1.5.3.4 Eliminación sólidos suspendidos.

En un humedal, los sólidos suspendidos (SS) son eliminados y producidos. En la Figura 1-7 aparecen los principales procesos que afectan a los SS, entre los que destacan en su eliminación: la sedimentación y la filtración. Normalmente, la mayoría de los sólidos que entran en un humedal sedimentan en la zona más próxima a la entrada. Dependiendo de la carga de sólidos en el influente, puede ser interesante instalar una celda de pre-tratamiento (de sedimentación o un tanque Imhoff) para evitar una prematura colmatación del sistema. Esto es especialmente importante en los HAFSS, para evitar o disminuir el “clogging”.

En los HAFS gana importancia el papel que la vegetación tiene en la adhesión y la intercepción de partículas en su superficie. La eficiencia de estos procesos puede depender del tamaño de las partículas, de la velocidad del agua, de las características de la superficie de las plantas, etc. Según la naturaleza de los SS, estos podrán ser metabolizados y transformados en compuestos solubles, gases y biomasa o ser físicamente adheridos a la superficie del biofilm para finalmente ser desprendidos a la columna de agua. También es importante en estos humedales el papel que ejerce la capa de restos vegetales que cubre la parte superficial del sedimento. Ésta, atrapa los sedimentos y previene la resuspensión de los mismos, lo cual mejora la eliminación neta de SS.

No obstante, tal y como se ha indicado anteriormente, en los humedales también se generan cantidades importantes de SS. Los mecanismos responsables de esta generación de material particulado son: la muerte de los organismos invertebrados, la fragmentación de los restos de plantas y de algas, la formación de precipitados químicos (como por ejemplo, el sulfuro de hierro), la producción de plancton y microorganismos y la resuspensión. Este último proceso, es común en HAFS debido a la exposición del sedimento y la lámina de agua a la presencia de avifauna, peces y viento. Además, los gases generados (por ejemplo, oxígeno producido en la fotosíntesis, nitrógeno gas procedente de la desnitrificación o metano procedente de los procesos anaeróbicos) pueden llevar también a la flotación de partículas.

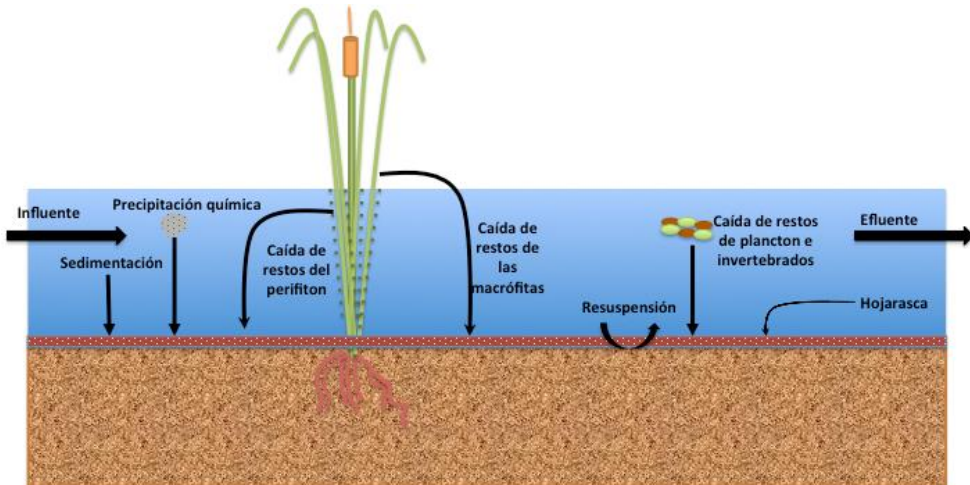


Figura 1-7: Procesos que afectan a la eliminación y a la generación de materia particulada en HAFS (adaptado de Kadlec & Wallace, 2009).

Cuando se tratan aguas eutrofizadas, la principal fuente de SS, suele ser el fitoplancton. Para la supervivencia de la mayoría de estos organismos, es necesario mantenerse en suspensión en la columna de agua. Ello lo pueden conseguir mediante varios mecanismos como puede ser la presencia intracelular de vacuolas de gas (algas verde azuladas). Una vez las algas mueren por falta de nutrientes y/o de radiación solar, pierden su capacidad para flotar y por tanto, se vuelven susceptibles de sedimentar (U.S. EPA, 2000a). Es probable, que en humedales cubiertos por vegetación emergente, muchas de estas células se eliminen por sedimentación gracias a la reducción de la radiación solar que llega a la columna de agua y a la reducción de la acción del viento. Además, grandes extensiones de superficies de agua no vegetadas en HAFS, pueden conducir a un crecimiento excesivo de las algas, con el consiguiente aumento de la concentración de SS en el efluente.

Los SS atrapados, más el material generado dentro del humedal, se acumularán ya sea como sedimentos móviles o como suelo consolidado. En humedales que depuran aguas con altas cargas de sólidos, se han observado tasas de acreción del sedimento de 2-8 cm año⁻¹ (Braskerud, 2001a). En cambio, en sistemas ligeramente cargados, las tasas rondan los 2-1010 mm año⁻¹ (U.S. EPA, 1999). En humedales altamente eutróficos, el incremento puede ser de hasta 10 mm año⁻¹ (Kadlec & Wallace, 2009).

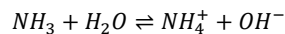
1.5.3.5 Eliminación nitrógeno.

La transformación, translocación y eliminación del N en los humedales puede ocurrir por medio de varios procesos, los cuales incluyen: volatilización, amonificación, nitrificación-desnitrificación, sedimentación, resuspensión, difusión, adsorción, asimilación y volatilización (Figura 1-8). A continuación se describen los aspectos más importantes de estos

procesos. De entre todos, los que eliminan el N definitivamente de las aguas son: la volatilización de amonio, la desnitrificación, el consumo por parte de las plantas (siempre que éstas sean cosechadas), la adsorción del amonio y la formación de suelo.

- Volatilización del amonio.

El amonio se encuentra en el agua en forma de amonio no ionizado (NH_3) y en forma de amonio ionizado (NH_4^+), dependiendo de la temperatura del agua y del pH. El amonio total es la suma de estas dos formas de amonio, siendo la forma ionizada la predominante en la mayoría de los humedales, ya que el pH y la temperatura suelen ser moderados. En cambio, al aumentar estos dos últimos, también lo hace la proporción del NH_3 .



Este amonio no ionizado es relativamente volátil y puede ser eliminado desde la superficie del agua a la atmósfera (volatilización). En la bibliografía se recoge que si el pH está por debajo de 7.5, la pérdida de amonio a través de la volatilización es insignificante. A un pH de 9.3 (el cual puede resultar de una intensa actividad fotosintética), la relación entre las dos formas de amonio es 1:1, siendo en este caso importantes las pérdidas por volatilización (Vymazal, 2007).

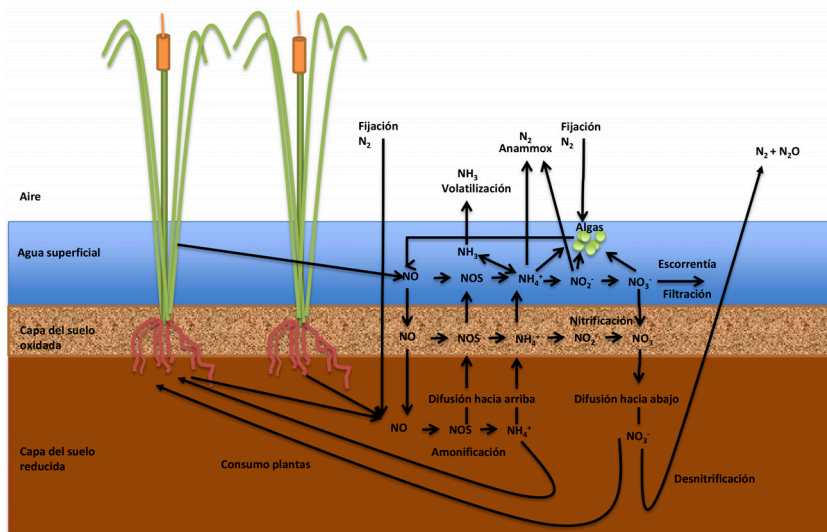


Figura 1-8: Transformaciones de N en un humedal (adaptado de Mitsch & Grosselink, 2000).

- Amonificación (o mineralización).

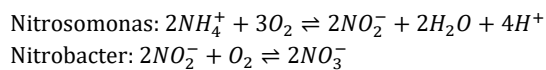
Es el proceso en el que el N orgánico es biológicamente transformado a amonio. Además, es cinéticamente más rápido que la nitrificación.

Las tasas de mineralización son más altas en las zonas oxigenadas y decrecen en las zonas anóxicas y anaeróbicas (bacterias anaerobias facultativas y obligadas), y además, dependen de la temperatura, del pH, de la relación C:N del residuo, de los nutrientes disponibles en el sistema y de las condiciones del suelo (como son la textura y la estructura). El rango de temperatura óptimo para el proceso de

amonificación está entre 40-60°C y el del pH entre 6.5 y 8.5. En la bibliografía aparece que la tasa de mineralización aeróbica se dobla al incrementar la temperatura 10°C (Vymazal et al., 1998; Vymazal, 2007).

- Nitrificación.

La nitrificación es un proceso quimioautótrofo. La energía necesaria para el crecimiento de las bacterias se obtiene de la oxidación del amonio y el dióxido de carbono se emplea como fuente de carbono para la síntesis de nuevas células. En la mayoría de los HA, es el principal mecanismo de transformación que reduce la concentración de amonio, mediante la oxidación biológica de este componente a nitrato, con el nitrito como un intermediario en la reacción en secuencia. En este proceso el oxígeno es el aceptor de electrones. Se trata de un proceso de dos pasos en el que intervienen dos géneros microbianos distintos:



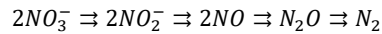
En el primer paso, el nitrógeno amoniacal es transformado en nitrito mediante la acción de bacterias estrictamente aeróbicas y autótrofas (denominadas amoniooxidantes), las cuales obtienen, de la oxidación del amonio, la energía necesaria para su crecimiento. En el segundo paso, el nitrito es oxidado a nitrato. Este último paso, es llevado a cabo por bacterias facultativas (nitritooxidantes), las cuales pueden emplear compuestos orgánicos, además de los nitritos, para la generación de energía para crecer.

Aproximadamente son necesarios 4.3 g de oxígeno por g de nitrógeno amoniacal oxidado a nitrato. Además, en este proceso de transformación, se consume una gran cantidad de alcalinidad, aproximadamente, 8.64 mg HCO_3^- por mg de nitrógeno amoniacal oxidado. Con lo cual, la nitrificación reduce la alcalinidad y el pH del agua.

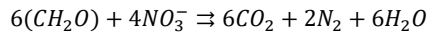
Las bacterias nitrificantes son organismos sensibles y extremadamente susceptibles a un amplio rango de inhibidores. Vymazal et al. (1998) resume que la nitrificación es un proceso influenciado por los siguientes factores: temperatura, pH, alcalinidad, fuente de carbono inorgánico, población de microorganismos, concentración de amonio y de oxígeno disuelto. Elevadas concentraciones de nitrógeno amoniacal son inhibitorias. El rango de pH óptimo es estrecho, está entre 7.2 y 9.0. Además, la nitrificación es altamente dependiente de la temperatura. El mínimo de temperatura para el crecimiento de las *nitrosomonas* es de 5°C y de las *nitrobacter* de 4°C. Concentraciones de oxígeno disuelto por debajo de 1 mg L^{-1} pueden desencadenar en que el oxígeno sea el sustrato limitante para el crecimiento de estas bacterias.

- Desnitrificación.

Es la eliminación biológica de nitrógeno debida a la conversión del nitrato en nitrógeno gas, bajo condiciones anóxicas (cuando no hay oxígeno presente pero si que hay otros aceptores de electrones como los nitratos, nitritos o incluso sulfatos). Hay varios géneros de bacterias heterótrofas, incluyendo: *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* y *Spirillum*, que son capaces de reducir el nitrato. En su mayoría se trata de bacterias heterótrofas facultativas. Este proceso se lleva a cabo de forma secuencial:



Los tres últimos productos son gaseosos y son liberados a la atmósfera. No obstante, en la mayor parte de los sistemas, el óxido nítrico y el óxido nitroso son transitorios y el nitrógeno gas es el que principalmente se libera a la atmósfera. La desnitrificación se ilustra mediante la siguiente ecuación:



Esta reacción es irreversible y solo tiene lugar bajo condiciones anóxicas, en las que el nitrato es empleado como aceptor de electrones en lugar del oxígeno. No obstante, hoy en día hay evidencias de que la reducción del nitrato también puede ocurrir en presencia de oxígeno. Por tanto, en suelos inundados, la desnitrificación puede tener lugar sin que el oxígeno se haya consumido completamente (Vymazal, 2007; Phipps & Crumpton, 1994; Kadlec & Wallace, 2009).

Los factores ambientales que influyen en las tasas de desnitrificación son: la presencia de oxígeno disuelto, el potencial redox, la humedad del suelo, la temperatura, el pH, la presencia de bacterias desnitrificadoras, el tipo de suelo, la disponibilidad de materia orgánica y la concentración de nitratos. El rango óptimo de pH se encuentra entre 6 y 8, sin embargo, la alcalinidad producida durante la desnitrificación puede resultar en incrementos de pH. Las tasas de desnitrificación varían ampliamente en la literatura entre 0.003-1.02 g N m⁻² d⁻¹ (Vymazal, 2007).

- Asimilación.

La asimilación de N se refiere a una amplia variedad de procesos biológicos que convierten el N inorgánico (generalmente el amonio y el nitrato) en componentes orgánicos y es llevada a cabo por las macrófitas, algas y microorganismos del humedal (Kadlec & Knight, 1996; Vymazal, 2007). Las plantas suelen preferir el amonio, ya que es energéticamente más reducido que el nitrato. No obstante, en aguas ricas en nitratos, estos pueden ser la principal fuente de N.

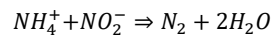
En climas moderados, el consumo por plantas suele ser un fenómeno primavera-verano, en donde las partes aéreas y subterráneas de las plantas crecen. El porcentaje de N contenido en la biomasa vegetal de humedales naturales oscila, para vegetación emergente, entre 0.9-2.6%. Para sistemas de tratamiento secundario, la cantidad de N eliminado vía cosechado es bastante baja y normalmente no excede del 10% de la carga de entrada. En cambio, cuando la carga de entrada es baja (<100-200 g N m⁻² año⁻¹), como en el caso de los tratamientos terciarios, la eliminación de N vía cosechado puede ser importante.

- Adsorción.

El amonio ionizado puede ser adsorbido desde la solución a través del intercambio catiónico con detritos, sedimentos inorgánicos o suelos. No obstante, el amonio adsorbido está débilmente unido al sustrato, con lo que puede ser liberado con facilidad cuando las condiciones químicas del agua cambian (por ejemplo, ante una disminución en el influente).

- ANAMMOX.

La oxidación anaerobia del amonio (ANAMMOX) es la conversión de nitritos y amonio a N_2 . El nitrito es el aceptor clave en este proceso:



El principal mecanismo de eliminación de nitrógeno en la mayoría de los HA es el proceso secuencial nitrificación-desnitrificación. Los restantes mecanismos de eliminación de N (asimilación, volatilización, adsorción) pueden llegar a ser estacionalmente importantes.

1.5.3.6 Eliminación fósforo.

Los procesos de transformación de P en humedales son: acreción, adsorción/desorción, precipitación/disolución, consumo por parte de las plantas/microorganismos, fragmentación y lixiviación, mineralización y formación de nuevo suelo (Figura 1-9). De todos estos procesos, el que controla la eliminación de P a largo plazo es la formación de nuevo suelo y sedimento. La adsorción y el almacenamiento en la biomasa son procesos saturables (Vymazal, 2007).

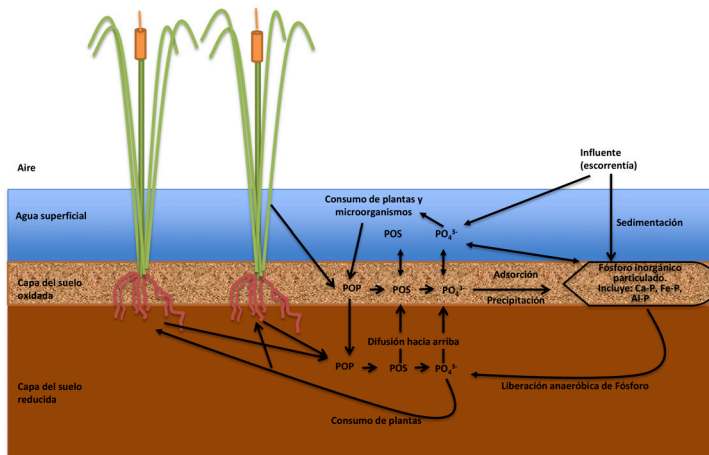


Figura 1-9: Transformaciones de P en un humedal (adaptado de Mitsch & Grosselink, 2000).

- Acreción al suelo.

La mayoría de los estudios muestran que este proceso es el principal sumidero de P a largo plazo. Algunas porciones de la biomasa aérea y subterránea son resistentes a la descomposición y forman nuevas y estables acreciones. Estos almacenes de fósforo (entre un 10-20% del P asimilado), suelen ser resistentes a la descomposición (Kadlec & Wallace, 2009).

- Adsorción al suelo y precipitación.

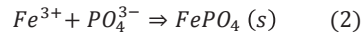
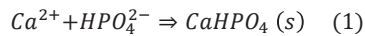
La adsorción se refiere al movimiento del P inorgánico disuelto (PID) desde el agua presente en los poros del suelo a la superficie de los minerales. Generalmente, la capacidad de adsorción de un suelo incrementa con el contenido de arcilla o de componentes minerales en el suelo, siendo por tanto, mayor en suelos minerales que orgánicos. La adsorción de P por el suelo está controlada por la concentración de PID en el agua contenida en los poros del suelo y por la capacidad de la fase sólida

para retener ese PID. Cuando las partículas del suelo se saturan de P, y el agua intersticial tiene una baja concentración de P, se produce un movimiento neto de P desde el suelo al agua intersticial hasta que se produce un nuevo equilibrio entre las concentraciones de P de las dos fases (Vymazal, 2007). La sorción generalmente se describe como un proceso en dos pasos:

- Adsorción: el PID rápidamente se intercambia entre el agua intersticial y las partículas del suelo o superficies minerales
- Absorción: el PID lentamente penetra dentro de la fase sólida.

La disponibilidad de P en suelos alcalinos es controlada por la solubilidad de los compuestos de calcio y en suelos ácidos por los minerales de hierro (Fe) y aluminio (Al).

La precipitación puede referirse a la reacción de los iones de fosfato con cationes metálicos como el Fe, Al, calcio (Ca) o magnesio (Mg), formando sólidos amorfos o poco cristalinos. Estas reacciones normalmente ocurren a altas concentraciones de cualquiera de los dos, fosfatos o cationes metálicos. En las ecuaciones siguientes se muestran ejemplos de las reacciones de precipitación:



En humedales ricos en calcio, como en los Everglades de Florida, la presencia de un alto contenido de Ca^{2+} en la columna de agua puede resultar en la formación de precipitados de fosfato tales como el fosfato cálcico (ecuación 1) y la hidroxiapatita. La disolución y solubilización de los precipitados sólidos puede ocurrir, cuando la concentración de cualquiera de los reactantes disminuya por debajo de su producto de solubilidad (Dunne & Reddy, 2005).

Además de la reacción directa, el P puede co-precipitar con otros minerales, tales como el oxihidróxido de hierro y carbonatados como la calcita (carbonato cálcico) (Vymazal, 2007). La solubilidad de los precipitados de aluminio incrementa con el pH, pudiéndose producir una liberación del P adsorbido a las sales minerales a pH por encima de 8. En el caso de los precipitados de hierro, el P puede ser liberado a bajas concentraciones de oxígeno (se reduce el $Fe^{3+} \rightarrow Fe^{2+}$) y en el de los minerales carbonatados al disminuir el pH.

- Asimilación.

El consumo de P por parte de la microbiota (bacterias, hongos, algas, microinvertebrados, etc.) y plantas. En el caso de la microbiota es muy rápido, pero la cantidad almacenada es muy baja (Vymazal, 2007). No obstante, la cantidad de P secuestrado por las algas, puede ser importante. Además, las algas también pueden interferir indirectamente en el ciclo del P a través de los cambios producidos en determinados parámetros del agua y de la interface agua/suelo (pH y oxígeno disuelto).

1.5.4 Metodologías de diseño de humedales artificiales: modelos tipo “caja negra”.

En los humedales artificiales un gran número de procesos físicos, químicos y biológicos contribuyen a la depuración de las aguas. Estos procesos ocurren en paralelo e influyendo unos con otros, por lo que es difícil una comprensión detallada del funcionamiento de estos sistemas de tratamiento. No obstante, esto es importante a la hora optimizar su diseño y su posterior gestión.

Debido a su complejidad, durante mucho tiempo los HA se han visto como “cajas negras” (Langergraber, 2007, 2010), por lo que es muy común el uso de modelos empíricos (como modelos de regresión o modelos cinéticos de primer orden) para el diseño y evaluación de los rendimientos de eliminación obtenidos en estos sistemas (Kadlec, 2000; Son et al., 2010; Sánchez, 2013). En la literatura se encuentran detallados los modelos más empleados (Kaldec & Knight, 1996; Crites & Tchobanoglous, 1998; Kaldec & Wallace, 2009). No obstante, aunque son sencillos (lo cual es su principal ventaja) y ampliamente usados, estos modelos no representan adecuadamente los procesos complejos que ocurren en un HA (Kadlec, 2000). La complejidad del empleo de modelos más realistas, así como la disponibilidad de datos para ello, han favorecido la expansión del uso de estos modelos más sencillos.

El diseño de un humedal artificial de flujo superficial es relativamente sencillo, considerando que hay suficiente área disponible (Haberl et al., 2003). No obstante, la legislación propia de la zona en la que se plantea el humedal puede requerir el cumplimiento de una serie de criterios en el agua tratada (diseño basado en el rendimiento) o simplemente puede exigir ciertas especificaciones de diseño según unas preinscripciones técnicas (diseño basado en la técnica) (Kadlec & Wallace, 2009).

Así pues, estos modelos empíricos permiten simular la calidad del efluente de un HA a partir de las características del influente, sin prestar atención a los procesos internos que tienen lugar en él, es decir, estos modelos consideran los HA como “cajas negras”. Por una parte, estos modelos no tienen en cuenta ni los efectos de la hidráulica, ni la meteorología, ni las interacciones de la biota y el tratamiento, ni la variabilidad estacional y estocástica o la dilución de constituyentes, entre otros (Kadlec & Wallace, 2009). Además, por otra parte, estos modelos se basan en relaciones empíricas (basadas en relaciones directas realizadas en sistemas reales), por tanto su uso no es aconsejado fuera de las condiciones en las que fueron obtenidos.

Dentro de este tipo de modelos se encuentran las regresiones lineales y los modelos cinéticos de primer orden.

Durante los últimos años se han desarrollados modelos más complejos que tratan de describir en detalle los procesos que ocurren en los humedales artificiales (Wynn & Liehr, 2001; Marsili-Libelli & Checchi, 2005; Langergraber, 2001, 2003, 2007; Langergraber & Šimůnek, 2006; Samsó, 2014). Como se ha comentado, la complejidad de estos modelos numéricos hace que su uso actual sea más limitado.

1.5.4.1 Modelos de regresión lineal múltiple.

Es común el empleo de regresiones para determinar si existen relaciones significativas entre las concentraciones en el influente y en el efluente (Knight et al., 2000, Stone et al., 2004, Rousseau et al., 2004). Una ecuación típica encontrada en la bibliografía es la que permite predecir la concentración de salida como una función de la concentración de entrada y de la carga hidráulica y que toma la siguiente forma (Ec. 1) (Stone et al., 2002):

$$C = a \cdot C_i^b \cdot q^c$$

Ec. 1: Modelo de regresión típico para predecir la concentración en el efluente.

siendo, q la carga hidráulica ($m \text{ año}^{-1}$), a , b y c los coeficientes de regresión, C_i la concentración en el influente ($mg \text{ L}^{-1}$) y C la concentración en el efluente ($mg \text{ L}^{-1}$).

Este modelo se puede resolver mediante regresiones no lineales o bien se puede transformar en la Ec. 2 para calcularla mediante una regresión lineal (Stone et al., 2002):

$$\ln(C) = \ln(a) + b \cdot \ln(C_i) + c \cdot \ln(q)$$

Ec. 2: Modelo de regresión lineal múltiple.

También se encuentran ecuaciones más sencillas (relaciones lineales), donde la concentración en el efluente se estima solamente a partir de la concentración en el influente (Ec. 3).

$$C = m \cdot C_i + n$$

Ec. 3: Modelo de regresión lineal típico para predecir la concentración en el efluente.

siendo, m y n los coeficientes de regresión.

Estos modelos presentan una sobre simplificación de la realidad (Rousseau et al., 2004) y dependen fuertemente de las condiciones en las que fueron obtenidas (principalmente, concentraciones de entrada y carga hidráulica). Por ejemplo, en la Ec. 3 la concentración en el efluente no depende de la carga hidráulica en la que se está operando. Rousseau et al. (2004) presenta una amplia revisión bibliográfica de modelos de regresión para HAFSS, así como los rangos de concentraciones de entrada y de salida y cargas hidráulicas para los que fueron obtenidos.

Más recientemente, estos modelos están siendo utilizados para la optimización de la gestión de HAFS en funcionamiento (Dunne et al., 2012; Oliver et al., 2016). Para ello primero se analizan los parámetros más influyentes en la eliminación de una sustancia determinada y la relación resultante se expresa mediante una ecuación lineal múltiple, siguiendo una ecuación similar a la siguiente (Ec. 4):

$$y = \beta_0 + \beta_1 \cdot A_1 + \beta_2 \cdot A_2 + \dots + \varepsilon_i$$

Ec. 4: Modelo de regresión múltiple que permita predecir cambios en la variable dependiente en respuesta a cambios en las variables independientes.

siendo, y la variable respuesta estudiada (por ejemplo, carga másica eliminada), β_i el coeficiente de regresión i -ésimo, A_i el parámetro influyente i -ésimo y ε_i error.

1.5.4.2 Modelos de primer orden: modelo K-C*

El perfil típico de concentración de un contaminante en un HA decrece siguiendo un patrón exponencial desde la entrada hasta la salida. Los modelos de primer orden predicen una relación exponencial entre la entrada y la salida, en condiciones de caudal y concentración en la entrada constantes (Rousseau et al., 2004). La forma común de expresar estos modelos es según la Ec. 5.

$$\frac{C}{C_i} = e^{-K_A/q}$$

Ec. 5: Modelo cinético de primer orden

donde, C_i la concentración en el influente (mg L^{-1}), C la concentración en el efluente (mg L^{-1}), q es la carga hidráulica (m año^{-1}) y K_A es la constante superficial de degradación del contaminante estudiado (m año^{-1}). También se puede calcular considerando el tiempo de retención hidráulico (TRH, días), y en este caso K_V es la constante volumétrica de degradación (Ec. 6).

$$\frac{C}{C_i} = e^{-K_V \cdot \text{TRH}}$$

Ec. 6: Modelo cinético de primer orden

El empleo de este sencillo modelo implica asumir un funcionamiento del humedal como reactor de flujo de pistón y que la constante de primer orden es una verdadera constante y no depende de factores como la carga hidráulica o la concentración de entrada (Kadlec, 2000). Para el cálculo de la constante de primer orden (K) se suelen emplear datos promediados en el tiempo, lo que permite eliminar la variabilidad resultante de la variación a corto plazo de la calidad del influente y del efluente y de cambios en los patrones de flujo (Knight et al., 2000).

En la bibliografía se recoge un amplio rango de valores para la constante de primer orden. Uno de los factores que influyen en la existencia de esta variabilidad de valores es la temperatura del agua. Como es conocido, ésta afecta a algunas constantes de reacción, principalmente relacionadas con procesos biológicos. El efecto de la temperatura se puede incluir en estos modelos de primer orden empleando la ecuación de Arrhenius (Kadlec & Knight, 1996; Chapra, 1997) (Ec. 7), donde K_T ($m \text{ año}^{-1}$) es la constante de reacción a la temperatura T ($^{\circ}\text{C}$), K_{20} es la constante de reacción a 20°C ($m \text{ año}^{-1}$) y θ es el coeficiente de modificación de la temperatura (adimensional).

$$K_T = K_{20}\theta^{T-20}$$

Ec. 7: Ecuación de Arrhenius.

Algunos contaminantes llegan a valores cercanos a cero en el efluente mientras que otros se estabilizan en la concentración de fondo (C^*) (Knight et al., 2000). Ésta es la concentración mínima de un contaminante que se puede alcanzar en el efluente de un HA, y está asociada a procesos autóctonos del sistema y/o a la liberación de este contaminante desde el sedimento (Rousseau et al., 2004). El modelo más simple que describe este comportamiento y que es comúnmente empleado para modelar la eliminación de contaminantes en un HA es el modelo K-C* (Ec. 8) (Kadlec & Knight, 1996).

$$\frac{C - C^*}{C_i - C^*} = e^{-K_A/q}$$

Ec. 8: Modelo K-C*.

Una utilidad de estos modelos es predecir el tamaño del humedal necesario para reducir una concentración en la entrada (C_i) a una concentración en la salida (C) y con un caudal promedio conocido (Q) (Ec. 9).

$$A = -\frac{Q}{K} \ln \left(\frac{C - C^*}{C_i - C^*} \right)$$

Ec. 9: Modelo cinético de primer orden

El empleo de este modelo tiene algunas ventajas, ya que modelos más realistas son mucho más complejos. Pero también tiene importantes desventajas. Por una parte, hay una gran variabilidad en los valores de K , C^* y θ recogidos en la bibliografía. Además, raramente se cumplen las hipótesis asumidas en el empleo de este tipo de modelos: comportamiento del humedal como un flujo de pistón y condiciones de estado estacionario. En la realidad, es común encontrar variaciones en las concentraciones de entrada e influencias hidrológicas que pueden dar lugar a condiciones no estacionarias, así como también lo es la aparición de caminos preferenciales y de zonas muertas (fenómenos comunes en humedales artificiales) que pueden resultar en condiciones no ideales de flujo de pistón (Rousseau et al., 2004). Además, la constante cinética de primer orden, K , no es una constante estrictamente, sino que depende de la concentración del influente y de la carga hidráulica (Kadlec, 2000).

La falta de condición de reactor de flujo de pistón, ha llevado a los investigadores a proponer modelos más sofisticados que simulen condiciones hidráulicas no ideales, ya sea el uso del enfoque de tanques en serie (TIS) o un flujo de con dispersión (PFD) (Kadlec & Wallace, 2009).

En el caso de la materia orgánica, a pesar de que el modelo $k-C^*$ es ampliamente usado, algunos autores han introducido modificaciones con el fin de mejorar la representación de la realidad. Así por ejemplo, Mitchell & McNevin (2001) presentaron un modelo (para HAFSS) basado en que los procesos biológicos del humedal, al igual que en otros sistemas biológicos, exhiben cinéticas de Monod. Sun & Saaed (2009) encontraron que el mejor modelo para predecir la eliminación de la materia orgánica, en HAFSS, es aquel que combina las cinéticas de Monod con el modelo de flujo de pistón.



ESTADO DEL ARTE

2.1 EVOLUCIÓN DEL EMPLEO DE MACRÓFITAS PARA REDUCIR LA BIOMASA FITOPLANCTÓNICA DE LAS AGUAS MEDIANTE EL “EFECTO SOMBRA”.

Entre los principales factores que controlan el crecimiento de las algas se encuentran: la temperatura, la luz, la concentración de nutrientes, las condiciones hidrodinámicas y las interacciones con las macrófitas (Vollenweider, 1965; Young & King, 1980; Duarte, 1995; Wetzel, 2001; Reynolds, 2006; Baek et al., 2008; Jiang et al., 2011).

En sistemas acuáticos con vegetación emergente, la biomasa fitoplanctónica suele ser inferior en las zonas densamente vegetadas que en las zonas abiertas o con escasa presencia de vegetación (Vörös et al., 2003; Søndergaard & Moss, 1998). Este fenómeno ha sido atribuido a varios factores, tales como (Søndergaard & Moss, 1998; Nurminen & Horppila, 2009):

- la sombra ejercida por las macrófitas sobre la columna de agua,
- la existencia de mayor biomasa zooplanctónica, la cual vive asociada a las plantas o busca en éstas refugio para evitar la depredación de los peces,
- compiten con las algas por los nutrientes (principalmente, nitrógeno y fósforo),
- incremento de la sedimentación e inhibición de la resuspensión,
- excreción de sustancias alelopáticas.

Debido al efecto que las macrófitas pueden ejercer sobre la presencia de algas, varios autores han estudiado el empleo de éstas para controlar el crecimiento de algas en aguas naturales o para tratar los efluentes procedentes de lagunas de estabilización (Liénard et al., 1993; van der Steen et al., 1998; Gschlößl et al., 1998; Kim & Kim, 2000; Steinmann et al., 2003; Vörös et al., 2003; Chen et al., 2009a, b; Yeh et al., 2011; Díaz et al., 2012; Chen et al., 2013). Una vez las algas mueren por falta de nutrientes o de luz, ellas pierden su capacidad de flotar y acaban sedimentando (U.S. EPA, 2000a). Las velocidades de sedimentación normalmente oscilan entre 0.1 y 0.3 m s⁻¹, dependiendo de la especie y de las condiciones fisiológicas (U.S. EPA, 2000a). Un valor típico de sedimentación de cianobacterias es 35.04 m año⁻¹ (Margalef, 1983). La velocidad de sedimentación para sólidos planctónicos fue de 0.1 m d⁻¹ en el lago Wind, WI (Kadlec & Knight, 1996).

En 1993, Liénard et al. (1993) observaron una disminución del contenido de fitoplancton en las aguas al hacerlas circular por un humedal vegetado. Las lagunas cubiertas de lentejas de agua (*Lemna gibba*) de VanderSteen et al. (1998), mejoraron la calidad del efluente de las lagunas de tratamiento al disminuir significativamente la biomasa algal. La lenteja de agua reduce la penetración de la radiación solar en la columna de agua, lo que favorece la muerte de las algas, su sedimentación y su posterior desintegración. Los autores definieron un tiempo de residencia de 2 días para eliminar prácticamente toda la biomasa algal. Ese mismo año, Gschlößl et al. (1998) también mostraron elevadas eliminaciones de algas procedentes

de los efluentes de lagunas de tratamiento, mediante el empleo de un humedal subsuperficial de tipo horizontal, con lecho de gravas y plantado con diferentes especies de helófitas. En el año 2000, Kim & Kim (2000) demostraron que la planta acuática flotante denominada comúnmente como jacinto de agua (*Eichornia crassipes*) también puede emplearse para reducir la concentración de algas en efluentes de lagunas de estabilización. En todos los casos, las plantas reducen la penetración de la radiación solar, limitando por tanto el crecimiento del fitoplancton, y al mismo tiempo mejoran la descomposición algal. Steinmann et al. (2003) probó la eficiencia de un filtro de gravas con flujo subsuperficial, de tipo horizontal y plantado con vegetación emergente para la eliminación de algas de un efluente procedente de un sistema de lagunaje. La eliminación de algas mejoró a su vez la eliminación de materia orgánica y de nitrógeno y fósforo durante todo el año.

Vörös et al. (2003) detectaron una reducción del fitoplancton del 96% en una zona muy vegetada (principalmente por *Phragmites Australis*) del lago Balaton (Hungría). Esto fue atribuido al “efecto sombra” que la vegetación emergente ejercía sobre la columna de agua del lago. Además, llevaron a cabo experimentos en la zona no vegetada, en donde instalaron tres recintos que recibían distintos porcentajes de radiación solar fotosintéticamente activa. Uno de ellos recibía el 100% de radiación, otro un 5% y el último solamente un 1%. En el que recibió un 5% de radiación solar, bastó un tiempo de retención de 2 días para alcanzar una reducción de la biomasa algal del 30% y de 6 días para el 90%. El recinto que solamente recibía un 1% de la radiación fotosintéticamente activa, solo tardó 2 días en reducir un 90% la biomasa fitoplanctónica y 6 días para alcanzar una reducción del 97%. Además de reducir la biomasa algal, en los recintos sombreados se produjo un incremento del fósforo biodisponible y una disminución significativa del oxígeno disuelto.

Bajo las condiciones de sombra, la fotosíntesis llevada a cabo por los organismos fitoplanctónicos es inhibida, mientras que la respiración se convierte en el proceso dominante. El oxígeno contenido en la columna de agua va disminuyendo gradualmente (Chen et al., 2009b). De hecho, varios autores han detectado que la descomposición de las algas planctónicas y de los restos de macrófitas, la falta de producción primaria dentro de la columna de agua y la menor transferencia de oxígeno desde la atmósfera en el interior de las matas densamente vegetadas, conducen a una disminución del oxígeno disuelto, pudiéndose alcanzar condiciones anaeróbicas en la columna de agua (Søndergaard & Moss, 1998; Kim & Kim, 2000; Tullen et al., 2002; Vörös et al., 2003; Herrera Melián et al., 2009; Yeh et al., 2011). Ello podría resultar en una reducción de la degradación de la materia orgánica, una inhibición de la nitrificación e incluso en una liberación de fósforo desde los sedimentos hacia la columna de agua. Otro efecto negativo que podrían resultar de sistemas densamente vegetados podría ser una limitación de la fotólisis, la cual es necesaria para la desinfección de las aguas (Tullen et al., 2005) y para la degradación de compuestos orgánicos persistentes.

Con los trabajos citados anteriormente, quedó demostrado que el “efecto sombra” sobre la columna de agua limita el crecimiento de las algas y favorece su posterior muerte y descomposición. Chen et al. (2009a, 2013) propuso combinar el “efecto sombra” con la aireación del sistema, para resolver el problema de la disminución del oxígeno disuelto en el agua y por tanto, mejorar la calidad del agua del efluente. Con un tiempo de residencia de 5 días y combinando el “efecto sombra” con la aireación, la biomasa algal podría ser reducida en más de un 65% (Chen et al., 2009b). Yeh et al. (2011) llevó a cabo experimentos con enea y carrizo y no encontró diferencias significativas en la eliminación de la biomasa algal entre los recintos plantados con uno u otro tipo de vegetación. Sus ensayos demostraron una vez más, que el “efecto sombra” ejercido por la vegetación, tanto emergente como flotante, es una medida viable para reducir la concentración de algas, mejorando la calidad del efluente en sistemas naturales.

2.2 ANTECEDENTES AL CASO DE ESTUDIO.

Basándose en el “efecto sombra” que las macrófitas ejercen sobre la biomasa fitoplanctónica, en el año 1999 se propuso el diseño de un sistema de tratamiento basado en humedales vegetados para tratar las aguas de lagos altamente eutrofizados (Jurado, 1999), tomándose como referencia el lago de l’Albufera de Valencia.

Para definir los parámetros de diseño, se llevo a cabo un ensayo en el laboratorio que consistía en disponer de tres conos, cada uno de ellos con 1.5 L de agua del lago de l’Albufera de Valencia, los cuales fueron sometidos a diferentes grados de radiación solar, encontrándose uno de ellos en condiciones de oscuridad total. Con estos experimentos se obtuvieron distintas velocidades de sedimentación del fitoplancton presente en esas aguas en función del grado de radiación solar recibida (Martín & Jurado, 2010). La velocidad de sedimentación obtenida en el cono sometido a condiciones de oscuridad total fue de 0.097 m d^{-1} y en los otros dos restantes fue prácticamente la misma, sobre 0.037 m d^{-1} . Por lo tanto, las condiciones de oscuridad favorecieron la sedimentación de las algas en el cono. Con los resultados obtenidos se propuso el diseño del humedal artificial basado en el cálculo del volumen necesario para reducir la concentración del fitoplancton en el agua del lago hasta una concentración objetivo de $5 \mu\text{g L}^{-1}$. La carga hidráulica del supuesto humedal sería de 0.07 m d^{-1} .

Además, en un estudio posterior se evaluó el aporte de nutrientes procedente de la descomposición de la biomasa fitoplanctónica presente en las aguas eutrofizadas, tomando nuevamente como referencia las aguas del lago de l’Albufera de Valencia (Guirado, 2009). El estudio pretendía discernir si existía un aporte suficiente de nutrientes para mantener una adecuada densidad de plantas en el supuesto humedal. El procedimiento seguido en el ensayo de laboratorio fue el mismo que el comentado anteriormente (Martín & Jurado, 2003) y en este caso, la intensidad de luz alcanzada en cada cono fue registrada mediante la

instalación, en cada uno de ellos, de un piranómetro en su superficie y otro en la base del cono.



Figura 2-1: Fotografía realizada a los conos mediante el ensayo. Adaptada de Guirado, 2009.

El cono 1 fue sometido a una intensidad de luz alta, el cono 2 a una iluminación baja y el cono 3 a condiciones de oscuridad total (Figura 2-1). Con estos tres conos se pretendía imitar las condiciones de un humedal con una cobertura vegetal aproximada del 100% (cono 3), un humedal con una cobertura inferior al 100% (cono 2) y un humedal con muy baja densidad vegetal (cono 1).

Con este trabajo se volvió a comprobar que la sedimentación del fitoplancton está muy influenciado por las condiciones de luz en la columna de agua, produciéndose la mayor sedimentación en el cono sometido a oscuridad total. La velocidad de sedimentación obtenida fue de 0.079 m d^{-1} , lo que traducido a un humedal de 0.4 m de profundidad resultaría en una eliminación de la biomasa fitoplanctónica del 50%, bajo un tiempo de retención hidráulico de 3 días y de un 90% en 11 días. El aporte de nutrientes fue variable y dependió tanto de las condiciones de luz, como de la temperatura y del oxígeno disuelto. No obstante, este aporte se consideró suficiente para el crecimiento de las macrófitas en el hipotético humedal artificial. Además, aunque ninguno de los tres conos mostró problemas de anoxia, sí que se observaron concentraciones de oxígeno disuelto más bajas en el cono sometido a oscuridad total, asociado a la respiración del propio fitoplancton (Guirado, 2009).

En el 2010, se desarrolló y calibró un modelo matemático a escala horaria que simulaba la evolución de la calidad del agua en los tres conos estudiados por Guirado (2009). Este modelo (Oliver, 2010) se extrapolaría a la representación de la evolución de la calidad del agua en un sistema altamente eutrofizado como es el caso del lago de L'Albufera de

Valencia. El modelo matemático fue capaz de reproducir la evolución de los nutrientes liberados mediante la descomposición de la biomasa fitoplanctónica contenido en los conos, y además, permitió estudiar la influencia de la radiación solar en la sedimentación. Por otra parte, se comprobó el papel que sobre el mantenimiento de la biomasa fitoplanctónica tiene el reciclado interno de nutrientes (sobre todo, nitrógeno y fósforo) en un sistema altamente eutrofizado como es el lago de L'Albufera de Valencia.

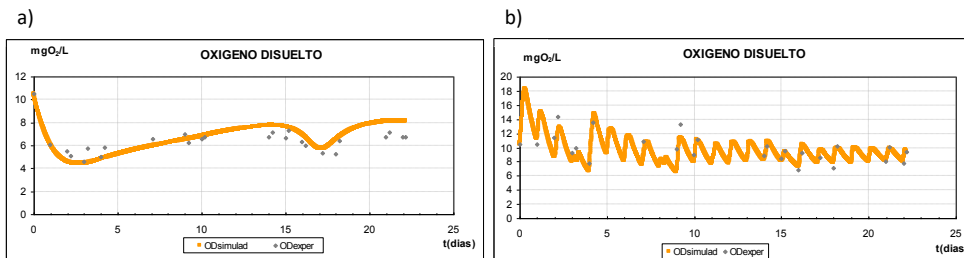


Figura 2-2: Resultados del proceso de calibración del modelo de a) como sometido a oscuridad total y b) como sometido a una intensidad de radiación solar alta. Tomado de Oliver, 2010.

Con los estudios realizados a escala de laboratorio, se corroboró lo constatado por otros autores, que el empleo de un HA con una elevada densidad de plantas podría ser una medida factible, desde un punto de vista experimental, para tratar aguas eutróficas, reduciendo la concentración de fitoplancton en las mismas. Además, se demostró su aplicabilidad a las aguas del lago de L'Albufera de Valencia. El fundamento básico del funcionamiento del humedal sería el representado en la Figura 2-3. De manera resumida sería el siguiente: cuando las aguas eutróficas entran al HA, la atenuación de la radiación solar provocada por la presencia de vegetación emergente en el mismo promueve la muerte y posterior sedimentación de las algas. Esta materia orgánica ya en el sedimento, es degradada por las bacterias oportunistas, liberando al medio nutrientes que serán posteriormente tomados por las macrófitas durante su crecimiento. Finalmente, la cosecha de la vegetación emergente, al final de la estación de crecimiento (normalmente de abril a octubre), permitirá la eliminación permanente de los nutrientes del sistema de tratamiento.

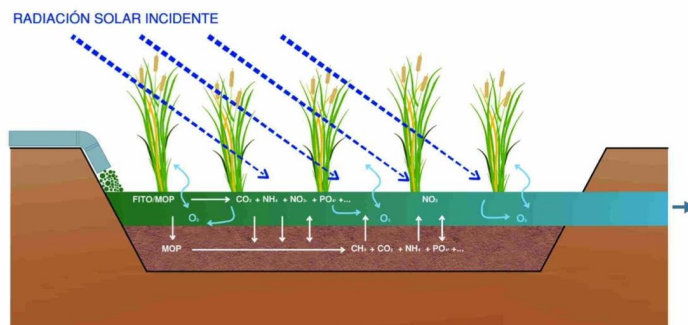


Figura 2-3: Esquema simplificado del funcionamiento hipotético humedal .

En la presente Tesis Doctoral se aborda el estudio del funcionamiento de los humedales artificiales ubicados en el Tancat de la Pipa y cuyo objetivo principal es reducir la biomasa de fitoplancton presente en el lago de l'Albufera de Valencia, así como las cargas de nutrientes contenidos en el mismo. Además, el papel de estos humedales no solo es mejorar la calidad del agua del lago, sino que también es mejorar e incrementar el hábitat para la vida silvestre.

2.3 APLICACIÓN DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS EUTROFIZADAS.

Tal y como se ha comentado en el apartado dedicado a los humedales artificiales dentro de la introducción, éstos se han aplicado a una gran variedad de tipos de aguas residuales, así como de aguas procedentes de la escorrentía urbana y agrícola (1.5.2.2.4). Además de todas estas aplicaciones, cada vez es más común restaurar humedales o construir unos nuevos para proteger de la contaminación difusa áreas de alto valor ecológico y mejorar el hábitat y la diversidad biológica (Uusi-Kamppa et al., 2000; Comín et al., 2001; Mitsch & Grosselink, 1993; Moreno et al., 2007; Mitsch, 1992; Zedler, 2003; Jiang et al., 2007; Sollie et al., 2008). Mención especial merecen los trabajos que se están llevando a cabo en los *Everglades* (Florida, EEUU) para protegerlos de las entradas de fósforo procedentes de la escorrentía agrícola y urbana (Kadlec, 2006; Chimney & Goforth, 2006; Pietro & Ivanhoff, 2015; Chen et al., 2015). También se pueden encontrar HA diseñados y construidos como un tratamiento adicional a las aguas procedentes de plantas convencionales de tratamiento de aguas residuales urbanas para mejorar la calidad del agua antes de su vertido a una masa de agua con alto valor ecológico (Annadotter et al., 1999; Garcia-Lledó et al., 2011; Martín et al., 2013).

A parte de todos los usos comentados anteriormente, esta tecnología también se está empleando alrededor del mundo para mejorar la calidad del agua de ríos y lagos contaminados (Pomogyi, 1993; Kadlec & Hey, 1994; Mitsch et al. 1995; Spieles and Mitsch, 2000; Jing et al., 2001a,b; Moustafa, 1998; Kadlec et al., 2010a, 2011; Nairn and Mitsch, 2000; Juang & Chen, 2007; Huang et al., 2007; Wu et al., 2010; Jia et al., 2014), así como de aguas eutrofizadas (Coveney et al., 2002; He et al., 2007; Li et al., 2008; Wang et al., 2009; Tang et al., 2009; Dunne et al., 2012, 2013, 2015; Martín et al., 2013; Hernández-Crespo et al., 2017).

Una de las experiencias pioneras en el tratamiento de aguas eutrofizadas mediante esta tecnología es la que se está llevando a cabo en el lago Apopka, en Orlando (Florida, EEUU). Se trata de un gran lago somero hipereutrófico, principalmente debido a los aportes de P procedente de la escorrentía agrícola (Lowe et al., 1992). Una de las medidas propuestas para mejorar la calidad del agua de este lago fue la construcción de un HAFS (los autores se refieren a él como marsh flow-way, laguna unidireccional), para eliminar las algas, los

sedimentos resuspendidos y el P particulado del agua del propio lago y retornar a éste las aguas tratadas (Lowe et al., 1992; Coveney et al., 2002). Para examinar la capacidad del sistema en la eliminación de los sólidos suspendidos (SST) y de los nutrientes particulados, se construyó un sistema piloto (2.1 km²) formado por dos celdas operando en serie, que se puso en funcionamiento en noviembre del 1990 (Coveney et al., 2002). La carga hidráulica aplicada al sistema osciló entre 6.5-65 m año⁻¹ y el tiempo de residencia hidráulico fue de unos 7 días. En cuanto a los SST, los rendimientos de eliminación que alcanzó el sistema fueron muy altos, de entre 89-99% (Tabla 2-1). La operación de este sistema difiere de la mayoría de HA destinados a depurar aguas residuales porque no busca conseguir una concentración baja en el efluente, sino que su objetivo es maximizar la eliminación de nutrientes y de sólidos del agua del lago y recircular el agua tratada nuevamente al lago. Por ello operan a altas cargas hidráulicas (CH).

Años más tarde, concretamente en noviembre del 2003, se puso en funcionamiento el humedal artificial a gran escala destinado a tratar las aguas del lago Apopka. Este humedal operó con una CH media de 30 m año⁻¹ (Dunne et al., 2015) y consiguió altas eficiencias en la eliminación de la materia particulada (Tabla 2-1) (Dunne et al., 2012; Dunne et al., 2013). En su estudio encontraron que la eficiencia en la eliminación de P incrementaba en los meses fríos y se reducía en los meses cálidos, mientras que los costes de operación se mantenían constantes. A partir de los resultados que obtuvieron, decidieron adoptar un régimen estacional de operación, con bajos caudales de agua durante la estación cálida, para aumentar la rentabilidad del proyecto (Dunne et al., 2015).

Tabla 2-1: Rendimientos de eliminación alcanzados en humedales destinados a tratar aguas eutrofizadas.

Referencia	Rendimientos		
	SST	PT	NT
Coveney et al. (2002)	89-99%	30-67%	30-52%
Dunne et al. (2012)	>80%	30% (58% para PP ^a)	
Dunne et al. (2013)			24% (78% para NOP ^b)
He et al. (2007)		7-65%	8-63%
Li et al. (2008)		35-66%	20-52%

^aFósforo particulado.

^bNitrógeno orgánico particulado.

He et al. (2007) estudiaron las eficiencias alcanzadas por dos HAFSSH destinados a tratar las aguas del río Qingyuan (China). En uno de los humedales se empleó como medio filtrante gravas, mientras que en el otro una combinación de gravas, zeolita y cenizas volantes. Este último consiguió mejores eliminaciones para el PT y el NT, mientras que prácticamente no presentaron diferencias en la eliminación de materia orgánica, algas y turbidez. La zona de influencia de estos dos humedales sobre el río mejoró significativamente.

Li et al. (2008) compararon el funcionamiento de tres unidades, a escala piloto, de humedales artificiales (un HAFS, un HAFSSH y un HAFSSV), para tratar las aguas eutrofizadas

del lago Taihu (China). La carga hidráulica aplicada a cada HA fue de 0.64 m d^{-1} . Tras doce meses de funcionamiento de los HA, los rendimientos obtenidos en los HAFSS fueron prácticamente los mismos, excepto en el caso del amonio, para el que el HAFSSV consiguió mejores resultados. En cambio, el HAFS mostró una eficiencia menor en comparación con los HAFSS. En su estudio se evidenció la importancia que el consumo de nutrientes por parte de las plantas tiene sobre la eliminación del N y del P, especialmente en HAFS.

También en China, Tang et al. (2009) construyeron siete HAFSSV, a escala piloto, para evaluar el efecto de las plantas (enea), la aireación artificial intermitente y el uso de polipropileno como parte del sustrato del humedal, sobre la eliminación de nutrientes del agua eutrófica del río Jinhe (Tianjin, China). Sus resultados mostraron que las plantas jugaron un papel insignificante en la eliminación de materia orgánica (DQO), pero que mejoraron sustancialmente la eliminación de amonio, nitratos, NT, fósforo reactivo soluble y PT. Los mejores resultados se obtuvieron con la combinación de las eneas, la aireación artificial y el uso de polipropileno. En su caso, la cosecha de la vegetación fue un mecanismo importante para la eliminación de nutrientes en los HA.

Desde el año 2009, el uso de esta tecnología está siendo empleada en el lago de l'Albufera de Valencia para tratar sus aguas altamente eutróficas (Martín et al., 2013; Oliver et al., 2016). Concretamente se trata de tres HAFS, que operan en régimen continuo desde su puesta en marcha (2009) hasta la actualidad. En el apartado 5.1 se recoge una descripción detallada de los mismos. Estos humedales están ubicados en una Reserva Natural conocida como Tancat de la Pipa, lo que les confiere unas características especiales que los difiere de los humedales destinados a tratar las aguas residuales de pequeños núcleos urbanos. El objetivo principal de estos humedales artificiales del Tancat de la Pipa (HAFSTP) es mejorar la calidad del agua del lago, a través de la reducción de los nutrientes (N y P) y de la biomasa fitoplactónica contenidos en él. Estos humedales son el objeto de estudio de la presente Tesis Doctoral.

Unos años más tarde, en el 2011, se puso en funcionamiento un sistema híbrido de HAS, formado por un HAFSSH, dos HAFS y una laguna, el cual también está actualmente tratando las aguas del lago de l'Albufera de Valencia (Hernández-Crespo, et al., 2017). En su estudio han obtenido mejores eliminaciones de materia orgánica, sólidos suspendidos y nutrientes en el HAFSSH que en el HAFS.



OBJETIVOS

El presente trabajo de investigación tiene como **objetivo general** evaluar la idoneidad de los humedales artificiales de flujo superficial para tratar las aguas eutrofizadas en general, y en concreto, las procedentes del lago de l'Albufera de Valencia, así como determinar la eficiencia conseguida en el tratamiento de las mismas y los principales factores de la que depende. Ello permitirá disponer de conocimiento para estudiar la posible implementación de humedales artificiales de este tipo, como medida para la mejora del potencial ecológico y el estado químico de las masas de agua eutrofizada, y en concreto, del agua del lago de l'Albufera de Valencia, y así demostrar su aplicabilidad a otros ecosistemas acuáticos similares.

Con el fin de alcanzar el objetivo general descrito anteriormente, se presentan los siguientes **objetivos específicos**:

- Evaluar los rendimientos de eliminación de las distintas variables de calidad de aguas estudiadas: SST, SSV, PT, PP, PID, NT, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, Norg, DQO_T, DQO_s, DQO_p, Cl α .
- Conocer los mecanismos que permiten eliminar tanto la biomasa fitoplanctónica y los nutrientes presentes en una masa de agua altamente eutrofizada, como los nutrientes resultantes de la descomposición de la propia biomasa algal, mediante el empleo de humedales artificiales de flujo superficial.
- Analizar la influencia de determinados parámetros operacionales (carga hidráulica, tiempo de residencia hidráulico, cargas de entrada, profundidad de la lámina de agua y cobertura vegetal) y de factores ambientales (concentración de entrada, temperatura, precipitaciones, oxígeno disuelto, pH, presencia de aves, viento, etc.) en la eliminación de nutrientes, materia orgánica, sólidos suspendidos y biomasa fitoplanctónica (medida como Cl α) de aguas altamente eutrofizadas como las que son objeto de estudio.
- En el caso de la cobertura vegetal, este análisis permitirá evaluar la relevancia de llevar a cabo las tareas de gestión necesarias en cuanto a la vegetación emergente (cosechado, replantación, densidad de las plantas, etc.). Este aspecto es interesante sobre todo desde el punto de vista de la gestión económica de los humedales, pues tareas como el cosechado o la replantación implican un desembolso económico importante.
- Estudiar si existen patrones estacionales en la eliminación de las distintas variables de calidad de aguas objeto de estudio. Este análisis puede discernir cuáles son las

mejores épocas del año para eliminar determinados nutrientes y con ello incrementar la eficiencia del sistema de depuración.

- Establecer parámetros óptimos de diseño y operación para HAFS que traten agua eutrofizada. Éstos dependerán de los objetivos para los que se van a construir los HA: alcanzar bajas concentraciones en el efluente, y por tanto altos rendimientos de eliminación, o maximizar la cantidad (en términos de masa) eliminada de nutrientes, fitoplancton y materia orgánica del influente. En entornos como el Parque Natural de l' Albufera de Valencia, se debe tener en consideración en el diseño y operación de los HA, que éstos también están destinados a mejorar e incrementar la diversidad de hábitat y de vida silvestre.
- Elaborar herramientas para la ayuda en la gestión de estos sistemas. A partir de éstas, se propondrán diversas estrategias de gestión que permitan obtener un buen balance entre la mejora del rendimiento del HAFS y la maximización de la eliminación de nutrientes, fitoplancton y materia orgánica de las aguas eutróficas.



ÁREA DE ESTUDIO

4.1 L'ALBUFERA DE VALÈNCIA.

4.1.1 Introducción.

El área de estudio se localiza en el interior del Parque Natural de L'Albufera de València (PNAV), situado al este de la península ibérica, concretamente en la costa Mediterránea de València y a tan sólo unos 10 km al sur de la ciudad de Valencia.

Este enclave fue declarado Parque Natural por la Generalitat Valenciana en 1986. En 1990, entró a formar parte de la Lista de Humedales de Importancia Internacional del Convenio Ramsar y un año mas tarde, en 1991 se reconoció a l'Albufera como Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA). Además de los anteriores instrumentos de gestión y conservación, este espacio tan singular posee hábitats y especies recogidos en la Directiva Hábitats (Directiva 92/43/CEE). Actualmente opta a la declaración de Reserva de la Biosfera.

El PNAV comprende un total de 21000 hectáreas de superficie y constituye uno de los espacios naturales más representativos e importantes de España. Uno de sus principales atractivos es la heterogeneidad de ambientes que presenta, entre los que destaca una gran laguna somera oligohalina de 2320 ha (Soria et al., 1987; Romo et al., 2008) en la que aparecen una serie de islas de vegetación palustre denominadas "mates". Su profundidad media es de 0.88 m (Mondria, 2010), aunque en algunas zonas puede ser incluso de 30-40 cm (Hernández-Crespo, 2013). Este lago, de forma casi circular, se extiende entre las desembocaduras de los ríos Turia y Júcar y se encuentra separado del mar Mediterráneo por una estrecha franja arenosa, denominada restinga, cubierta de pinares y monte bajo, conocida como la Dehesa de El Saler. A lo largo de dicha restinga, se abren tres canales de desagüe o "golas" (la de Pujol, El Perellonet y El Perelló), las cuales permiten regular el flujo del agua mediante compuertas que mantienen el nivel de las aguas del lago según las necesidades hídricas de los terrenos limítrofes, los cuales se dedican al cultivo de arroz.

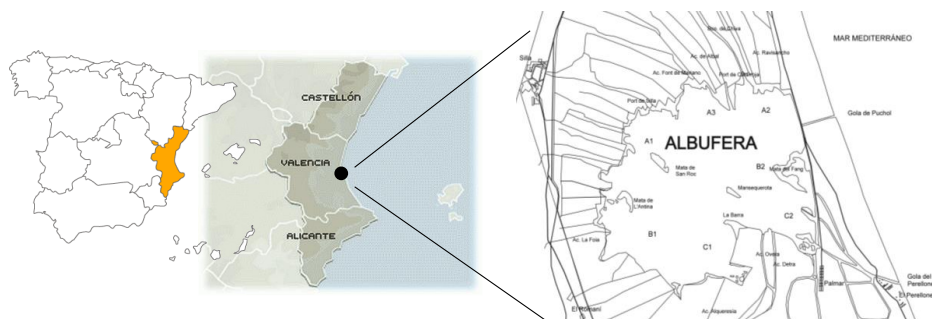


Figura 4-1: Localización geográfica del lago de L'Albufera de València.

El lago de l'Albufera de València, en adelante lago AV, es un antiguo golfo marino que quedó aislado del mar por la formación de la restinga, el cual con el paso del tiempo fue dulcificándose por los aportes hídricos provenientes de acequias, barrancos y de los "Ullals". Se ha estimado que la superficie inicial del lago fue de unas 30000 ha (MMA, 2004a), la cual ha venido reduciéndose hasta la actualidad. Esta reducción es debido tanto a un proceso natural de colmatación que sucede en todas las albuferas y que da paso a la formación de una marjal (resultado de los aportes, tanto fluviales como marinos, de sedimentos de distintos orígenes), como a la presión humana, la cual ha acelerado este proceso. La transformación de estos terrenos pantanosos en campos de cultivo y el desarrollo del proceso urbanizador, han sido claves en la desaparición progresiva de este ecosistema. En la actualidad, el proceso de aterramiento se relaciona con los sedimentos aportados por las avenidas, entre otros de los barrancos del Poyo y Beniparrell (Mondria, 2010).

El lago AV funciona como un embalse de reserva de agua para los arrozales y su ciclo hidrológico está supeditado al ciclo estacional del cultivo del arroz. Como se ha comentado, el nivel del agua se controla mediante compuertas situadas en las tres "golas". Durante los meses comprendidos entre enero y marzo las compuertas permanecen abiertas para vaciar los campos de arroz antes de la siembra que se realiza en mayo. Esto conduce a una elevada tasa de renovación del agua del lago en esos meses. En cambio, entre los meses de mayo y septiembre, durante el crecimiento del arroz, el flujo de renovación del agua es mínimo y solo aumenta después de la siega (septiembre-octubre). En noviembre-diciembre, el nivel del agua del lago se incrementa para permitir el llenado de los campos de arroz en su máximo anual, permaneciendo los campos inundados y sin cultivo (Romo et al., 2008) hasta comenzar un nuevo ciclo.

Durante la primera mitad del siglo XX, el lago estuvo densamente cubierto por macrófitas (*Chara*, *Potamogeton*, *Myriophyllum*, *Ceratophyllum*) (Romo et al., 2005), pero desde la década de los 60, la eutrofización ha dado lugar a un estado de elevada turbidez de las aguas, con dominio del fitoplancton. Actualmente, el lago presenta un estado que se sitúa lejos del buen potencial ecológico requerido por la DMA y la Ley de Aguas. Ello es debido a la confluencia de una serie de factores que no sólo han provocado dicho estado sino que también dificultan su recuperación, como son:

- Reducción de aportes fluviales del sistema Júcar a consecuencia de la modernización de los sistemas de regadío.
- Deficiencias estructurales en los sistemas de saneamiento.
- Niveles de agua impuestos en función de las necesidades de cultivo del arroz.
- Acumulación de contaminantes en los sedimentos (metales, pesticidas, materia orgánica, nutrientes).
- Eutrofización y pérdida de diversidad, especialmente la desaparición de la vegetación sumergida.

- Aterramiento.

4.1.2 Estado del lago.

4.1.2.1 Aportes hídricos al lago y gestión hídrica del mismo.

Los aportes hídricos al lago AV llegan por numerosas acequias con aguas procedentes de los ríos Turia y Júcar y de varios barrancos. Si bien la parte norte del lago era anteriormente abastecida por el caudal del Turia, derivado por las acequias de riego de la Vega de Valencia y la acequia del Oro, en la actualidad y debido al trasvase de aguas del río Júcar al Turia, y a la canalización de los efluente de la depuradora de Valencia (EDAR de Pinedo) y de los colectores de diversas poblaciones de la cuenca (Quart, Xirivella, Aldaia, Alaquás, entre otras), los aportes en esta zona corresponden a aguas de muy diversa composición y procedencia (Soria & Vicente, 2002). Las zonas Oeste y Sur, por otra parte, se surten de las aguas del Júcar, de algunos vertidos de las poblaciones (Almussafes, Benifaió, Alginet, Sollana, Sueca, entre otras) y de las numerosas surgencias de la zona, conocidas como *Ullals* (Soria & Vicente, 2002).

El lago AV está situado al final de una cuenca hidrográfica de 917.1 km². La cuenca vierte al lago por diversos barrancos, de los que solamente llegan directamente a él dos por la zona Norte: el barranco del Poyo (también llamado de Torrent, o de Massanassa) y el de Beniparrell (o de Picassent). Estos dos barrancos son además los más importantes. Los barrancos restantes, vierten a acequias diversas ubicadas entre huertas y arrozales que acaban en el lago (Soria & Vicente, 2002). Solamente la cuenca del barranco del Poyo supone el 40% de la cuenca total de l'Albufera (Soria et al., 2005), siendo el barranco que puede aportar, durante el periodo lluvioso del año, el mayor caudal superficial natural. Este barranco, además de llevar aguas pluviales, también lleva aguas residuales urbanas e industriales de una amplia cuenca en los términos de Chiva, Cheste, Quart de Poblet, Torrent, Picanya, Paiporta i Massanassa (Soria & Vicente, 2002).

Además, el lago recibe aportes de manantiales (hoy en día en recesión), aportes directos de precipitaciones (en promedio unos 500 mm año⁻¹), aportes desde acequias de riego con agua procedente de sobrantes de riego de la Huerta Sur del río Turia y de la Ribera Baja del Turia, a los que se suman los vertidos de aguas residuales de las poblaciones de su cuenca que llegan al lago por las mismas acequias y barrancos (Soria & Vicente, 2002).

Aunque como se ha indicado, el lago tiene su propia cuenca hidrográfica, ésta solamente proporciona una pequeña parte de las aportaciones, mientras que la gran mayoría de las aguas llega desde el río Júcar, ya sea por la Acequia Real del Júcar o por las tomas de Sueca y Cullera. En este sentido, puede considerarse a l' Albufera como parte integrante del río Júcar (Soria et al., 2005).

El volumen anual de agua de entrada al lago se estimó en 280 hm³ en el año 1988 y en 2004 en 170 hm³ (Soria, 2006). El volumen de las aportaciones al lago ha disminuido en los últimos años, principalmente como resultado de una disminución significativa de los retornos de riego, consecuencia de una mejora en la eficiencia de los sistemas de riego y, en general, a una mejor gestión del agua.

Según el informe de la conducción Júcar-Vinalopó (2003), las entradas de agua al lago AV en el periodo 1980/81-2001/02 presentaron la siguiente distribución de procedencias:

- Aportación natural superficial y subterránea, a través de los diferentes cauces que llegan al lago: 83.6 hm³·año⁻¹ (37%).
- Sobrantes de riego superficiales y subterráneos: 115.9 hm³·año⁻¹ (51%).
- Vertidos urbanos e industriales no tratados: 20.9 hm³·año⁻¹ (9%).
- Efluentes de estaciones depuradoras: 7.1 hm³·año⁻¹ (3%).

Estas aportaciones se traducen en una renovación hídrica media del lago de 9.8 veces al año y un tiempo de residencia medio de 37 días. Sin embargo, el hecho de que la llegada de las aportaciones se produzca principalmente por unas pocas acequias y barrancos, provoca que haya sectores del lago que presentan una renovación considerablemente menor (Noroeste: 0.7 veces·año⁻¹, 554 días; Oeste: 1.6 veces·año⁻¹, 227 días) que otros (Sureste: 34.6 veces·año⁻¹, 11 días) (Soria & Vicente, 2002). No obstante, estos valores medios están sujetos a la gestión del agua para el cultivo del arroz. Con lo cual, estos tiempos de renovación serán inferiores en los periodos de vaciado de los campos (primavera y otoño) de arroz y más largos cuando el agua se encuentra retenida en los mismos (verano e invierno) (Vicente & Miracle, 1992). Como consecuencia de esta heterogeneidad en los flujos de agua y en los tiempos de renovación de las distintas zonas del lago, se detecta también una heterogeneidad espacial en el lago, tanto en la química de las aguas como en el plancton estudiado (Soria & Vicente, 2002).

Mondria (2010) estimó las entradas al lago mediante el modelo Cabhal⁴, para la serie histórica completa desde el año hidrológico 1970/71 hasta 2008/09. Los resultados se presentan en la Figura 4-2. En ella se puede observar como las aportaciones de retornos de riego de los sistemas Júcar y Turia han ido disminuyendo radicalmente con el tiempo, sobre todo a partir de la década de los 80, estando relacionado con el desarrollo de los regadíos en las cuencas altas y medias del río Júcar y con la modernización de los regadíos en el entorno del lago AV (MMA, 2004b; Mondria, 2010). Además, como se puede ver también se han reducido notablemente los aportes de aguas residuales. Tradicionalmente los aportes más

⁴ Modelo de funcionamiento del sistema hídrico del Parque Natural de l'Albufera de Valencia. Cabhal es el acrónimo para *Calidad de aguas y balance hídrico en l'Albufera*, ya que el modelo también incluye un módulo de simulación de los procesos de calidad relacionados con la eutrofización del lago.

importantes de los efluentes industriales y urbanos que se han vertido al lago AV han procedido de los municipios situados al Oeste del lago, cuyo crecimiento urbano e industrial supusieron, hasta la entrada en funcionamiento del Colector Oeste, el aporte de una gran cantidad de vertidos que llevaron al deterioro de la calidad del sistema. Actualmente, como consecuencia de un gran esfuerzo de inversión en distintas actuaciones, entre las que cabe destacar la construcción del citado Colector Oeste y el desarrollo de los Planes de Saneamiento y Depuración, los vertidos sin depurar se han reducido de una forma muy importante (CHJ, 2014). Sin embargo, en la Figura 4-2 también se observa que los efluentes de las estaciones depuradoras han crecido significativamente desde la década de los 90. Estos efluentes, aún cumpliendo con los requisitos legales de vertido a zonas sensibles⁵, aportan una cantidad significativa de nutrientes al lago y pueden contribuir a que no se alcance el buen potencial ecológico y químico en el mismo.

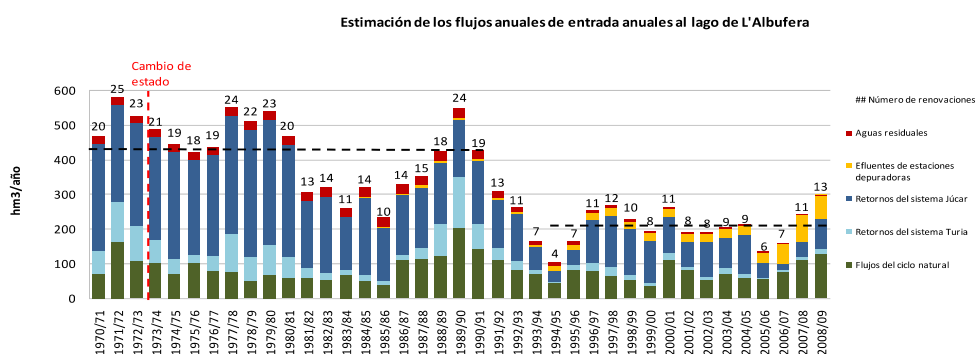


Figura 4-2: Serie de entradas anuales al lago de l'Albufera estimadas con el modelo Cabhal, desde 1970/71 a 2008/2009 (tomada de Mondria, 2010).

Por tanto, en los últimos años se ha producido una reducción importante de los aportes de agua de buena calidad al lago (los procedentes de los ríos Júcar y Turia) y una disminución de las aguas residuales sin tratar a favor de un aumento del volumen de agua tratada por las estaciones depuradoras. No obstante, se siguen produciendo vertidos al lago a través de la red de acequias, especialmente cuando se producen eventos tormentosos que provocan el alivio de caudales de los sistemas unitarios de saneamiento. Los aportes hídricos procedentes de escorrentías urbanas tienen concentraciones de materia orgánica y de nutrientes inorgánicos superiores a la media de las entradas de aguas al lago. Este hecho es consecuencia de la contribución de las descargas de sistemas unitarios y del lavado de las áreas urbanas circundantes (Mondria, 2010). En la actualidad se encuentra en ejecución una actuación de ACUAMED⁶ que incluye la construcción de tanques de tormenta que contribuirá a reducir significativamente este tipo de vertidos fuertemente contaminantes (CHJ, 2014).

⁵ Directiva 271/91/CEE

⁶ ACUAMED es una empresa pública perteneciente al Estado español que depende directamente del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente del gobierno de España.

El Plan Hidrológico del Júcar (CHJ, 2014) ha estimado las necesidades hídricas mínimas del lago AV en $210 \text{ hm}^3\text{año}^{-1}$. Este volumen anual requerido procederá fundamentalmente de las aportaciones superficiales y subterráneas de la cuenca vertiente al lago de l'Albufera, de los retornos de riego de los sistemas Júcar y Turia y de los aportes de los ríos Júcar y Turia. El volumen fijado en el nuevo Plan Hidrológico del Júcar (CHJ, 2014) supone un incremento respecto al considerado en 1998 (CHJ, 1997), que era de $100 \text{ hm}^3\text{año}^{-1}$ para todo el PNAV.

No obstante, y a pesar de este incremento en el volumen de agua mínimo fijado para el lago, Soria (2006) manifestó que el volumen ideal debe ser superior a los $200 \text{ hm}^3\text{año}^{-1}$ de agua de buena calidad (menos de 0.1 mg P L^{-1}) para prevenir la eutrofización.

4.1.2.2 Calidad de las aguas.

Durante la primera mitad del siglo XX, el lago gozaba de unas aguas transparentes con unas magníficas praderías subacuáticas que podían ser vistas desde la superficie del lago (Vicente & Miracle, 1992). Este lago albergaba una extraordinaria diversidad ecológica probablemente equiparable a la de los humedales mediterráneos más diversos en cualquiera de los niveles tróficos (Mondria, 2010). Este estado oligo-mesotrófico sufrió un severo cambio en la década de los 60. Tal fue la magnitud de la degradación del ecosistema, que en los 70 las plantas acuáticas desaparecieron del lago, permaneciendo solamente el carrizo en las orillas del mismo. Este cambio brusco, desde un estado de aguas claras a lo que se denomina, según el modelo de los estados alternativos de Scheffer et al. (1993), una fase turbia, tuvo como principales causas el desarrollo urbano y la industrialización de la cuenca y sus alrededores (Soria et al., 2006). Se calcula que al lago AV llegaban a principios de los 70 los residuos de, por lo menos, unas 150.000 personas a través de la red de acequias (Mondria, 2010). En esta década, la población en el área de drenaje casi se dobló en tamaño y el número de industrias se multiplicó por 10, siendo el lago la “depuradora” de todas las aguas residuales de la cuenca (Vicente & Miracle, 2002).

Los primeros datos de clorofila *a* (Cl *a*) indican que las concentraciones anuales medias fueron sobre $13 \mu\text{g L}^{-1}$ en 1972, $25 \mu\text{g L}^{-1}$ en 1973 y $25 \mu\text{g L}^{-1}$ en 1974 (Dafauce, 1975). Este aumento se vio incrementado en los años 80, llegándose a alcanzar concentraciones de Cl *a* superiores a $400 \mu\text{g L}^{-1}$ (Miracle et al., 1984) (Figura 4-3).

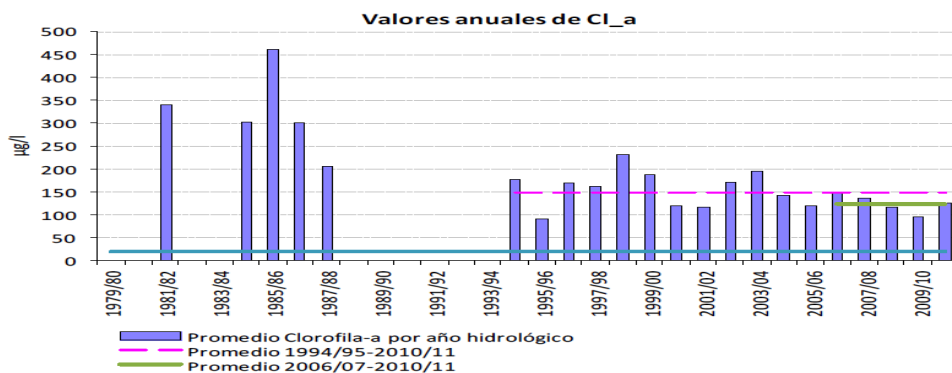


Figura 4-3: Evolución tendencial de la media anual de clorofila a en el periodo 1979/80 a 2010/2011 (tomada de EPTI, 2013).

Hasta los años 90, las descargas urbanas e industriales fueron directamente al lago, a través de las acequias y barrancos, representando el 17% de la entrada de agua anual, mientras que un 67% procedía de los arrozales del entorno (Soria & Vicente, 2002).

En 1991, se inició un plan de restauración para el lago eliminando el 30% de las descargas de aguas residuales ricas en nutrientes, principalmente de las aguas residuales urbanas e industriales de las partes norte y oeste del lago. Este plan contempló la construcción de un gran colector (Colector Oeste) y sus ramales (secundarios) que recogen los vertidos de los municipios de la comarca de L'Horta Sud y parte de L'Horta Oest (Mondria, 2010). En 1999, las cargas externas de P total al lago se redujeron un 77% (desde 18 hasta 4 g P m⁻² año⁻¹) y las cargas de N un 24% (desde 324 hasta 247 g N m⁻² año⁻¹) (Romo et al., 2005). No obstante, algunos efluentes, principalmente en la zona sur del lago, alcanzan el lago todavía sin ser previamente tratados (Villena & Romo, 2003). Además, a estos efluentes sin tratar se tiene que sumar otros entre los que se encuentran las descargas desde el Colector Oeste, especialmente cuando se producen eventos tormentosos que provocan el alivio de caudales de los sistemas unitarios de saneamiento (EPTI, 2013). Estas cargas derivan en un incremento de la concentración de Cl_a en el lago que se manifiesta a las pocas horas de iniciarse la precipitación, debido a la rápida respuesta de la cuenca (áreas muy impermeables, muy próximas al lago, transporte rápido a través de acequias de fábrica) y a que los tiempos de asimilación de los nutrientes por el fitoplancton están en el orden de magnitud de las horas. Si las lluvias son intensas se produce un efecto de lavado en el lago con evacuación de biomasa fitoplanctónica al mar. Los tiempos de renovación del lago son siempre superiores a los de asimilación de los nutrientes por las algas (Mondria, 2010).

Durante los 9 años posteriores desde que comenzó esta reducción de la carga externa de nutrientes al lago, a principios de la década de los 90, varias variables limnológicas cambiaron significativamente en el mismo (Villena & Romo, 2003; Romo et al., 2005). La concentración de fósforo reactivo soluble disminuyó significativamente desde un valor medio de 0.17 a un valor por debajo de 0.01 mg P L⁻¹. Esta disminución del P inorgánico

soluble fue muy importante ya que se considera que el primer paso para la recuperación de un lago somero y eutrófico es la reducción de la concentración de ortofosfatos en el mismo por debajo de 0.01 mg P L^{-1} (Sas, 1989). La concentración medida de PT disminuyó desde 0.5 hasta 0.3 mg P L^{-1} , mientras que la concentración de nitratos prácticamente no cambió. La concentración media de Cl α disminuyó casi a la mitad, desde un promedio anual de 318 hasta $180 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 4-3), aunque el estado de hipereutrofia continuó. Los valores de P en el lago continuaron siendo altos para reducir los valores de Cl α eutróficos o re-establecer las macrófitas sumergidas en lagos Mediterráneos ($\text{P total} < 0.05 \text{ mg P L}^{-1}$, Romo et al. (2004)).

Hoy en día el lago es un sistema hipertrófico principalmente debido a las excesivas entradas de materia orgánica y de nutrientes inorgánicos, principalmente compuestos de N y de P (Soria, 2006) que se han sucedido desde la década de los 60 hasta la actualidad. La existencia, todavía, de estos aportes dificultan la recuperación del lago. En la Figura 4-4 se representan las entradas más importantes de nutrientes y de materia orgánica al lago. Entre estos aportes se distinguen:

– **Los aportes externos:**

- Aportes de origen puntual procedentes de los vertidos de aguas residuales ya tratadas, pero todavía con unas concentraciones considerables de nutrientes.
- Aportes de origen difuso por las prácticas agrícolas.
- Aportes de origen difuso por las escorrentías urbanas y las descargas de sistemas de saneamiento unitarios, consecuencia de deficiencias estructurales en los sistemas de saneamiento y que contienen concentraciones importantes de materia orgánica y nutrientes, así como otros contaminantes presentes en las aguas residuales (Mondria, 2010). Un ejemplo serían la descargas desde el Colector Oeste, sobre todo cuando se producen eventos tormentosos en la zona.

- **Los aportes internos:** cargas internas de nutrientes, ya sean procedentes del reciclado de la propia biomasa fitoplanctónica presente en el lago o del sedimento acumulado en el mismo.

Las macrófitas han desaparecido totalmente del lago debido al extraordinario crecimiento del fitoplancton, el cual impide la llegada de la luz requerida para la fotosíntesis de las macrófitas subacuáticas (Vicente & Miracle, 1992). En la actualidad, el aumento de la eutrofización y el uso de pesticidas en el lago, se postulan como las causas de la desaparición de la vegetación sumergida y la dominancia del fitoplancton, principalmente cianobacterias. La pérdida de vegetación sumergida a su vez, afectó negativamente a la biodiversidad global del lago y a la estructura de sus redes tróficas (Romo et al., 2008). Especies endémicas como *Valencia hispánica* (samaruc) o *Aphanius Iberus* (fartet) han desaparecido del lago.



Figura 4-4: Cargas externas e internas de nutrientes en el lago (adaptado de Hernández-Crespo, 2013).

Desde hace unos años, existe otra afección sobre las aguas del lago y que está íntimamente relacionada con la gestión que se está llevando a cabo de la paja del arroz⁷. Históricamente, una parte de la paja del arroz se quemaba en el PNAV y el resto era aprovechada para su uso en la ganadería, en las huertas, como combustible, para la construcción, etc.. Además, si parte de la paja del arroz no se recogía, y se quedaba en los campos descomponiéndose durante la perelloná (noviembre-enero), esto no suponía un problema ya que los productos de esta descomposición quedaban diluidos al ser el flujo del agua hacia el lago muy superior al actual. En cambio, actualmente los agricultores arroceros del PNAV se acogen a la Política Agraria Comunitaria (PAC), bajo la cual los agricultores se comprometen a no quemar la paja del arroz en los campos para poder así recibir las ayudas correspondientes. En su lugar, se realiza el denominado fanguero, que consiste en el triturado de la paja y en el arado en profundidad, justo después de la cosecha. Si las lluvias de otoño llegan antes de que la paja se haya secado, durante las mismas y los periodos de inundación se produce la descomposición de la paja con el consecuente aporte posterior al lago de aguas putrefactas con altos contenidos de materia orgánica, nutrientes y gases (metano y sulfuro de hidrógeno). Este problema se ve agravado con la disminución de los aportes hídricos al lago. Las consecuencias de esta medida de gestión actual, han sido recogidas por la prensa de ámbito local y nacional (Levante-EMV, 2008, 2012; Las Provincias, 2014; EL País, 2012).

⁷ Más información disponible en: <http://www.albuferadevalencia.com>

Hoy en día se están llevando a cabo distintas iniciativas para encontrar alternativas a la quema de la paja del arroz. Son ejemplos el Proyecto LIFE Biocompost⁸ y el proyecto LIFE ECO-RICE⁹. Además, se prevé la construcción en las cercanías del PNAV de una planta piloto capaz de convertir la paja del arroz en combustible y bionutrientes (Levante-EMV, 2014).

A pesar del mal estado de las aguas del lago, desde la reducción de las cargas externas al lago iniciada en la década de los 90 hasta la actualidad, se ha observado en varios años la aparición de fases claras de corta duración durante los meses de febrero y marzo, coincidiendo con el vaciado de los campos de arroz y por tanto, con el lavado del lago y con unas densidades más bajas de peces (Romo et al., 2005). Este fenómeno, se desencadena por una sustitución de las poblaciones fitoplanctónicas, siendo las cianobacterias filamentosas sustituidas por algas de pequeño tamaño entre las que destacan las diatomeas (Villena & Romo, 2003), y por el incremento de cladóceros (principalmente *Daphnia magna*) en el zooplancton (previamente dominado por rotíferos). Las suaves temperaturas en esos meses también parecen favorecer la aparición de esta fase clara (Villena & Romo, 2003). La primera constatación de una fase clara se produce el 20 marzo del 1996 y desde entonces, no sigue un patrón regular de aparición ni temporal ni de localización (Mondria, 2010).

El Plan Hidrológico de la cuenca del Júcar (2015-2021) plantea el objetivo a alcanzar en cuanto a la concentración de Cl α en dos fases: 90 $\mu\text{g L}^{-1}$ de Cl α a corto plazo, en el año 2021 y 30 $\mu\text{g L}^{-1}$ de Cl α a medio plazo, en el año 2027, en función de la evolución observada. El objetivo de 30 $\mu\text{g L}^{-1}$ de Cl α , permitirá el acercamiento hacia un estado de eutrofia y no de hipereutrofia como el que se tiene actualmente.

En la actualidad se está realizando un gran esfuerzo desde las administraciones con competencias sobre el lago para lograr la recuperación de un buen potencial ecológico, de acuerdo con la declaración del lago como masa de agua muy modificada, en virtud de la DMA, y cumplir así con las exigencias de ésta. No obstante, la mayoría de las actuaciones llevadas a cabo en este sentido, tienen por objeto reducir la entrada de nutrientes al lago. Sin embargo, se ha comprobado que difícilmente se podrá conseguir el buen potencial ecológico si no se actúa sobre las cargas internas del propio lago. Como se comentó en el apartado dedicado a la introducción (1.3), la restauración de un lago, mediante la reducción del nivel de nutrientes puede mostrar una cierta histéresis, permaneciendo en su estado de turbidez. Ello puede ser explicado en parte por la carga interna de nutrientes. Por lo tanto, es importante llevar a cabo actuaciones destinadas a reducir las cargas externas de nutrientes al lago AV pero también otras dirigidas a reducir las cargas internas de nutrientes.

Dentro de las medidas propuestas para la reducción de las cargas internas de nutrientes, se barajó el dragado de parte del sedimento y técnicas de biomanipulación (MMA, 2004c). Para

⁸ <http://www.albuferadevalencia.com/biocompost/biocompost.html>

⁹ <http://www.albuferadevalencia.com/ecorice/home.htm>

ello se llevaron a cabo unas experiencias a escala piloto e *in situ* con el objetivo de estudiar las interacciones entre la columna de agua y los sedimentos. Se pretendía evaluar el efecto del dragado a corto plazo (concentraciones de OD, metales pesados, sólidos suspendidos) y a medio plazo (nutrientes, fitoplancton, zooplancton). No obstante, existe una gran incertidumbre acerca de la potencial liberación de metales y otros contaminantes acumulados en el sedimento del lago.

Desde el año 2009 hasta la actualidad, se está probando la efectividad de otra medida para la reducción de nutrientes y biomasa fitoplanctónica del propio lago AV. Se trata de la aplicación de humedales artificiales con distintas configuraciones para tratar las aguas del lago. Existen tres tancats del PNAV destinados a esta función: el Tancat de la Pipa, el Tancat de Milia y el Tancat de l'Il·la. El primero en ponerse en marcha fue el Tancat de la Pipa, cuyo funcionamiento se analiza minuciosamente en la presente Tesis Doctoral.

Posteriormente se pusieron en marcha los otros dos humedales artificiales anteriormente citados y en el marco del proyecto LIFE ALBUFERA se realizaron diversos estudios para llevar a cabo una gestión integrada de los mismos que permitiera dar cumplimiento a tres de las Directivas europeas más importantes en materia de medio ambiente (Aguas, Hábitats y Aves). Una de las principales recomendaciones del proyecto LIFE ALBUFERA pone de manifiesto la utilidad de estos humedales artificiales para recuperar el lago: *“Aumentar la superficie de vegetación palustre en la orla del lago, por ejemplo mediante la creación de nuevos humedales artificiales, proporcionando superficies tanto de vegetación emergente (humedales de flujo superficial con diversidad de calados) como en formaciones asociadas a matas sobre sustrato seco (por ejemplo mediante creación de islas, alterons o humedales de flujo subsuperficial).”* (Informe Layman, LIFE ALBUFERA).

4.2 TANCAT DE LA PIPA.

4.2.1 Antecedentes.

El proyecto de restauración ambiental en el que se enmarca el objeto de estudio de la presente tesis, se ubica en el sector norte del lago AV, dentro de la zona de afección del “Proyecto de restitución y adaptación de cauces naturales de los barrancos Poyo, Torrente, Chiva y Pozalet”, presentado por la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ) en el año 2007, y en el que se proponía ampliar la superficie del cauce en su desembocadura y modificar la tipología de los taludes, con objeto de minimizar los efectos de las avenidas torrenciales que se suceden ocasionalmente, y el cual finalmente no se llevó a cabo. En su lugar se aprobó la ejecución de un proyecto de restauración ambiental en los terrenos expropiados para el proyecto anterior. La ejecución del proyecto se realizó en dos fases. Por un lado, mediante el proyecto: *“Recuperación de espacios y actuaciones de gestión hídrica*

en la desembocadura del Poyo” y por otro lado, mediante el proyecto “Restauración de hábitats y adecuación para el uso público en la desembocadura del Poyo”.

Entre las actuaciones propuestas en el proyecto, se contempló el emplazamiento de un humedal artificial de flujo superficial en el Tancat de la Pipa, para depurar las aguas del lago. De este modo, las lagunas artificiales, contempladas también en el proyecto, se alimentarían de agua de buena calidad. Ello permitiría favorecer el desarrollo de comunidades biológicas prioritarias y potenciar la recuperación de especies raras y amenazadas.

Este proyecto se desarrolló de forma conjunta por la Generalitat Valenciana, a través de la Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda (actualmente, Conselleria de infraestructuras, territorio y medioambiente) y el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (actualmente, Ministerio de agricultura, Alimentación y Medio Ambiente), a través de la CHJ.

Desde principios del 2009, se está llevando a cabo un seguimiento científico de las principales variables ambientales del Tancat de la Pipa, con especial interés, en las relacionadas con las aguas. Se estudian, además del sistema de depuración, la evolución de las comunidades de plancton, de macrófitas, de artrópodos, de aves y de murciélagos.

4.2.2 Localización.

El Tancat de la Pipa está localizado en la zona norte del Parque Natural de l’Albufera de Valencia (PNAV) en las coordenadas geográficas 39° 21’51’’N, 0° 20’47’’O. Concretamente, entre el Barranco del Poyo y la Acequia del Puerto de Catarroja, en la orilla del lago AV, en la zona conocida como Punta del LLebeig (Figura 4-5).

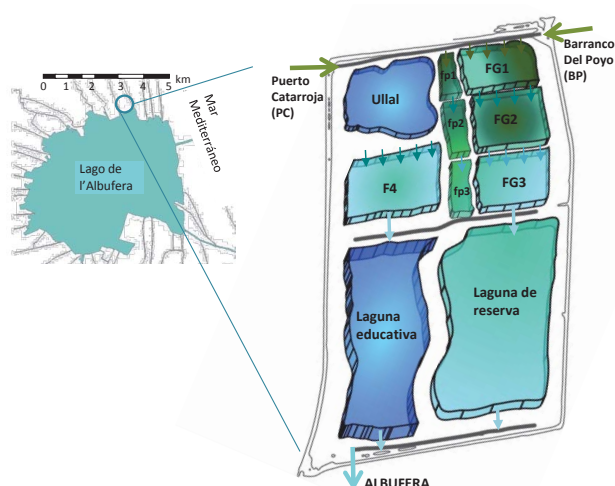


Figura 4-5: Localización del Tancat de la Pipa y ecosistemas que lo conforman.

4.2.3 Clima y suelo.

El área de estudio está bajo la influencia del clima Mediterráneo. Una de las características más importantes del clima en esta región es la baja y concentrada precipitación en las estaciones de otoño y primavera. La precipitación anual media es de 534 mm y la temperatura media oscila entre los 10.4°C (en enero) y los 25.2°C (en agosto). La evapotranspiración potencial anual es 866 mm y oscila entre mínimos de 0.5 mm d⁻¹ en invierno y máximos de 7.1 mm d⁻¹ en verano (Martín et al., 2013).

4.2.4 Descripción.

En la actualidad, el Tancat de la Pipa es una reserva natural de aproximadamente 40 hectáreas, pertenecientes al término municipal de Valencia, que antiguamente estaban dedicadas al cultivo del arroz.

Los denominados *Tancats* de l'Albufera, son terrenos que antaño formaban parte del lago y que poco a poco, debido a los aterramientos llevados a cabo durante los siglos XIX y XX, se han ido transformando en zonas de arrozal. Un *Tancat* se define como un conjunto de arrozales que cuentan con un servicio común para llenar y vaciar las parcelas que lo componen. El término *Tancat* es la traducción en valenciano de *cerrado*. Se denominan así, porque el nivel de los arrozales está por debajo del nivel del lago, y por tanto, se necesita aislar el cultivo del lago para que éste no esté permanentemente inundado. Ello se consigue mediante la construcción de motas altas que impiden que el nivel de agua en los campos se iguale al nivel del lago. En la época de inundación de los *Tancats*, normalmente a principios de noviembre, esta diferencia de niveles permite el llenado de los arrozales por gravedad. Por el contrario, cuando los *Tancats* se vacían para realizar las labores de cultivo oportunas, normalmente a principios de enero, el agua va a parar al llamado *sequiol dormidor*, que la conduce hacia el lago, normalmente con la ayuda de un motor (Figura 4-6).

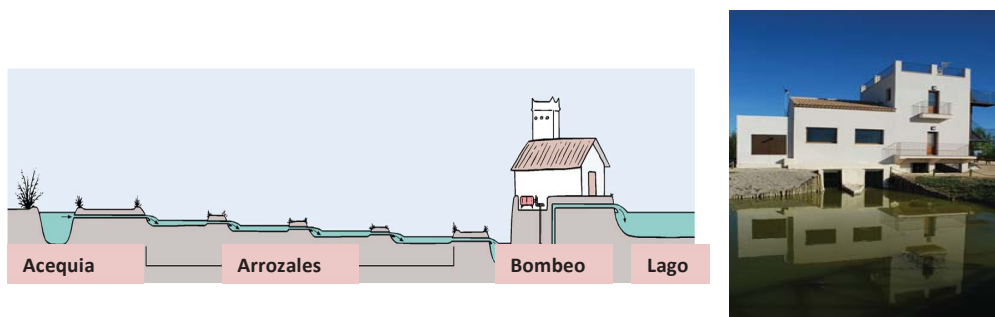


Figura 4-6: Esquema del funcionamiento hidráulico de un Tancat y el antiguo motor del Tancat de la Pipa, actualmente restaurado y habilitado para uso público. Fuente: cortesía del Tancat de la Pipa.

El proceso de restauración ambiental se basó en transformar estas 40 ha de arrozal (monocultivo) en tres nuevos ecosistemas acuáticos (Figura 4-5):

- El primer ecosistema consiste en tres humedales artificiales de flujo superficial (HAFSTP) que ocupan un total de aproximadamente 9 ha, y que se denominan: FG, fp y F4. Estos sistemas se describirán de manera detallada en el apartado siguiente.
- El segundo es un Ullal artificial del cual brota agua subterránea de buena calidad. Para ello se excavó un pozo de 250 m de profundidad que aportaba al inicio del periodo de investigación un caudal de unos 4 L s^{-1} . El área ocupada por el Ullal son aproximadamente 1.7 ha. En este ambiente se pretendía favorecer el mantenimiento de poblaciones de macrófitas sumergidos, especies de fauna piscícola y macroinvertebrados propios de la zona, incluyendo especies emblemáticas y sensibles como la *gambeta*, el *fartet* y el *samaruc*. Desde el inicio de la puesta en marcha del sistema, se observaron densas praderas de vegetación sumergida en determinadas zonas del mismo (CHJ, 2012).
- El tercer ecosistema es el de marjal, compuesto por dos lagunas denominadas laguna educativa (LE) y laguna de reserva (LR), y ocupa aproximadamente unas 19 ha. Las lagunas también fueron construidas para favorecer el desarrollo de comunidades biológicas desaparecidas del lago desde los años 70, resultado del proceso de eutrofización, y además, para mejorar todavía más la calidad del agua procedente de los HAFS situados aguas arriba. La laguna educativa tiene un área aproximada de 6.4 ha y una profundidad entre 0.30 m y 0.60 m y la laguna de reserva tiene un de 12.5 ha, con profundidades oscilando entre 0.35 m y 0.70 m. La relación de aspecto (longitud: anchura) es de 2.6 para la LE y de 1.6 para la LR (Rodrigo et al., 2013). El suelo de las lagunas fue ligeramente compactado durante la fase de construcción de las mismas, con lo que tiene una baja conductividad hidráulica y las infiltraciones son poco importantes. En las lagunas se plantaron siete especies de macrófitas sumergidas justo después de inundar por primera vez estos sistemas en la primavera del 2009. Las especies fueron *Myriophyllum spicatum* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Potamogeton pectinatus* L., *P. nodosus* Poir., *P. crispus* L., *Zannichellia peltata* Bertol. y *Ranunculus peltatus* L. (Rodrigo et al., 2013). No obstante, la vegetación sumergida desapareció de la LE en la primavera del 2011 y en la LR en el verano de ese mismo año (Rodrigo et al., 2013b). Los factores responsables de esta desaparición fueron principalmente la presión depredadora de peces y aves. En agosto del 2012 la laguna LE fue vaciada y mantenida seca durante un mes y en septiembre del 2012 la LR. El objetivo fue reducir las poblaciones de peces e intentar recuperar la vegetación sumergida.
- Acompañando a estos ecosistemas, se encuentran todos los canales de drenaje y de alimentación necesarios para la gestión hídrica del Tancat de la Pipa.

Todos los sistemas están conectados mediante una serie de canales de drenaje (Figura 4-7):

- Canal Perimetral del Poyo (CPP): colindante con el Barranco del Poyo.
- Canal Perimetral de Catarroja (CPC): colindante con la Acequia del Puerto de Catarroja.
- Canal Perimetral Norte (CPN): canal donde convergen las aguas procedentes del Barranco del Poyo (por el este) y de la Acequia del Puerto de Catarroja (por el oeste).
- Canal Central de Distribución (CCD): comunica los humedales artificiales, con las lagunas y con el Ullal. El agua tratada en los humedales pasa a las LE y LR a través del CCD.
- Canal Interior (CI): canal que conecta el CPN con el humedal F4. Este canal discurre entre el humedal fp y el “Ullal”.
- Canal de entrada a F4 (CE): el canal que reparte el agua en las distintas compuertas de F4.
- Canal del Ullal o de aguas limpias (CU): está conectado mediante una serie de compuertas con la LE, con el CCD y con el F4.
- Canal Perimetral Sur (CPS): donde convergen los efluente de la LE y de la LR. Desde aquí son devueltas nuevamente al lago.

Durante la fase de transformación del arrozal en los distintos ecosistemas descritos anteriormente, se retiró toda la capa superficial de tierra vegetal (aproximadamente 20 cm) y se compactó la siguiente capa de material, dando lugar al actual suelo del Tancat de la Pipa, caracterizados por una textura de tipo arcilloso limoso/ franco limoso arcilloso que le confiere una baja conductividad hidráulica (Martín et al., 2013).

No obstante, los suelos agrícolas de la zona norte del PNAV analizados por Andreu et al. (1999) se caracterizan por un perfil impermeable, carbonatado, con propiedades hidromórficas y elevados niveles de salinidad; los horizontes analizados presentaron una textura franco arcillosa limosa, pH alcalino, altos niveles de carbonatos totales e incidencia de fenómenos redox.

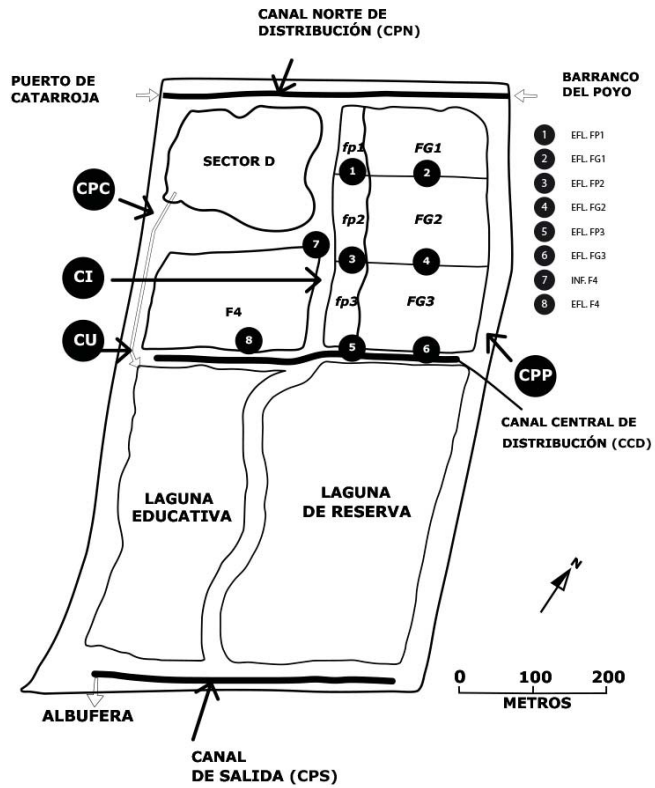


Figura 4-7: Esquema del conjunto de sistemas existentes en el Tancat de la Pipa y dirección del flujo de agua.



MATERIAL Y MÉTODOS

5.1 HUMEDALES ARTIFICIALES DEL TANCAT DE LA PIPA.

5.1.1 Descripción.

Los humedales artificiales del Tancat de la Pipa (HAFSTP) se engloban dentro del grupo de humedales artificiales de flujo superficial con macrófitas enraizadas, típicas de l'Albufera de Valencia. Los HAFSTP ocupan aproximadamente un 25% de la superficie total del Tancat (que consta de unas 40 ha). Varios factores influyeron en la elección del tipo de humedales, entre los más importantes: el coste de mantenimiento (tanto técnico como económico) y la integración de los mismos en el entorno natural del PNAV.

La localización de los HAFSTP, en el interior de un Parque Natural, condicionó el diseño de los mismos. En algunos aspectos más o menos relevantes se diferenciaron de las indicaciones propuestas en la bibliografía. En estos HAFS, se trató de integrar de la manera más natural posible su diseño al conjunto del enclave, generando un hábitat adecuado para el desarrollo de comunidades biológicas prioritarias y para la recuperación de especies raras y amenazadas típicas de estos ambientes. Debido a ello, su construcción se adaptó a las características del terreno y del ecosistema preexistente, intentando provocar en el entorno el menor impacto posible. El papel de estos HAFSTP es tanto depurar el agua del lago AV como mejorar e incrementar el hábitat para la fauna y flora del PNAV. Esta doble función implica que algunos de los parámetros de diseño, como por ejemplo la profundidad de la columna de agua, la cobertura vegetal o la impermeabilización del sustrato, no solo busquen optimizar la eliminación de contaminantes, sino que también están destinados a proporcionar un hábitat adecuado para la vida silvestre. Por ejemplo, los HAFSTP tienen un papel fundamental como fuente de comida y refugio para las aves cuando los campos de arroz de los alrededores están secos. Fleming-Singer & Horne (2006) mostraron que no está reñido un diseño del humedal acorde con las necesidades de las aves y conseguir una adecuada eliminación de nitrógeno. Los HAFSTP son de gran importancia para la recuperación de determinados tipos de fauna y flora en el entorno del PNAV, como por ejemplo, el galápago europeo (*Emys orbicularis*)¹⁰, el galápago leproso (*Mauremys leprosa*), el pato colorado (*Netta rufina*), el ánade friso (*Anas strepera*), el cuchara europeo (*Anas clypeata*), el aguilucho lagunero (*Circus aeruginosus*), la focha moruna (*Fulica cristata*), el avetoro común (*Botaurus stellaris*), la cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*) y la malvasía cariblanca (*Oxyura leucocephala*) (<http://lifealbufera.org>).

En un primer momento, el proyecto contemplaba el diseño de dos HAFS. No obstante, la relación Longitud: Anchura (L:A) que se obtenía con este diseño era desaconsejable desde el

¹⁰ Es uno de los reptiles acuáticos más amenazados no solo a nivel regional, sino en todo el continente europeo. Por estos motivos, esta especie está incluida en la Directiva Hábitats, en el Convenio de Berna de la Unión Europea y en el Catálogo Valenciano de Fauna Amenazada, bajo la categoría de "Vulnerable" (<http://lifealbufera.org>).

punto de vista de la depuración de las aguas. En la bibliografía se recomiendan relaciones L:A superiores a 1:1 para minimizar la aparición de caminos preferenciales y acercar el funcionamiento del humedal al de un reactor de flujo de pistón (U.S. EPA, 2000a). Valores de hasta de 4:1 se consideran adecuados, relaciones muy altas tampoco se recomiendan por razones también de tipo hidráulico (pérdida de carga) (U.S. EPA, 2000a). Por ello se decidió dividir el humedal grande en dos humedales, mediante la construcción de un canal de agua cerrado, ligeramente sinuoso, y al que se le llamó “Anguilera”, sin que ello rompiera con la armonía del entorno. En resumen, con esta división se pretendió aproximar la relación L:A a la recomendada y además, disponer de un humedal más pequeño para poder experimentar cambios en él y evaluar sus efectos.

Por tanto, finalmente se construyeron tres HAFS denominados FG, fp y F4 (Figura 4-7). Dos de los humedales, concretamente FG y fp, fueron construidos siguiendo el diseño de celdas en serie. Cada uno fue dividido en tres celdas, las cuales pueden operar independientemente, facilitando de esta manera las labores de gestión y mantenimiento necesarias en los humedales. Se ha demostrado que el diseño en celdas en serie puede mejorar la calidad del efluente del humedal, entre otras cosas porque minimiza la posibilidad de aparecer caminos preferenciales en el sistema. Por ello, este diseño es el recomendado y especialmente con un mínimo de tres celdas en serie (U.S. EPA, 2000a). El humedal restante, F4, consistió de una única celda individual.

Las celdas en las que se dividió el humedal FG se denominaron FG1, FG2, FG3, en el sentido de avance del flujo de agua y las del humedal fp se nombraron como fp1, fp2 y fp3, en el mismo sentido. El área de cada humedal, así como la relación L:A, se recogen en la Tabla 5-1.

Tabla 5-1: Características físicas de las celdas de tratamiento.

Humedal	Celda	Área (m ²)	Longitud (m)	Anchura (m)	Relación Longitud: Anchura
FG	FG1	13509	90.3	149.6	0.6
	FG2	18240	114.6	159.2	0.7
	FG3	17207	110.3	156.0	0.7
	Total	48956	315.2	154.9	2.03
fp	fp1	3575	90.3	39.6	2.3
	fp2	5155	114.6	45.0	2.6
	fp3	5902	110.3	53.5	2.1
	Total	14632	315.2	46.0	6.9
F4		25596	139.8	183.1	0.8

Las motas de separación entre las celdas de tratamiento tienen una altura de unos 0.4 m, por lo tanto, la profundidad de la lámina de agua no puede ser superior a 0.35 m.

El diseño en celdas en serie juega un papel clave en el cumplimiento de las dos funciones de los HAFSTP, ya que permite gestionar el humedal como un sistema de depuración y al mismo tiempo, proporcionar un hábitat adecuado para la vida silvestre. Por ejemplo, mientras la vegetación de una celda es cosechada, para retirar permanentemente del sistema los

nutrientes tomados, las dos celdas restantes se pueden dejar sin cosechar durante ese año y de este modo mantener en el humedal condiciones adecuadas para las funciones de alimentación, reproducción y cría de las aves. El mantenimiento de un grado de cobertura vegetal en los humedales es muy importante para el éxito de la fauna (Fleming-Singer & Horne, 2006).

La vegetación en los humedales se plantó entre los meses de enero y febrero del 2009. Las especies de macrófitas y la densidad de vegetación plantada en cada una de las celdas de tratamiento se recoge en la Tabla 5-2. La *Typha* spp. es la planta más común en HAFS (Vymazal, 2013).

Tabla 5-2: Especies de macrófitas y densidad plantada en cada uno de los humedales artificiales.

Humedal	Celda	Especies de macrófitas plantadas	Densidad (plantas m ⁻²)
FG	FG1	Monocultivo de enea (<i>Typha latifolia</i>)	1
	FG2	Monocultivo de enea (<i>Typha latifolia</i>)	1
	FG3	Policultivo de:	0.25
		Enea (<i>Typha latifolia</i>) Juncos (<i>Scirpus maritimus</i> , <i>Scirpus holoschoenus</i> , <i>acutus</i> , etc.) Castañuelas (<i>Scirpus mucronatus</i> , <i>Cyperus rotundus</i>) Masiega (<i>Cladium mariscus</i>)	
fp	fp1	Monocultivo de enea (<i>Typha latifolia</i>)	1
	fp2	Monocultivo de enea (<i>Typha latifolia</i>)	1
	fp3	Policultivo de:	0.25
		Enea (<i>Typha latifolia</i>) Juncos (<i>Scirpus maritimus</i> , <i>Scirpus holoschoenus</i> , <i>acutus</i> , etc.) Castañuelas (<i>Scirpus mucronatus</i> , <i>Cyperus rotundus</i>) Masiega (<i>Cladium mariscus</i>)	
F4		Policultivo de:	0.25
		Enea (<i>Typha latifolia</i>) Juncos (<i>Scirpus maritimus</i> , <i>Scirpus holoschoenus</i> , <i>acutus</i> , etc.) Castañuelas (<i>Scirpus mucronatus</i> , <i>Cyperus rotundus</i>) Masiega (<i>Cladium mariscus</i>)	

La localización de la vegetación emergente, el tipo, la densidad de vegetación y el clima son factores importantes en el diseño de un HAFS. Se recomienda que las celdas no estén completamente vegetadas, sino que existan algunas áreas sin vegetación (zonas abiertas) que permitan por un lado una mayor transferencia de oxígeno desde la atmósfera y por otro lado, la producción del mismo mediante la fotosíntesis llevada a cabo tanto por la vegetación sumergida como por las algas (U.S. EPA, 2000a). De hecho, los humedales naturales poseen tanto zonas con vegetación densa como zonas abiertas, por tanto para tratar de imitar lo más aproximado posible a estos sistemas es necesario disponer de estos dos ambientes.

Otra diferencia de los HAFSTP con respecto a los HA destinados a la depuración de aguas residuales, es que los vasos, para modificar en la menor medida posible el ecosistema, no fueron impermeabilizados. Debido a ello, en algunas ocasiones se detectaron filtraciones en determinados puntos del sistema. No obstante, como se ha comentado anteriormente, la textura del suelo (arcilloso limoso/franco limoso arcilloso) le confiere una baja conductividad hidráulica, por lo que las filtraciones tendrían que ser, en principio, poco importantes.

5.1.2 Hidráulica del sistema.

El agua a tratar por el sistema de humedales, proviene por el este del Barranco del Poyo (BP) y por el oeste de la Acequia del Puerto de Catarroja (PC) (Figura 4-7). La entrada de agua a los HAFSTP es por gravedad y de manera continua, ya que el nivel del agua en el lago es siempre superior al nivel dentro del Tancat de la Pipa. El inconveniente es que el caudal de entrada al sistema de tratamiento es limitado y supeditado al nivel del agua en el lago. Inicialmente, solamente entraba agua al sistema de HAFSTP por el BP, pero durante el primer periodo estival los niveles de agua en dicho barranco fueron bajos y por tanto, impedían la entrada del caudal deseado al sistema. Por ello, a mediados de julio del 2009, se decidió complementar el influente con agua desde el PC.

Una característica importante de estas dos acequias (BP y PC) es que en ellas el flujo se puede revertir. Durante una parte del año son portadoras de agua del lago, debido a que este agua es empleada en el riego de los campos de arroz situados aguas arriba del Tancat de la Pipa. Mientras que otra parte del año, concretamente entre enero-marzo y entre septiembre-octubre, el sentido del flujo es inverso debido al vaciado de estos campos de arroz para proceder a las labores necesarias del cultivo. El *Tancat* localizado inmediatamente aguas arriba del Tancat de la Pipa, y cuyas aguas desembocan muy cerca del punto de entrada a los HAFSTP desde el Barranco del Poyo, se denomina Tancat de la Sardina.

El Barranco del Poyo tiene una cuenca de 367.6 km², esto es cerca del 40% de la cuenca total de l'Albufera (Soria & Vicente, 2002). Es uno de los barrancos más importantes que fluyen hacia el lago AV. Las aguas que circulan por él son de muy diversa calidad, con aguas pluviales, residuales urbanas e industriales procedentes de una amplia cuenca en los términos de Chiva, Cheste, Quart de Poblet, Torrent, Picanya, Paiporta y Massanassa (Soria & Vicent, 2002). El Puerto de Catarroja recoge aguas residuales (AR), de escorrentías urbanas y agrícolas (Mondria, 2010). No obstante, la entrada de AR sin tratar es, afortunadamente, cada vez más baja y puntual.

Una vez las dos corrientes de agua (una desde el BP y otra desde el PC) entran al Tancat de la Pipa, éstas convergen en un punto intermedio del Canal Perimetral Norte (CPN) e ingresan a los diferentes humedales mediante las compuertas situadas al norte de las celdas fp1, FG1 y F4 (Figura 4-7). A diferencia de las celdas FG1 y fp1, en el humedal F4 el agua no entra

directamente desde el CPN, sino que discurre desde el CPN hasta la entrada a F4 por el Canal Interior (CI).

El Tancat de la Pipa dispone de un completo sistema de compuertas (Figura 5-1) en todos los canales del sistema que permite el manejo de las aguas a voluntad, facilitando de este modo las tareas de gestión y de mantenimiento de los HAFSTP.

En la celda FG1 el agua entra a través de cuatro compuertas pequeñas de 0.4 m de anchura y separadas 40 m entre sí. Las mismas compuertas se localizan entre el paso de FG1 a FG2 y de FG2 a FG3. Del mismo tamaño son las compuertas que se encuentran en los restantes humedales, una en la entrada de fp1, otra entre fp1 y fp2 y finalmente otra entre fp2 y fp3. A la entrada de F4 se construyeron 5 compuertas. Por lo que respecta a la salida de los tres humedales, en ellas se instalaron compuertas de tipo tajaderas con una anchura igual a 0.5 m. Dos a la salida de FG, una a la salida de fp y tres a la salida de F4. Las compuertas son similares a las empleadas tradicionalmente en los campos de arroz. El agua tratada en los humedales pasa a través de estas compuertas tajaderas al canal central de distribución (CCD) y de ahí entra por gravedad a las lagunas de Reserva y Educativa. Finalmente, el agua que sale de las lagunas converge en un canal perimetral ubicado inmediatamente antes de la salida del Tancat (CPS) desde donde ésta es devuelta al lago mediante dos bombas sumergibles (Figura 4-7).

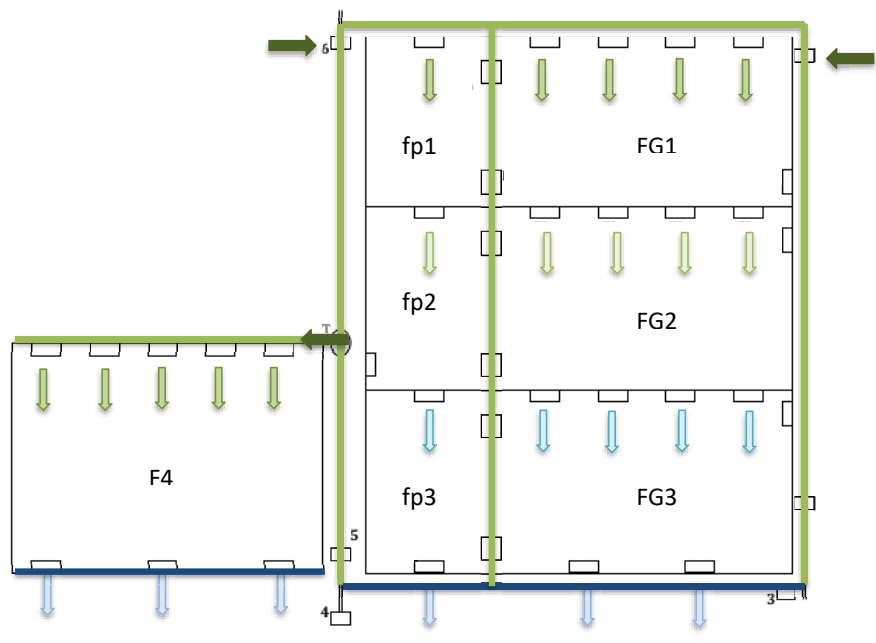


Figura 5-1: Flujo de agua a través de las compuertas de los HA.

Además de las entradas de agua tanto por el BP como por el PC, como se ha comentado en un apartado anterior, hay un pozo que alimenta al “Ullal” artificial. El caudal de agua ($0-4 \text{ L s}^{-1}$) es muy inferior al procedente del lago (BP y PC). El caudal de salida del “Ullal” alimenta también la laguna Educativa.

Debido a que las compuertas de salida de FG y de F4 se localizan muy cerca de las compuertas de entrada a las LR y LE, respectivamente, y que el gradiente hidráulico entre las salidas es muy bajo, se considera que todo el caudal de agua que sale del humedal FG entra a la LR y todo el caudal que sale del humedal F4 entra a la LE. La distribución del efluente de fp a las diferentes lagunas, fue estimado por comparación de las concentraciones de las distintas variables de calidad de agua en el efluente de fp con las medidas en los influentes de LE y LR (Rodrigo et al., 2013b).

5.2 MUESTREOS.

5.2.1 Hidráulica.

Los caudales de entrada por el BP y por el PC se midieron diariamente a través del correspondiente vertedero triangular en pared delgada con un ángulo de 90° y una regleta para la medición del nivel (Figura 5-2b). Los caudales se ajustaron diariamente con la ayuda de un par de válvulas en cada arqueta. El control diario de los caudales de entrada desde el lago AV fue muy importante ya que la entrada de agua es por gravedad y el nivel del agua en mismo es variable (Figura 5-3) al depender del ciclo del arroz. Además, la fluctuación de solamente un centímetro del nivel del agua en el BP y en el PC ocasiona cambios de $0.007-0.01 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en el agua de entrada, lo cual para un caudal habitual de $0.03-0.1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, supone un cambio significativo (Figura 5-2a). Las mediciones en los vertederos se iniciaron el 1 de junio del 2009 para el BP y el 13 de julio 2009 para el PC, ya que antes de esas fechas no habían terminado las obras de instalación de los mismos, al no haber sido éstos incluidos en el proyecto inicial.

Los caudales de salida del Tancat de la Pipa fueron registrados diariamente mediante el sistema de bombeo (dos bombas de tipo sumergibles).

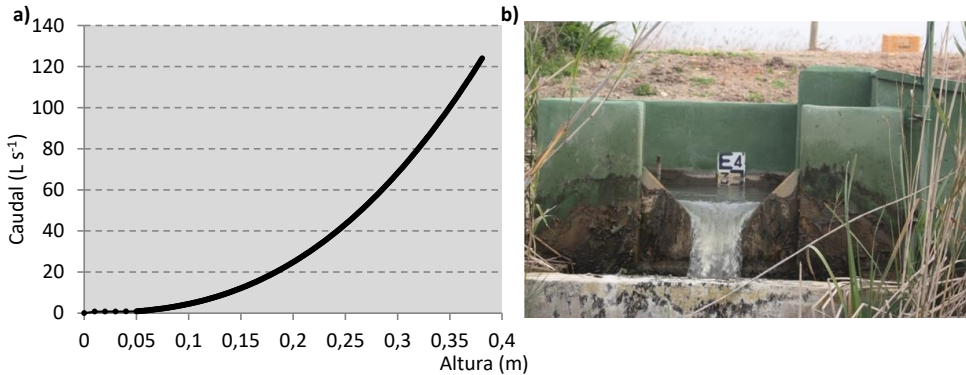


Figura 5-2: a) Caudal de descarga para un vertedero triangular en pared delgada (ángulo de 90°) en función de la altura sobre el vértice. b) Vertedero triangular ubicado en la entrada al sistema por el Barranco del Poyo.

Durante los meses comprendidos entre abril de 2009 y noviembre de 2009, se recogieron los datos climáticos desde la propia estación meteorológica instalada en el interior del Tancat de la Pipa. Desafortunadamente, el equipo se estropeó en diciembre de ese mismo año y a partir de ese momento se tomaron los datos procedentes de la estación meteorológica del municipio de Picassent (Valencia, España). Se eligió este municipio por proximidad al área de estudio y además, mediante un análisis comparativo entre los datos recogidos en el Tancat de la Pipa y los datos recogidos en Picassent se descartó la existencia de diferencias significativas entre ambas fuentes de datos. Los datos fueron obtenidos desde el Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias IVIA (<http://riegos.ivia.es>).

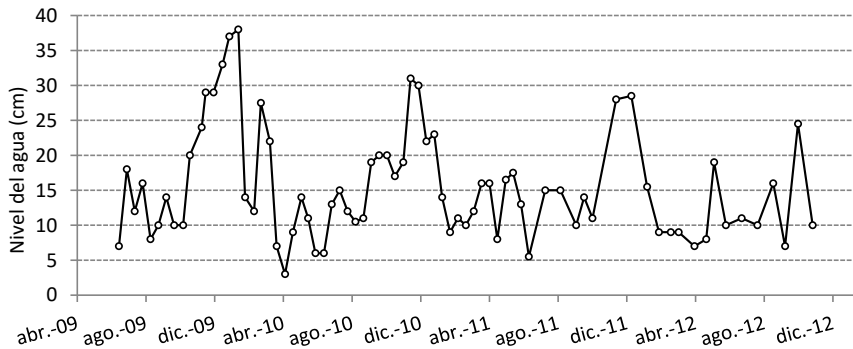


Figura 5-3: Medida relativa (MR) del nivel del lago (cm) desde el BP a lo largo de los 43 meses de estudio. En nivel medio mensual en el lago AV (Lago msnm) se calcula mediante la siguiente relación:

$$\text{Lago msnm} = \text{MR} \cdot 0.1 + 0.12 \text{ Fuente:CHJ.}$$

5.2.2 Calidad de las aguas.

El muestreo de calidad de agua se realizó de manera manual, puntual y con una frecuencia establecida. En todos los puntos de control y seguimiento seleccionados se determinaron los siguientes parámetros físico- químicos:

-
- | | |
|--|--|
| – Conductividad | – N-nitrito (N-NO ₂ ⁻) |
| – Temperatura (T) | – N-nitrato (N-NO ₃ ⁻) |
| – pH | – N-total (NT) |
| – Oxígeno disuelto (OD) | – P-ortofosfatos (P-PO ₄ ³⁻ o PID) |
| – Sólidos Suspendidos Totales (SST) | – P-total (PT) |
| – Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV) | – DQO total (DQO _T) |
| – Turbidez | – DQO soluble (DQO _S) |
| – N-amoniaco (N-NH ₄ ⁺) | |

Además de las mediciones anteriores, se llevaron a cabo mediciones en continuo de pH, temperatura y oxígeno disuelto en cada una de las entradas y salidas de las celdas de tratamiento.

5.2.2.1 Cronología.

Desde el 6 de abril del 2009 hasta el 29 de octubre del 2012 se llevaron a cabo un total de 80 muestreos de campo, con el fin de llevar a cabo el seguimiento de la calidad del agua de los puntos seleccionados y la medición de los caudales de entrada y de salida de los HAFSTP. Desde abril del 2009 hasta octubre del 2011, la frecuencia de los muestreos fue quincenal, mientras que a partir de noviembre del 2011 la frecuencia fue mensual. Los muestreos se llevaron a cabo, generalmente, los lunes.

Las mediciones en continuo se llevaron a cabo en otoño del 2011 (septiembre-octubre), en invierno del 2012 (finales de diciembre-enero), en primavera del 2012 (primera quincena de abril) y en verano del 2012 (principios de julio). Se registraron las medidas tomadas cada 15 minutos, durante un periodo de 24-48 horas y en cada punto de muestreo.

5.2.2.2 Puntos de muestreo.

Se tomaron medidas en los influentes y efluentes de cada celda de tratamiento y además, también se analizó la calidad de las aguas en otros puntos del Tancat de la Pipa para conocer el impacto que las otras masas de agua pudieran tener sobre los efluentes de los humedales artificiales, antes de que éstos fueran devueltos nuevamente al lago AV. Así pues, los puntos que se definieron como objeto de control y seguimiento fueron (Figura 4-7; Figura 5-4):

- Las entradas de agua al Tancat de la Pipa:
 - BP
 - PC.

Como se ha comentado, desde el lago hay dos entradas al sistema de HAFSTP, una por el este, Barranco del Poyo (BP) y otra por el oeste, del Puerto de Catarroja (PC).

- Efluentes de las celdas de tratamiento:
 - Efl. FG1: efluente de la celda FG1.
 - Efl. FG2: efluente de la celda FG2.
 - Efl.FG3: efluente del humedal FG3.
 - Efl. fp1: efluente de la celda fp1.
 - Efl. fp2: efluente de la celda fp2.
 - Efl. fp3: efluente de la celda fp3.
 - Efl. FG4: efluente de la celda F4.

- Infl. F4: Influyente del humedal F4. Como se ha explicado anteriormente, aunque el influente a esta celda procede exclusivamente por el PC, este no accede inmediatamente a dicha celda sino que el agua circula desde el CPN hasta el canal de acceso a F4 por el CI. Durante este trayecto, el agua podría sufrir procesos físicos, químicos y biológicos que modificaran su calidad, por ello se decidió realizar también un seguimiento en este punto.

- Ullal: Aunque no es objeto de la presente tesis, sí que se llevó a cabo un seguimiento de la calidad del agua de este sistema. Se muestrearon dos puntos: uno en la zona de descarga de la tubería que extrae agua del pozo y otro punto en el canal de salida del “Ullal” hacia la laguna Educativa.

- Lagunas:
 - Laguna de Reserva (LR).
 - Laguna Educativa (LE).

Durante el primer año se llevó a cabo el seguimiento en dos puntos en cada una de las lagunas, uno en una zona representativa con vegetación sumergida y otra en una zona representativa sin vegetación sumergida. Con ello se pretendía conocer la posible influencia de esta vegetación sobre las variables estudiadas y viceversa, aunque ello no fue objeto de la presente tesis. A partir del segundo año, se muestrearon los influentes y los efluentes de las lagunas, con el fin de conocer la capacidad depurativa de las mismas.

- Salidas del sistema:
 - Punto de muestreo en el canal donde confluyen los efluentes de las dos lagunas mencionadas e inmediatamente antes de las bombas encargadas de evacuar el agua del sistema hacia el lago AV (CPS).

 - Punto de muestreo localizado en la zona del lago AV donde se produce el desagüe de agua desde el Tancat de la Pipa. La toma de muestras se realizó siempre pasados al menos varios minutos de la parada de la bomba que impulsa el agua hacia el lago.

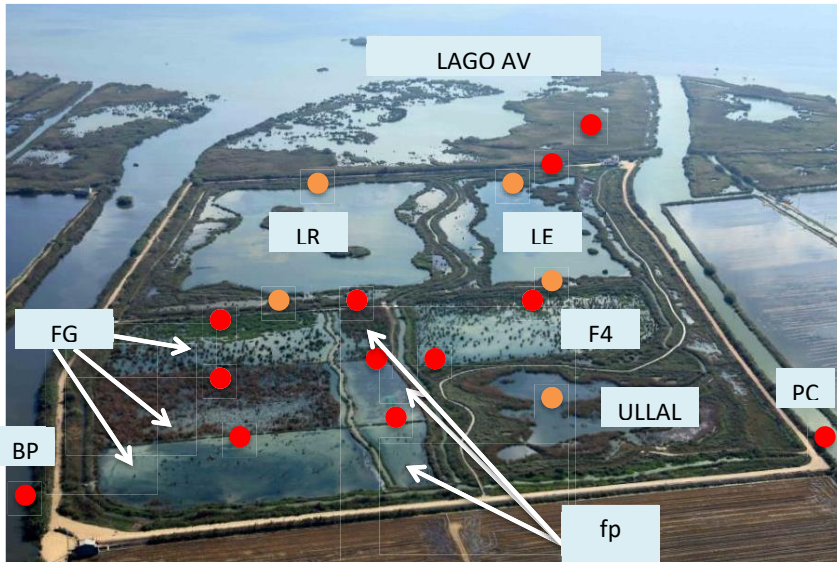


Figura 5-4: Imagen aérea del Tancat de la Pipa. Tomada y adaptada la Confederación Hidrográfica del Júcar. Los círculos rojos representan los puntos de muestreo que son objeto de la presente Tesis Doctoral y los puntos naranjas son los puntos adicionales que fueron también muestreados pero cuyos resultados no son objeto de este trabajo.

5.2.2.3 Recogida de muestras y preparación del material.

En cada punto de muestreo se midieron *in situ*, mediante un equipo de sondas manual de medición universal Multi 340i (WTW), los siguientes parámetros físico-químicos del agua: temperatura, pH (SenTix® 41), conductividad (TetraCon®) y oxígeno disuelto (CelloX® 325) (Figura 5-5).



Figura 5-5: Imágenes del Multi 340i (WTW) y de la toma *in situ* de los parámetros físico-químicos del agua.

Además, se recogieron muestras de agua a una profundidad media de la columna de agua (aproximadamente a los 10 cm desde la superficie del agua) mediante botellas de plástico con capacidad de 2 litros para los posteriores análisis químicos (Figura 5-6). Al tomar las muestras, se tuvo especial cuidado en no remover ni los sedimentos ni la vegetación allí presente, a fin de no alterar los resultados reales. Las muestras se conservaron refrigeradas

mediante neveras portátiles hasta la llegada al laboratorio, donde inmediatamente fueron introducidas en un frigorífico a 4°C y posteriormente analizadas, dentro de un plazo de 24 horas. La toma, transporte y conservación hasta el laboratorio de las muestras de agua se realizaron siempre la norma española UNE-EN ISO 5667.



Figura 5-6: Imágenes de la toma de una muestra de agua en unas compuertas de paso en el humedal FG.

Un factor importante en la interpretación de los valores de las variables objeto de estudio, es la hora del día a la que son medidas, por ello siempre se intentó tomar las muestras de agua dentro de la misma franja horaria, entre las 9:00 a.m. y las 14.00, y siguiendo siempre el mismo recorrido de puntos de muestreo. Tanto el oxígeno disuelto como el pH, están muy relacionados con la actividad biológica en el agua, principalmente con la actividad fotosintética, la cual varía en función de la hora del día.

Los reactivos empleados en las diferentes analíticas fueron de calidad para análisis o superior. El material de vidrio empleado fue clase A. Previamente a su uso, todo el material empleado para el muestreo y los análisis fue mantenido 24 horas en HCl al 10% (v/v), posteriormente enjuagado tres veces con agua desionizada y secado al aire.

5.2.3 Vegetación.

5.2.3.1 Estimación de la cobertura vegetal.

Con el fin de llevar un seguimiento del grado de cobertura vegetal (CVe) en cada uno de los humedales, se realizaron reportajes fotográficos con frecuencia mensual durante el primer año y aproximadamente cada tres meses en los siguientes años. También, se contó con imágenes aéreas cedidas por la Confederación Hidrográfica del Júcar en octubre del 2010, en mayo del 2012 y en junio del 2012. Además, cuando se realizaron las campañas de muestreo

de vegetación, se seleccionaron cuadrados representativos donde se midió el área ocupada por la vegetación, considerando la proyección de la biomasa aérea sobre el suelo. Con toda la información se estimó el grado de cobertura vegetal en cada momento y en cada celda del humedal.

5.2.3.2 Recogida de muestra y mediciones en campo.

Dado que el contenido de nutrientes en la biomasa viva de un humedal varía considerablemente entre las distintas partes de la planta (Brêzinova & Vymazal, 2015), entre las diferentes etapas del crecimiento vegetativo, entre especies y entre zonas del humedal, se recogieron muestras de plantas en diferentes momentos del crecimiento, en diferentes celdas y de diferentes especies vegetales.

Durante el primer año de funcionamiento de los HAFSTP se realizaron 5 campañas de muestreo de campo: en abril (14-04-09), mayo (13-05-09), julio (02-07-09), octubre (14-10-09). En el segundo año, con la vegetación en los humedales ya establecida, se llevaron a cabo 2 muestreos, en junio (07-06-10) y en septiembre (15-09-10), justo antes de la cosecha de fp2. El tercer año no se realizaron muestreos de campo y el cuarto año se realizó uno cada mes desde junio hasta octubre (04-06-12, 09-07-12, 20-08-12, 27-09-12, 29-10-12).

Con el fin de llevar a cabo un seguimiento más exhaustivo del desarrollo de la vegetación, durante el primer año de funcionamiento de los humedales, en FG se seleccionaron para cada una de las celdas cuatro localizaciones (norte, sur, este y oeste) y en el sistema fp, debido a su área más reducida, dos localizaciones (norte y sur) en cada celda. En el humedal F4 solamente se eligió una localización, situada al sur del mismo, zona donde se desarrolló la vegetación. En el segundo año, solamente se tomaron muestras de las celdas FG2 y fp2. El cuarto año, y debido a la realización de un estudio focalizado en la asimilación de nutrientes y velocidad de crecimiento de varias especies vegetales localizadas en los humedales (Bixquert, 2013), se llevó a cabo un seguimiento intensivo de la vegetación en las celdas FG2, FG3, fp2 y fp3. La diferencia con respecto al primer año es que solamente se seleccionó una zona de las celdas, la más representativa.

En cada una de las localizaciones descritas anteriormente se seleccionó un área, representativa de la misma, de 0.25 m², 1 m² o de 2 m² (si la densidad de la vegetación era inferior a 1 planta m⁻²), después de una inspección visual de la cobertura vegetal de todas las celdas. Una vez delimitada el área, se procedió al recuento del número de plantas dentro de la misma, al cosechado de la biomasa aérea de estas plantas y a la pesada de las mismas (peso húmedo de la planta) mediante un dinamómetro. Después, las plantas fueron almacenadas en sacos para su transporte hasta el laboratorio.

5.3 DETERMINACIONES ANALÍTICAS.

5.3.1 Calidad de las aguas.

Los métodos seguidos en las determinaciones analíticas de las muestras de agua recogidas, se detallan en la Tabla 5-3. La determinación de sólidos suspendidos totales (SST) y volátiles (SSV) se realizó mediante filtración por filtro de fibra de vidrio de acuerdo a las normas indicadas en dicha tabla. El resto de variables fueron analizadas mediante test Spectroquant de Merck®, para los cuales se indican en la citada tabla el método en el que se basa el test correspondiente a cada variable, así como otras características del mismo. En estas determinaciones se utilizó el termorreactor Spectroquant® TR 320 y el fotómetro Spectroquant® Nova 60^a, ambos de Merck®.

Tabla 5-3: Características de los métodos empleados para el análisis físico-químico de las muestras de agua.

Parámetro	Método	Intervalo de medida	Desviación estándar (mg L ⁻¹)
SST	UNE-EN 872		
SSV	UNE 77034		
Turbidez	Turbidímetro Eutech TN-100	0-1000 NTU	
N-NH ₄ ⁺	ISO 7150/1	0.01-3.00 mg N L ⁻¹	±0.024
N-NO ₂ ⁻	EPA 354.1, APHA 4500, DIN EN 26777 D10	0.002-1.00 mg N L ⁻¹	±0.008
N-NO ₃ ⁻	Fotometría (formación de nitrocompuesto rojo)	0.20-20.0 mg N L ⁻¹	±0.18
NT	ISO 11905-1 + determinación fotométrica de nitratos.	0.20-20.0 mg N L ⁻¹	±0.18
P-PO ₄ ³⁻	ISO 6878/1	0.01-5.00 mg P L ⁻¹	±0.035
PT	Disgregación + ISO 6978/1	0.01-5.00 mg P L ⁻¹	±0.035
DQO total y soluble	ISO 15705	10-150 mg O ₂ L ⁻¹	±1.2

La determinación de la demanda biológica de oxígeno (DBO) se realizó mediante respirometría, utilizando el sistema de control OxiTop® (WTW), dotado de controlador, cabezales de medición, bandeja de agitación magnética y botellas topacio para DBO. Las peculiaridades de este análisis fueron que no se inhibió la nitrificación, no se dosificaron nutrientes ni microorganismos y las muestras se mantuvieron un total de 30 días (DBO límite).

En el análisis de la información se asume que sigue una cinética de oxidación de primer orden que se puede expresar mediante la siguiente ecuación diferencial:

$$\frac{dDBO}{dt} = -K'_1 \cdot DBO \rightarrow DBO_t = DBO_i \cdot e^{-K'_1 \cdot t}$$

donde DBO_l es la DBO límite y k_1' es la constante de oxidación.

La clorofila a (Cl a), como medida de la biomasa fitoplanctónica, fue determinada por el grupo de investigación del *Institut Cavanilles de Biodiversitat i Biologia Evolutiva* de la *Universitat de València* (en el que la investigadora principal es la Dra. Maria Antonia Rodrigo Alacreu). Para la determinación de la Cl a se emplearon dos procedimientos: uno fue *in situ*, utilizando un fluorímetro de campo (Aquafluor – Turner Designs) que determina la Cl a *in vivo* (Filtro excitación 460 ± 20 nm; Filtro emisión >665 nm; LED azul) y que ofrece medidas semicuantitativas, y otro en el laboratorio por extracción con acetona al 90% de los pigmentos fotosintéticos, determinación de los valores de absorbancia (método tricromático) y finalmente aplicando las formulaciones de Jeffrey & Humphrey (1975). Los valores de Cl a obtenidos mediante extracción de pigmentos fueron utilizados para calibrar el fluorímetro y para transformar las unidades relativas de fluorescencia (URF) en concentración de Cl a .

El fósforo particulado (PP) no fue determinado analíticamente, sino que fue estimado como la diferencia entre el PT y el $P-PO_4^{3-}$. De este modo se asume que el fósforo orgánico disuelto (POD) es despreciable. Se realizaron varios análisis para comprobar esta hipótesis y se vio que el porcentaje de POD con respecto al PT era siempre inferior al 16%. No obstante, y puesto que no se midió el POD, este quedaría incluido dentro del PP. Además, como se verá en el apartado de resultados, el PP medido tanto en el influente como en los efluentes de los humedales fue fuerte y significativamente correlacionado con la concentración de SST, lo cual podría apoyar la hipótesis anterior.

El nitrógeno orgánico (Norg) tampoco fue determinado analíticamente y fue estimado a partir de la diferencia entre el NT y el NID (nitrógeno inorgánico disuelto, el cual es la suma del $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$ y del $N-NO_3^-$). Ello implica asumir que el amonio que pueda estar adsorbido a los SST es despreciable y por tanto, quedaría incluido dentro del Norg (que representa la suma del Norg disuelto y particulado).



Figura 5-7: Imagen de un análisis de muestras de agua en el laboratorio.

5.3.2 Vegetación.

5.3.2.1 Preparación de la muestra, mediciones en laboratorio y cálculos.

En el laboratorio, se seleccionó una submuestra representativa de la biomasa recogida en campo y se acondicionó para los posteriores análisis. Esta se cortó en pequeñas piezas, incluyendo todos los elementos de la planta (hojas, raíces, tallos, flores). Las determinaciones analíticas fueron llevadas a cabo siguiendo los procedimientos citados en los métodos oficiales (MAPA, 1994) y realizadas por duplicado para asegurar la repetitividad del dato.

5.3.2.1.1 Determinación de la biomasa aérea seca.

En primer lugar se limpió la suciedad de la muestra seleccionada en seco y a continuación, se pesó mediante una balanza analítica para determinar el peso húmedo. Después, se lavó la muestra con una solución de HCl al 1%, frotando las hojas por ambas caras con el cepillo de cerdas suaves. Seguidamente, se enjuagó un par de veces con agua corriente, seguidas de dos veces más con agua desionizada. Todo el proceso de lavado nunca superó los 30 segundos.

Con la muestra pesada, se mantuvo en la estufa a una temperatura de 65°C durante 72 horas, tiempo suficiente para alcanzar el peso constante. Una vez cumplido con el tiempo fijado, se extrajo la muestra de la estufa y se procedió a obtener el peso seco de la misma.

5.3.2.1.2 Determinación de la concentración de nutrientes en la biomasa aérea.

Una vez determinada la biomasa seca, se procedió a la trituration del material vegetal mediante un molinillo de aspas metálicas y refrigeración por agua. El contenido de nitrógeno total se determinó siguiendo el método Kjeldahl modificado. Para el fósforo total, la muestra fue incinerada a 450°C durante 2 horas, posteriormente extraída con HCl y finalmente determinado fotométricamente (azul de molibdeno).

5.4 CÁLCULOS.

5.4.1 Hidráulica.

5.4.1.1 Balance hídrico.

Se realizó un balance hídrico simplificado a escala diaria para el conjunto de elementos que componen el Tancat de la Pipa (Ec. 10). La fecha de inicio del balance hídrico fue el 1 de junio del 2009, momento a partir del cual se disponía de mediciones de los caudales de entrada gracias a los vertederos construidos.

$$V_A = V_e + P \cdot (A_{\text{ullal}} + A_{L.\text{reserva}} + A_{L.\text{educativa}} + A_{\text{canales}} + A_{\text{Humedales Artificiales}}) - V_s - ET_o \cdot (A_{\text{ullal}} + A_{L.\text{reserva}} + A_{L.\text{educativa}} + A_{\text{canales}}) - ET_C \cdot (A_{\text{Humedales Artificiales}})$$

Ec. 10: Balance hídrico aplicado al Tancat de la Pipa.

En donde,

V_A = Volumen de agua acumulado (m^3).

V_e = Volumen de agua acumulado (m^3) proveniente del BP, PC y del Ullal.

V_s = Volumen de agua bombeado acumulado (m^3).

ET_o = Evapotranspiración de referencia registrada en la estación meteorológica del municipio de Picassent ($m^3 m^{-2}$) y calculada mediante el método Penman-Moneith.

ET_C = Evapotranspiración de cultivo calculada partir de la ET_o ($m^3 m^{-2}$), utilizando el coeficiente de cultivo (K_C) según la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO)¹¹. La relación es la siguiente: $ET_C = ET_o \cdot K_C$

A_{ullal} =Área del ullal (m^2).

$A_{L.\text{reserva}}$ =Área de la laguna de reserva (m^2).

$A_{L.\text{educativa}}$ =Área de la laguna de educativa (m^2).

A_{canales} =Sumatorio del área que ocupan los canales de agua que recorren el Tancat de la Pipa (m^2).

$A_{\text{Humedales Artificiales}}$ =Sumatorio del área que ocupan los tres humedales artificiales (FG+fp+F4) (m^2).

Aparte del balance hídrico global mencionado, también se ha calculado el balance hídrico para cada uno de los HAFSTP (Figura 5-8). En este caso, los caudales de entrada a los HAFSTP se midieron desde la puesta en marcha del sistema (abril del 2009) mediante el empleo de un minimolinete (Angarita, 2010).

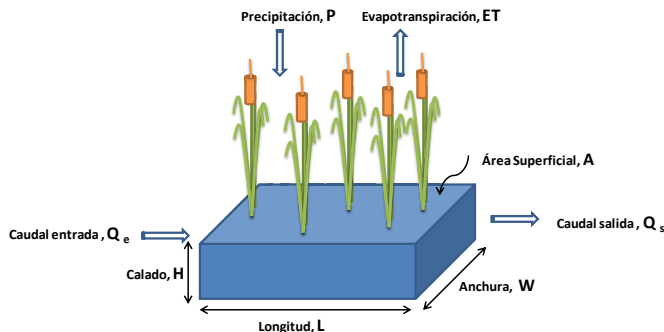


Figura 5-8: Componentes del balance hídrico aplicado a los humedales artificiales FG, fp, F4 (adaptado de Kadlec & Wallace, 2009).

La distribución de caudales en los diferentes HAFSTP se determinó mediante un balance de sales a partir de mediciones simultáneas de conductividades y de flujo de agua (Martín et al., 2011). Para ello se llevaron a cabo una serie de mediciones de caudal en cada una de las

¹¹ A K_C se le asignan los valores recogidos para un cultivo de enea en un clima sin heladas (Allen et al., 1998). El valor asignado es 0.6 para las etapas inicial y final del crecimiento y un valor de 1.2 para la etapa media de crecimiento. La etapa inicial se extiende entre los días 0-180 del año, la etapa media entre los días 181-330 y la etapa final entre los días 331-365.

compuertas de entrada a los HAFSTP con un Minimolinete M1 (SEBA) y de conductividades mediante un conductímetro TetraCon® (Angarita, 2010; Martín et al., 2011), además de las mediciones en los vertederos del BP y del PC.

La concentración de entrada al humedal fp se estimó a partir de la aplicación de un balance de masas a cada una de las variables estudiadas (Ec. 11) mediante el cual se obtuvo un “factor de distribución” que minimizaba la diferencia entre la carga total de nutrientes en la entrada y la suma de las cargas de nutrientes de entrada a cada uno de los humedales (Ec. 12).

$$\text{Carga entrada fp (g d}^{-1}\text{)} = (Q_{fp} \cdot C_{BP} \cdot f + Q_{fp} \cdot C_{PC} \cdot (1 - f))$$

Ec. 11: Balance de masas para determinar la concentración en la entrada de fp.

Donde,

f=factor de distribución.

Q_{fp} = Caudal de entrada a fp ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$).

C_{BP} = Concentración medida en la entrada por el BP (g m^{-3}).

C_{PC} = Concentración medida en la entrada por el PC (g m^{-3}).

$$Q_{BP} \cdot C_{BP} + Q_{PC} \cdot C_{PC} = Q_{FG} \cdot C_{BP} + [Q_{fp} \cdot C_{BP} \cdot f + Q_{fp} \cdot C_{PC} \cdot (1 - f)] + Q_{F4} \cdot C_{PC}$$

Ec. 12: Balance de masas para determinar la concentración en la entrada de fp.

Donde,

Q_{FG} = Caudal de entrada a FG ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$).

Q_{F4} = Caudal de entrada a F4 ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$).

5.4.1.2 Otros cálculos.

- **La profundidad media de la lámina de agua (h)** de cada humedal es obtenida a partir de mediciones realizadas *in situ* durante los muestreos de calidad de aguas. El resultado es el promedio de diversas mediciones en diversos puntos seleccionados aleatoriamente en el interior de cada celda de tratamiento, ya que la superficie del humedal presenta apreciables irregularidades.
- **La carga hidráulica (CH)** de cada humedal es calculada como el volumen de agua (m^3) de entrada a cada uno de ellos dividido por la superficie de los mismos (m^2) para un periodo de tiempo determinado.
- **Volumen nominal o teórico (V)** es el volumen que ocupa el agua dentro de la celda de tratamiento (m^3). Es calculado como la profundidad de la lámina de agua multiplicado por el área del humedal. Es teórico ya que una parte del volumen del humedal está ocupado por la vegetación emergente y/o restos de la misma.

- **El tiempo de retención hidráulico nominal (TRH)** es el tiempo de retención hidráulico teórico (días). Es calculado como el volumen teórico de agua en cada humedal dividido por el promedio entre los caudales de entrada y de salida de cada humedal (U.S. EPA, 2000a).

5.4.2 Cargas eliminadas y rendimientos.

- **La carga másica de entrada (CM_{inf})** de cada variable de calidad de aguas estudiada, a cada HAFSTP fue calculada de la siguiente manera:

$$\text{Carga de entrada (g m}^{-2}\text{año}^{-1}) = \left(\frac{(Q_{in} \cdot C_{in}) + (Q_P \cdot C_P)}{A} \right) \cdot 365$$

Ec. 13: Cálculo de la carga másica de entrada.

Donde,

Q_{in} = Caudal del influente ($m^3 d^{-1}$).

C_{in} = Concentración en el influente ($g m^{-3}$).

Q_P = Caudal de precipitación ($m^3 d^{-1}$).

C_P = Concentración de la deposición atmosférica ($g m^{-3}$).

A = Área del HAFS (m^2).

En otro proyecto de investigación (LIFE-Albufera) llevado a cabo en el Tancat de la Pipa, se monitorizó la deposición atmosférica, tanto seca como húmeda, y los datos que obtuvieron fueron cedidos para los cálculos llevado a cabo en el presente trabajo. Para ello se instaló un captador atmosférico, formado por un embudo de 35 cm de diámetro y una botella opaca de 5L de capacidad, que acumulaba la deposición atmosférica entre dos muestreos consecutivos. La muestra se recogía después de un evento de lluvia. De las distintas mediciones de deposición atmosférica que se disponía, se obtuvo el valor medio ($g m^{-3}$). Este valor es el multiplicado por el caudal de precipitación para obtener la carga estimada de deposición atmosférica. No obstante, normalmente en los humedales artificiales los aportes mediante la deposición atmosférica suele ser insignificante (Kadlec, 2005b).

Además, en los HAFSTP existe otra fuente externa de nutrientes y de materia orgánica. Se trata de los excrementos de la avifauna. No obstante, estas cargas no son contabilizadas en el estudio. De hecho, se asume que la entrada y la salida de nutrientes mediante la actividad de las aves está en equilibrio, ya que aunque las aves aportan nutrientes a través de sus excrementos, también retiran nutrientes de las celdas de tratamiento al alimentarse de la vegetación emergente (que previamente ha tomado nutrientes del sistema). Estos nutrientes serán devueltos al sistema o no dependiendo de si los excrementos caen dentro o fuera de la celda.

- **La carga másica de salida** de cada variable de calidad de aguas estudiada y de cada HAFSTP fue calculada así:

$$\text{Carga de salida (g m}^{-2}\text{año}^{-1}) = \left(\frac{((Q_{in} + Q_P - ET) \cdot C_S)}{A} \right) \cdot 365$$

Ec. 14: Cálculo de la carga másica de salida.

Donde,

C_S = Concentración en el efluente (g m^{-3}).

ET =Evapotranspiración ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$).

- **La carga eliminada** de cada variable de calidad de aguas estudiada por cada HAFSTP fue calculada como sigue a continuación:

$$\begin{aligned} \text{Carga eliminada (g m}^{-2}\text{año}^{-1}) \\ = \left(\frac{((Q_{in} \cdot C_{in}) + (Q_P \cdot C_P)) - ((Q_{in} + Q_P - ET) \cdot C_S)}{A} \right) \cdot 365 \end{aligned}$$

Ec. 15: Cálculo de la carga másica eliminada.

- **El rendimiento de eliminación** de cada variable de calidad de aguas estudiada por cada HAFSTP fue calculada como sigue a continuación:

$$\text{Rendimiento (\%)} = \left(\frac{((Q_{in} \cdot C_{in}) + (Q_P \cdot C_P)) - ((Q_{in} + Q_P - ET) \cdot C_S)}{((Q_{in} \cdot C_{in}) + (Q_P \cdot C_P))} \right) \cdot 100$$

Ec. 16: Rendimiento diario.

- **El rendimiento global de eliminación** de cada variable de calidad de aguas estudiada por cada HAFSTP fue calculada como sigue a continuación:

$$\text{Rendimiento global} = \left(\frac{\text{Masa total eliminada}}{\text{Masa total tratada}} \right) \cdot 100$$

Ec. 17: Rendimiento global.

Donde,

Masa total tratada= Es la masa (kg) de un contaminante que ha entrado al humedal desde abril del 2009 hasta octubre del 2012.

Masa total eliminada= Es la masa (kg) de un contaminante que ha sido eliminada en el humedal desde abril del 2009 hasta octubre del 2012. Es decir, es la masa total de entrada menos la masa total de salida.

Las concentraciones medidas de cada una de las variables en cada punto de muestreo y los caudales de agua medidos, se consideraron constantes entre los distintos muestreos (quincenal o mensualmente). Excepto en el caso del caudal de precipitación, el cual es muy variable en este área de estudio, y que por tanto, se le asignó su valor diario.

5.4.3 Vegetación.

5.4.3.1 Grado de cobertura vegetal.

La CVe en los HAFSTP fue calculada siguiendo la siguiente expresión:

$$CV_H = \frac{CV_1 \cdot S_1 + CV_2 \cdot S_2 + CV_3 \cdot S_3}{S_H}$$

Ec. 18: Cálculo de la cobertura vegetal.

Donde,

CV_i : es la CV en cada una de las celdas del humedal.

S_i : es el área de cada una de esas celdas (m^2).

S_H : es el área del humedal o $\sum S_i$ (m^2).

5.4.3.2 Estimación de la biomasa aérea seca.

Los cálculos realizados para obtener la biomasa seca fueron los siguientes:

- Primero se determinó la biomasa húmeda, BH, ($kg\ mh\ m^{-2}$):

$$BH = \frac{MHC}{S_p} \quad \text{Ec. 19}$$

Donde,

MHC: es el peso húmedo obtenido en el campo (Kg).

S_p : es la superficie ocupada por la planta antes de ser cosechada (m^2).

- A continuación, se determinó el porcentaje de humedad, H, presente en las muestras vegetales:

$$H = \frac{MHL - MS}{MHL} \cdot 100 \quad \text{Ec. 20}$$

Donde,

MHL: es el peso húmedo de la muestra en el laboratorio (g).

MS: es el peso seco de la muestra en el laboratorio (g).

- Finalmente, se calculó la biomasa seca, BS, ($kg\ ms\ m^{-2}$):

$$BS = BH \cdot \left[1 - \frac{H}{100} \right] \quad \text{Ec. 21}$$

Adicionalmente a los cálculos descritos en este apartado, en el segundo periodo de crecimiento vegetativo (abril 2010-octubre 2010) se observó que del total de biomasa seca presente en el humedal, una parte era vegetación verde (es decir, brotes nuevos) mientras que la restante eran restos de vegetación muerta. La mayoría de las plantas herbáceas no

caen directamente al suelo del humedal después de la senescencia o muerte. En lugar de ello, las plantas permanecen en un estado erguido hasta que determinadas condiciones meteorológicas (viento, lluvia y/o el peso de la nieve), causan la caída de este material muerto (Kaldec & Wallace, 2009). De este modo y para evitar una sobreestimación de los nutrientes retirados anualmente por las plantas, la biomasa de enea estimada a partir del segundo año fue corregida por la relación estimada biomasa enea verde: biomasa total (BV:BT).

No obstante, se ha visto que este cociente no es un valor constante, si no que va disminuyendo con el tiempo, conforme aumenta la edad de las macrófitas (Comín et al., 2001).

5.4.3.3 Estimación del contenido de nutrientes en la biomasa aérea de la vegetación emergente.

El objetivo fue estimar los nutrientes almacenados en las plantas al final de cada estación de crecimiento (abril-octubre), con lo cual se seleccionaron los datos obtenidos de las campañas de muestreo realizadas en los meses de septiembre/octubre. El procedimiento seguido fue el siguiente:

- Primero se calculó la biomasa seca total verde (Kg), BST, contenida en cada celda de tratamiento (Ec. 22).
- A continuación, se calculó el contenido del nutriente almacenado en la vegetación verde al final de cada época de crecimiento (Kg N o Kg P) y para cada celda de tratamiento (Ec. 23).

$$BST = BS \cdot AV \quad \text{Ec. 22}$$

$$N_{\text{plantas}} = BST \cdot [N]_{\text{plantas}} \quad \text{Ec. 23}$$

Donde,

BS: es la biomasa aérea seca verde (kg ms m^{-2}) calculada en la celda objeto de estudio.

AV: es el área vegetada de la celda objeto de estudio (m^2).

N_{plantas} : es el contenido de N o de P en la biomasa aérea (kg N o kg P).

$[N]_{\text{plantas}}$: es la concentración de N o de P en la biomasa aérea ($\text{mg N kg}^{-1}\text{ms}$ o $\text{mg P kg}^{-1}\text{ms}$).

5.4.3.4 Porcentaje del contenido de nutrientes en la biomasa aérea con respecto a la cantidad total eliminada.

En este apartado se recogen las ecuaciones empleadas para poder analizar el papel del consumo de nutrientes, por parte de la vegetación, en la eliminación del nitrógeno y del fósforo contenidos en el influente.

En primer lugar y dado que la vegetación no pudo ser cosechada al final de cada etapa de crecimiento por cuestiones económicas, de investigación y de gestión, se diferencian dos cálculos que se describen a continuación.

- Por una parte, se estimó el porcentaje de nitrógeno o fósforo **almacenados** en la biomasa verde aérea al final de cada estación de crecimiento (septiembre/octubre) con respecto a la masa total de nitrógeno o fósforo eliminado en el humedal en el año correspondiente (de abril a marzo) a dicha estación de crecimiento (Ec. 24).

$$\% N_{\text{Plantas}_i} = \frac{N_{\text{plantas}_i}}{\text{Total N eliminado}_i} \cdot 100 \quad \text{Ec. 24}$$

Donde,

$\%N_{\text{plantas}_i}$: es el porcentaje (%) de N o P acumulado en las plantas con respecto al total eliminado (Kg) de N o de P en el año i .

N_{plantas_i} : es el contenido de N o P en las plantas (kg) en el año i (al final de la época de crecimiento).

Total N eliminado $_i$: es el N o P eliminado (Kg) del agua tratada en el año i (de abril a marzo).

Es el resultado del balance de masas.

- En segundo lugar, se estimó el porcentaje de nitrógeno o fósforo **retirado**¹² del sistema de tratamiento por la vegetación.

Para el humedal FG, se tiene en cuenta que solamente fue cosechada la biomasa aérea de la celda FG1 en octubre del primer año. El N (o P) contenido en dicha biomasa fue eliminado permanentemente del sistema. En el resto de las celdas y en el resto de los años para FG1, la vegetación no fue cosechada por lo que el N (o P) acumulado en las plantas pudo ser, en gran medida, devuelto a la columna de agua durante la época de senescencia o muerte de las plantas (Ec. 25).

En el caso del humedal fp se cosechó la biomasa aérea de la celda fp1 en octubre del primer año y la de la celda fp2 en septiembre del segundo año (Ec. 26). El humedal F4 nunca se cosechó (Ec. 27).

Estos cálculos implican asumir que las plantas retiran los nutrientes que necesitan para crecer de la columna de agua, estando bien documentado que la mayor parte de los nutrientes requeridos por las plantas son tomados desde el sedimento mediante el sistema radicular (Carignan & Kalf, 1980; Smith & Adams, 1986). Además, parte de los nutrientes que los nuevos brotes emplean para crecer los toman de los tejidos subterráneos en los que se almacenan cantidades importantes de ellos o bien también puede ser una fuente de nutrientes la propia descomposición de los tejidos vegetales muertos allí presentes. Por

¹² Las ecuaciones para el fósforo son las mismas que para el nitrógeno.

tanto, es probable que se esté sobreestimando el papel que el consumo de nutrientes por parte de la vegetación tiene sobre la carga total de nutrientes eliminada por los HAFSTP.

$$\%N_{\text{plantas}}_{FG} = \frac{N_{\text{Veg}}_{FG1_1} + N_{\text{Veg}}_{FG4}}{\text{Total N eliminado}_{FG}} \cdot 100$$

Ec. 25: N eliminado del humedal FG a través de la vegetación.

$$\%N_{\text{plantas}}_{fp} = \frac{N_{\text{Veg}}_{fp1_1} + N_{\text{Veg}}_{fp2_2} + N_{\text{Veg}}_{fp4}}{\text{Total N eliminado}_{fp}} \cdot 100$$

Ec. 26: N eliminado del humedal fp a través de la vegetación.

$$\%N_{\text{plantas}}_{F4} = \frac{N_{\text{Veg}}_{F4_4}}{\text{Total N eliminado}_{F4}} \cdot 100$$

Ec. 27: N eliminado del humedal F4 a través de la vegetación.

Donde,

$\%N_{\text{plantas}}$: porcentaje (%) de N eliminado mediante el cosechado de las plantas.

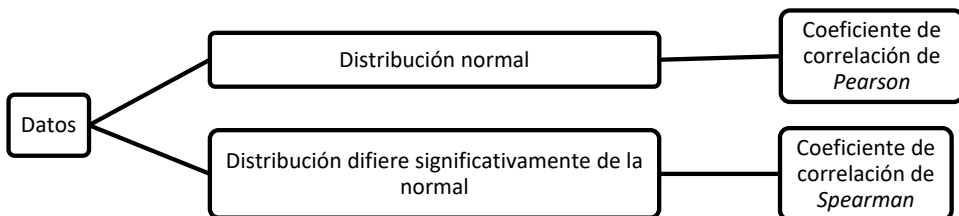
N_{Veg} : es el N acumulado en las plantas (kg N) en el año i (al final de la época de crecimiento), para una celda concreta o para el conjunto del humedal.

Total N eliminado: es el NT eliminado (Kg N) del agua tratada desde abril del 2009 hasta octubre del 2012. Es el resultado del balance de masas.

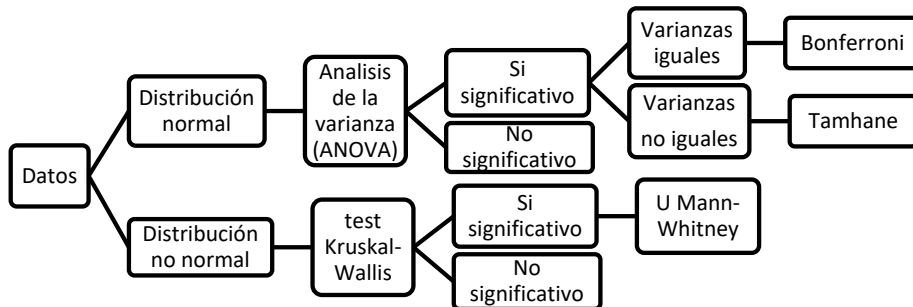
5.5 CÁLCULOS ESTADÍSTICOS.

Se calcularon los valores medios, máximos y mínimos, las desviaciones estándar y los coeficientes de variación (CV) para cada punto de muestreo. Además, los resultados experimentales fueron estadísticamente evaluados mediante el paquete informático SPSS 16.0 (SPSS inc., Chicago). En primer lugar se comprobó si los datos presentaban una distribución normal mediante el test de Shapiro-Wilk, si el tamaño de la muestra fue inferior a 30 casos, o mediante el test de Kolmogorov-Smirnov (con un nivel de significación de Lilliefors) si la muestra fue de mayor tamaño. La comprobación de homocedasticidad (igualdad de varianzas) fue llevada a cabo mediante el test de Levene. En función de los resultados obtenidos con estas pruebas se emplearon los siguientes test estadísticos según los objetivos perseguidos en su cálculo:

- Estudiar la relación entre dos variables:



- Estudiar si existen diferencias estacionales o anuales significativas entre las concentraciones medidas, tasas de eliminaciones y eficiencias de eliminación obtenidas, así como diferencias entre las concentraciones medidas en las dos entradas de agua al Tancat de la Pipa:



Los periodos anuales entre los que se comparan los resultados obtenidos son los siguientes:

- Primer año: abril del 2009- marzo 2010.
- Segundo año: abril del 2010- marzo 2011.
- Tercer año: abril del 2011- marzo 2012.
- Cuarto año: abril 2012- octubre 2012.

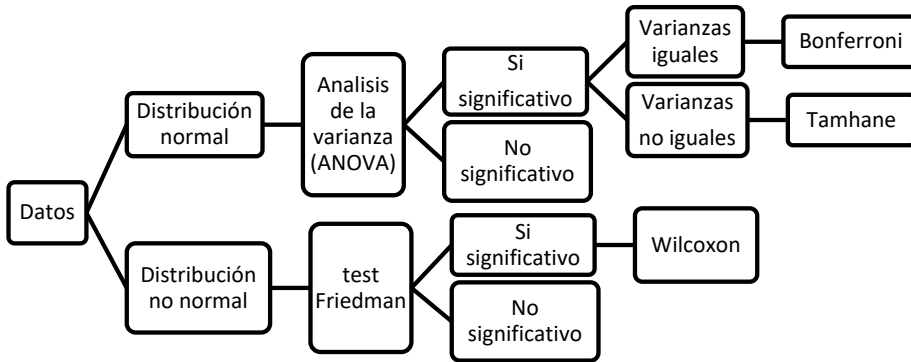
El cuarto año no se corresponde con un año completo, dado que faltarían los meses correspondientes a la estación de invierno. Por tanto, los resultados no son comparables con los de los años anteriores.

Para comparar entre las distintas estaciones del año, los meses fueron agrupados de la siguiente manera:

- Primavera: datos recogidos desde el 21 de marzo hasta el 20 de junio, ambos inclusive.
- Verano: desde el 21 de junio hasta el 20 de septiembre, ambos inclusive.
- Otoño: desde el 21 de septiembre hasta el 20 de diciembre, ambos inclusive.
- Invierno: desde el 21 de diciembre hasta el 20 de marzo, ambos inclusive.

Las diferencias fueron consideradas significativas cuando $p < 0.05$.

- Estudiar si existen diferencias significativas entre las concentraciones medidas en las entradas y salidas de cada celda de tratamiento :



Las diferencias fueron consideradas significativas cuando $p < 0.05$.

Para el cálculo de los modelos de regresión lineal múltiple (1.5.4.1) se ha empleado el método por pasos. La idea de este método se basa en crear en primer lugar un modelo con una única variable y se van introduciendo las restantes variables una a una, en cada paso la mejor de las que queden. Por tanto, se estudia la importancia de las distintas variables independientes y se quedan fuera del modelo aquellas que no contribuyen significativamente a mejorar la calidad del modelo. El modelo elegido es aquel que presenta un mayor valor del coeficiente de determinación (R^2) corregido. Este coeficiente se utilizar para comparar la bondad del ajuste de modelos con diferente número de variables explicativas. El ajuste será mejor cuanto más próximo esté al valor de 1. Además, se calcularon otros modelos no lineales (logarítmicos).

La bondad del ajuste del modelo desarrollado por Dunne et al. (2012) se evaluó utilizando el coeficiente adimensional de eficiencia de Nash-Sutcliffe, NSE (Nash & Sutcliffe, 1970). El rango de valores que puede tomar el coeficiente NSE varía desde $-\infty$ hasta 1.0, siendo mejor el ajuste cuanto mayor es este valor. Generalmente, el ajuste entre los datos observados y simulados se considera adecuado cuando $NSE > 0.75$ y el valor de 1.0.

$$NSE = \frac{\sum_{i=1}^n (D_i^{obs} - D_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (D_i^{obs} - D^{media})^2}$$

donde, D_i^{obs} y D_i^{sim} son los valores de la serie de datos observados y simulados, respectivamente, y D^{media} es el valor medio de los datos observados.

Los modelos de regresión lineal múltiple fueron calculados empleando el paquete informático Statgraphics Plus 5.1 .

5.6 CÁLCULOS MODELO K-C*.

5.6.1 Cálculo de la concentración de fondo (C*).

Como se ha comentado en el apartado 1.5.4.2, el modelo basado en una cinética de primer orden puede considerar la existencia de una concentración de fondo en el humedal (C*) o no, dependiendo de los autores. A su vez, esta concentración de fondo puede ser dependiente de la temperatura o no, por lo que en la bibliografía se encuentra una gran variedad de valores de C*. Varios son los factores que influyen en ello, incluyendo diferencias climatológicas y en los influentes.

En el caso que nos ocupa, en función de sí la concentración de la variable estudiada muestra relación con la temperatura o no, el valor de la C* se ha calculado de distinta manera (Figura 5-9).

- I. En el caso de no existir relación entre ambas variables se toma un valor constante de C* que es la concentración más baja observada en el efluente (Trang et al., 2010, Babatunde et al., 2011, Dunne et al., 2012).
- II. Por el contrario, si sí que existe relación entre la concentración del efluente (C_{efl}) y la temperatura, el procedimiento seguido es similar al publicado por Coveney et al. (2002). Para ello, se representa la C_{efl} versus la temperatura medida en el humedal. Sobre el gráfico, se puede ajustar una línea visual que una las concentraciones más bajas medidas a distintas temperaturas. A continuación, se seleccionan esas concentraciones y mediante una aproximación de la ecuación de Arrhenius (Kadlec & Knight, 1996; Chapra, 1997) se ajusta una línea exponencial a las mismas. Mediante esta ecuación (Ec. 28) se calcula el valor de C* para cada temperatura:

$$C^* = C_{T_{ref}}^* \theta^{(T-T_{ref})}$$

Ec. 28: Cálculo concentración de fondo si existe relación entre la concentración del efluente y la temperatura.

Donde,

C* = concentración de fondo a la temperatura del humedal (mg L⁻¹)

C*_{Tref} = concentración de fondo a la temperatura de referencia (mg L⁻¹)

θ = coeficiente de temperatura (adimensional)

T = temperatura del agua (°C)

T_{ref} = temperatura referencia (°C)

Los valores de C*_{Tref}, θ y T_{ref} son determinados mediante la herramienta Solver (Excel), un conocido algoritmo de optimización. Siempre se comprobó que los valores de C* se encontraran dentro del rango de los valores recogidos en la bibliografía y referidos a sistemas que operan en condiciones similares a las de los HAFSTP.

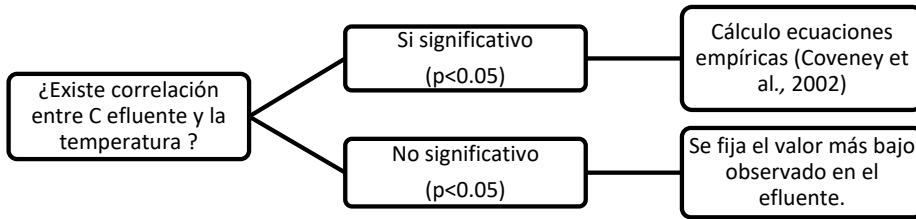


Figura 5-9: Diagrama explicativo de los pasos seguidos para el cálculo de C^* .

5.6.2 Cálculo de la constante de primer orden (K).

A partir de los valores conocidos de C_{in} , C_{eff} y q , y del valor estimado de C^* , el valor de la constante K se calcula siguiendo la Ec. 29:

$$K = -q \cdot \ln \left[\frac{C - C^*}{C_{in} - C^*} \right]$$

Ec. 29: Cálculo de la constante de primer orden.

Donde,

C_{in} = concentración en el influente (mg L^{-1})

C = concentración en el efluente (mg L^{-1})

K = constante de degradación de primer orden (m año^{-1})

q = carga hidráulica (m año^{-1})

Para el cálculo de la constante de primer orden solamente se han computado los datos correspondientes a eliminaciones positivas, con lo que el tamaño de área requerido para el humedal podría ser subestimado.

Sí se obtiene una correlación significativa entre de la constante K y la CH, entonces se calcula el valor de K para cada CH media aplicada al sistema. Mediante el empleo de la herramienta Solver (Excel), se obtiene el valor de K que minimiza el sumatorio de las diferencias al cuadrado de la concentración observada en el efluente y la concentración simulada para una CH dada.

Si la constante K se relaciona con la temperatura del agua, el efecto de esta última sobre la constante de eliminación de primer orden, K , se obtiene empleando la Ec. 30, que es la forma linealizada de la Ec. 28 (Beutel et al., 2009).

$$\log(K_T) = (T - 20)\log\theta + \log(K_{20})$$

Ec. 30: Forma linealizada de la Ec. 28.

Se pueden representar los valores de $(T-20)$ en el eje x y los valores de $\log(K_T)$ en el eje y . Si la nube de puntos se ajusta una línea de regresión, entonces la pendiente resultante y la ordenada en el origen son igual a $\log(\theta)$ y $\log(K_{20})$, respectivamente.

En cuanto al NT, es conocido que el modelo $k-C^*$ no es adecuado para describir la eliminación de NT, siendo necesario un modelo más complejo, de conversión secuencial que incluya los procesos de mineralización del amonio, nitrificación y desnitrificación. No obstante, al igual que muchos otros autores, se emplea este modelo como una simplificación y a efectos de facilitar el diseño de futuros humedales artificiales operando bajo condiciones similares a los estudiados en esta tesis.

Si el nitrato es la especie dominante (como ocurre en este estudio), entonces puede ser considerado que opera independientemente, empleando un sencillo modelo de primer orden (Kadlec & Reddy, 2001). Por ello se calcula, además de la K referida al NT, la constante de eliminación del nitrato. El modelo también se ha aplicado para el NID considerando que la nitrificación y la desnitrificación ocurren en un único paso (modelo excesivamente simplista), considerando en este caso que ninguno de los dos procesos se encuentra limitado por factores como el sustrato, el oxígeno disuelto, el pH o la temperatura. En la bibliografía se pueden encontrar modelos más complejos y más apropiados, como es el caso de Rousseau (2005), Langergraber & Šimůnek (2006) o Misiti et al. (2011).



6.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1 GESTIÓN DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES.

En este apartado se describen una serie de actuaciones llevadas a cabo, durante el periodo de investigación, en los HAFSTP, así como una serie de acontecimientos, que podrían haber influido en el funcionamiento de los mismos.

La gestión de la vegetación en estos humedales, trató de cumplir con las 3 funciones principales de los mismos: depurar el agua del lago (maximizando la eliminación del fitoplancton y de los nutrientes contenidos en el mismo), mejorar e incrementar tanto la diversidad de hábitats (se recrean los ecosistemas naturales tan escasos en el entorno) como de fauna y flora (con especial atención sobre las aves acuáticas), y asegurar un uso público compatible con lo anterior. Es por ello que, la localización de estos humedales dentro de un Parque Natural como es l'Albufera de Valencia, y más concretamente dentro de una Reserva Natural como es el Tancat de la Pipa, condiciona la gestión de la vegetación en los mismos. Por tanto, decisiones tales como el grado de cobertura vegetal deseado o la profundidad de la lámina de agua en los humedales, no sólo buscan mejorar las eliminaciones en términos de calidad de las aguas, sino que también tienen claros objetivos ecológicos (Comín et al., 2001; Fleming-Singer & Horne, 2006). Así pues, la avifauna interactuó fuertemente con los HAFSTP (lugar de alimentación, de descanso y/o dormitorio), siendo ésta en gran medida responsable de los cambios producidos en la composición y en la estructura de la vegetación de estos sistemas (CHJ, 2012). Destaca el papel que juegan estos humedales cuando los arrozales del entorno del Tancat de la Pipa están secos (mayoritariamente entre marzo y mayo).

La monitorización de los HAFSTP empezó en abril del 2009, pero desde enero-febrero ya circulaba un bajo caudal de agua por los humedales. Además, en varias ocasiones se interrumpió la operación de los humedales con el fin de llevar a cabo tareas relacionadas con su gestión (Figura 6-1), las cuales se describen a continuación.

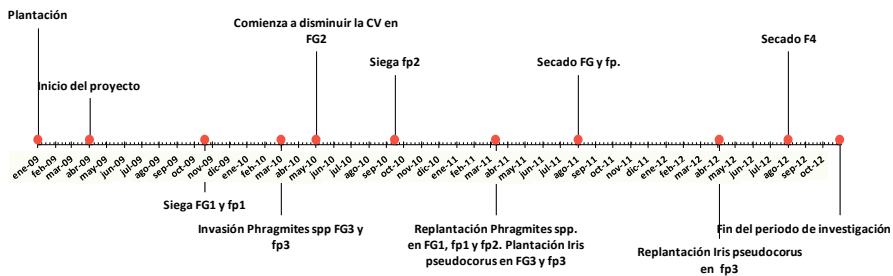


Figura 6-1: Descripción temporal de las principales actuaciones llevadas a cabo y acontecimientos sucedidos durante el periodo de estudio, los cuales han tenido repercusión en el grado de cobertura vegetal de los HAFSTP.

- En junio del 2009 se interrumpió el funcionamiento del humedal F4 para replantarlo manteniendo la diversidad inicial de especies.
- El 19 de octubre del 2009 se interrumpió el funcionamiento de los humedales FG y fp para proceder al cosechado de la biomasa aérea de las celdas FG1 y fp1, con el objetivo de eliminar permanentemente del sistema los nutrientes que habían sido tomados por las plantas e incorporados a sus tejidos, durante la primera estación de crecimiento vegetal (abril 2009-octubre 2009). Al tratarse de una experiencia pionera en estos humedales, se evaluó la influencia del cosechado sobre la calidad del efluente y la recuperación de la biomasa vegetal tras la poda.
- La circulación en FG se restableció el 1 de noviembre del 2009, pero la celda FG1 permaneció sin funcionar hasta finales de ese mismo mes (30-11-2009). Durante este periodo de tiempo, el influente entraba directamente a la celda FG2 por el canal exterior (Figura 5-1), el cual comunica directamente con la entrada por el BP a través de una compuerta de manejo manual. En cambio, el humedal fp permaneció inoperativo el mismo tiempo que FG1.
- En abril del 2010 se establecieron individuos de *Phragmites* spp. en la zona de salida y en los márgenes de las celdas FG3 y fp3, mejorando la densidad de vegetación en las mismas.
- A principios de mayo del 2010 se detectó una pérdida progresiva de la cobertura vegetal en la celda FG2, la cual fue atribuida a la depredación aviar sobre la enea (principalmente llevada a cabo por el calamón común o *Porphyrio porphyrio*). Los restos vegetales derivados, quedaron suspendidos en el agua, dado que no fueron retirados de la celda por parte de los encargados del mantenimiento de los HAFSTP. No obstante, el mantener los restos de vegetación y detritus en los humedales puede ser beneficioso, al proporcionar una fuente de carbono para las bacterias desnitrificantes. En un estudio llevado a cabo por Reilly et al. (2000), las eficiencias de eliminación de nitrógeno disminuyeron sustancialmente al eliminar la mayor parte de la vegetación y del detritus del humedal. Pero en contra, estos restos vegetales liberan nutrientes y materia orgánica disuelta a la columna de agua (Hernández-Crespo et al., 2016), pudiendo afectar a las eficiencias de depuración del humedal.
- A mediados de septiembre del 2010 (15-09-2010) se interrumpió el funcionamiento de fp para cosechar la biomasa aérea de la celda fp2. El 20-09-2010, se reinició el funcionamiento en las celdas fp1 y fp3 (el influente entraba a la celda fp1, se evacuaba por la anguilera y circulaba por ésta hasta alcanzar la entrada de fp3). En esta ocasión, los objetivos perseguidos fueron: eliminar permanentemente los nutrientes del sistema y esclarecer el papel de las aves herbívoras sobre el rebrote de la enea. Para ello se

construyó, en la parte central de la celda fp2, un recinto cerrado con una malla que impedía a las aves acceder a su interior, pero que no impedía el paso de la radiación solar a su interior. Dentro de la jaula la enea creció sin problemas, mientras que fuera de ella no consiguió rebrotar (Figura 6-2). Con los resultados obtenidos en esta experiencia se descartó que la compactación del suelo, la eutrofización del agua o la profundidad de la lámina de agua, fueran los factores limitantes en el rebrote de la enea.

- El 4 octubre del 2010 se reanudó el funcionamiento normal en humedal fp, pero debido a que la calidad de su efluente había empeorado significativamente, se decidió cerrar la salida del humedal y abrir las compuertas que comunicaban las celdas fp3 y FG3 con la *anguilera*. De este modo, el efluente de fp fue sometido a un tratamiento adicional en la celda FG3. Esta situación se mantuvo hasta mediados de marzo del 2011.



Figura 6-2: Fotografía de la jaula construida en la celda fp2 (abril 2011).

- A mediados de marzo del 2011 (10-03-2011) se vaciaron los humedales FG y fp para replantarlos con carrizo, *Phragmites* spp., dado que esta planta no mostraba ser vulnerable a la depredación aviar. En Europa, es frecuente su uso en HAFS (Vymazal, 2013). Además, se plantaron nuevos individuos de la especie *Iris pseudacorus* en las celdas FG3 y fp3, se reconstruyeron las motas que presentaban fugas y se transformó la *anguilera* en una mota que separaba los humedales FG y fp. La *anguilera* permitía la conexión de los humedales fp y FG, lo cual fue útil en determinados momentos, como por ejemplo el comentado anteriormente, pero que continuamente estaba padeciendo roturas, y por tanto, perjudicando el rendimiento de los humedales.
- A principios de abril del 2011 (06-04-2011) se reanudó el funcionamiento en FG y fp.
- El 21 de julio del 2011 se secaron nuevamente FG y fp, con el principal propósito de facilitar el crecimiento y la expansión de la vegetación plantada en los mismos. Esta actuación permitió la aireación del suelo y facilitó, como más adelante se verá, la mineralización de la materia orgánica acumulada, pero no se obtuvo el éxito esperado en cuanto a la propagación del carrizo.

- A principios de septiembre del 2011 (02-09-2011) se reanudó el funcionamiento de estos dos humedales.
- En abril del 2012 (03-04-2012) se volvió a secar el humedal fp, con el mismo propósito que el del anterior secado. Además, se plantaron nuevos individuos de *Iris pseudacorus* en la zona norte de la celda fp3, donde la densidad de vegetación era más baja.
- El 23 de mayo del 2012 se reanudó el funcionamiento del humedal fp.
- Durante todo el mes de agosto de 2012 se mantuvo seco el humedal F4 para facilitar el desarrollo de la vegetación y disminuir las poblaciones de peces allí presentes, mayoritariamente carpas.
- La circulación en el humedal F4 se reanudó el 01-09-2012.

6.2 HIDROLOGÍA.

6.2.1 Datos climáticos del área de estudio.

A partir de los datos recogidos en la estación meteorológica del municipio de Picassent, se analizaron las condiciones climatológicas que se sucedieron en la zona de estudio durante el periodo abril 2009- octubre 2012. En la Figura 6-3 se muestran los climogramas elaborados para tal fin.

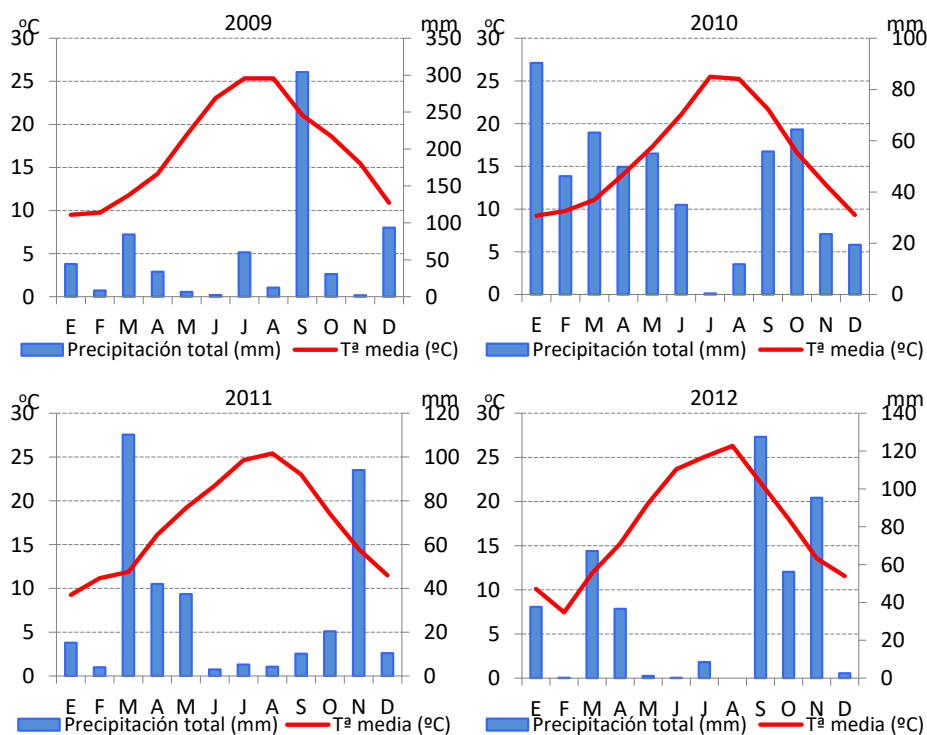


Figura 6-3: Climogramas con la temperatura media mensual y la precipitación total mensual en el área de estudio. La estación meteorológica se encuentra en el municipio de Picassent (Valencia, España). Los datos son obtenidos desde <http://riegos.ivia.es>

-En el 2009, las precipitaciones presentaron un total anual de 682 mm, con una distribución irregular a lo largo del año. La mitad del volumen anual de precipitación, se registró en el mes de septiembre durante un periodo de 7 días. También se registraron dos picos de precipitación, aunque mucho más suaves, uno en marzo (84 mm) y otro en diciembre (94 mm). De mayo a agosto las precipitaciones fueron escasas, exceptuando el 08-07-2009 donde se registró una lluvia de 60 mm. En resumen, el climograma del 2009 representa la tendencia normal de las precipitaciones en este área de estudio: sequía en verano (junio-

agosto), un máximo principal en otoño (septiembre-octubre) y otro secundario en primavera (marzo-abril).

-En el año 2010 la precipitación total anual fue de 515 mm, repartidos de manera más homogénea entre los distintos meses, lo cual es inusual en este área. El mayor volumen se registró en enero (90 mm) seguido de octubre (64 mm) y marzo (63 mm). El mes más seco fue julio, seguido de agosto.

-En el 2011, la precipitación total anual fue menor, concretamente de 356 mm. Las lluvias se concentraron principalmente en los meses de marzo (110 mm) y noviembre (94 mm). La primavera de este año fue relativamente húmeda. Los meses de verano (junio-agosto) presentaron sequía, con precipitaciones totales iguales o inferiores a los 5 mm.

-Por último, en el año 2012, la precipitación total anual fue superior a la del año anterior, ascendiendo a los 433 mm, con las precipitaciones concentradas en la estación de otoño (septiembre-noviembre) y un periodo de sequía concentrado en los meses de mayo a agosto.

Las temperaturas medias mensuales registradas en esta estación meteorológica oscilaron entre 7.5°C (febrero 2012) y los 26°C (agosto 2012). La temperatura media de las medias mensuales fue de 16.9°C.

6.2.2 Balance hídrico en el Tancat de la Pipa.

El volumen total de agua que entró al Tancat de la Pipa, en el periodo de tiempo comprendido entre junio del 2009¹³ y octubre del 2012, fue de 11 Hm³. De estos, el 92% fue agua procedente del lago, el 5% de las precipitaciones y el 3% restante fue el agua que alimentaba el *Ullal*. En cuanto a las salidas (11.8 Hm³), el agua bombeada representó el 89% del total y el agua evaporada un 11%. Del balance hídrico anual (Figura 6-4) destaca el incremento significativo del volumen de agua de entrada que se produjo durante el segundo año de estudio.

Además, como se deduce de la Figura 6-4, en todos los periodos estudiados la evapotranspiración fue superior a la precipitación, alcanzando un volumen acumulado de más del doble al de la precipitación (Figura 6-5a). Por tanto, a la hora de calcular las eficiencias de eliminación de los HAFSTP, se debe tener en cuenta el efecto de la concentración de los contaminantes, de lo contrario éstos podrían ser subestimados. Esto es muy importante en HAFS operando bajo un clima muy similar al del caso de estudio, en el que las pérdidas por

¹³ Los meses de abril y mayo del 2009 no se contabilizaron para el cálculo del balance hídrico ya que no se disponía de los sistemas de aforo correspondientes para medir las entradas al sistema desde BP y PC.

evaporación son altas, sobre todo en los meses de verano (con altas temperaturas y escasas o incluso nulas precipitaciones).

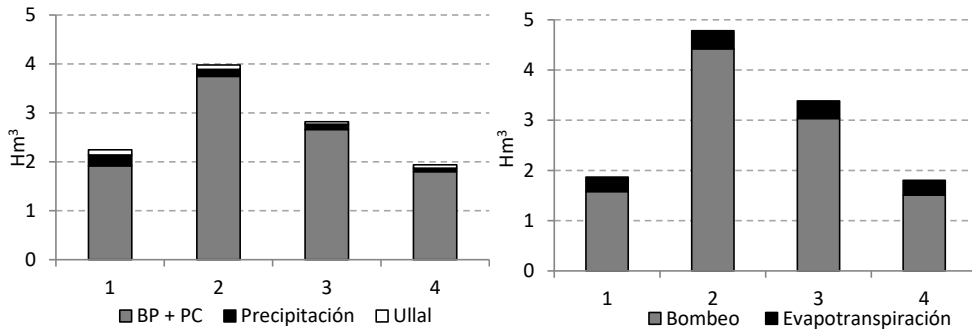


Figura 6-4: Volúmenes de agua acumulados (Hm^3) en cada periodo de tiempo estudiado. 1: desde junio del 2009 hasta marzo 2010; 2: desde abril del 2010 hasta marzo 2011; 3: desde abril del 2011 hasta marzo 2012; 4: desde abril del 2012 hasta octubre 2012. Los datos de precipitación y de evapotranspiración son obtenidos de la estación meteorológica se encuentra en el municipio de Picassent (Valencia, España) (<http://riegos.ivia.es>).

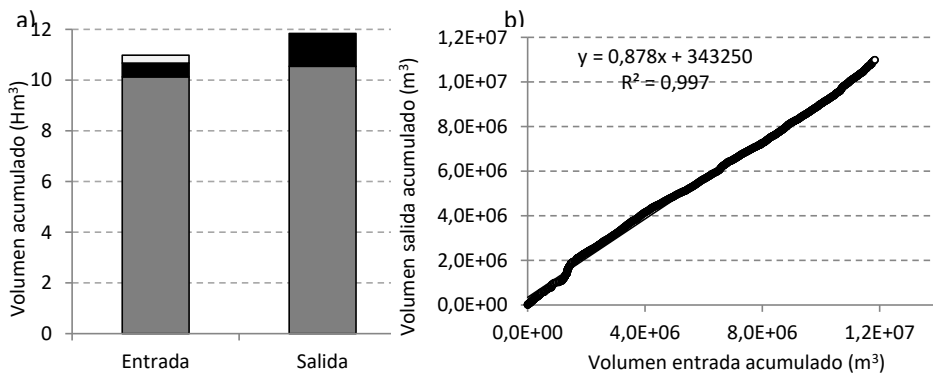


Figura 6-5: a) Volúmenes de agua de entrada y de salida acumulados a lo largo de los 43 meses de estudio; b) regresión lineal entre el volumen de agua acumulado de salida y el de entrada.

Al finalizar el primer año de estudio, el volumen acumulado de agua de entrada superó al volumen acumulado de agua de salida (Figura 6-4). Ello se relacionó con la existencia de filtraciones hacia el agua subterránea durante este primer año y con la existencia de determinadas fugas que tenían que ser reparadas. Esta tendencia se invirtió en el segundo y tercer año, pasando a ser la salida notablemente superior a la entrada (Figura 6-4). En el cuarto periodo de estudio, el balance fue prácticamente neutro, con una diferencia de 0.1 Hm^3 a favor de las entradas. Como consecuencia, el volumen de agua de salida fue superior al de entrada en el balance global (Figura 6-5a). No obstante, la diferencia solamente fue de un 8% con respecto al volumen de agua de entrada, y a pesar de que las celdas de tratamiento y las lagunas no fueron impermeabilizadas. Este mayor volumen a la salida se relacionó con la existencia también de determinadas fugas de agua desde el lago AV hacia el Tancat de la Pipa, a través de los canales perimetrales. Además, la mayor diferencia se

encontró en el segundo año (Figura 6-4) coincidiendo con un periodo inusualmente húmedo. Es posible que las filtraciones aumentaran al incrementarse el nivel del agua del lago. No obstante, como se deduce de la Figura 6-5b, estas filtraciones no fueron importantes.

En cuanto al reparto del caudal total de agua de entrada a cada HAFSTP, los resultados de las mediciones realizadas se muestran en la Figura 6-6. En el segundo año se detectaron fugas en los canales perimetrales del Barranco del Poyo (CPP) y de la Acequia del Puerto de Catarroja (CPC) y se contabilizó en un 7% el volumen de agua de entrada perdida por las mismas. En cambio, de las mediciones realizadas mediante el Minimolinet y de los registros del caudal bombeado, se concluyó que durante los dos últimos años de seguimiento (abril 2011-octubre 2012) no existieron filtraciones. Las ganancias o las pérdidas de agua a través del suelo de los humedales se consideraron despreciables respecto al caudal de entrada (sobre un 5%). Como se ha comentado anteriormente, las celdas no fueron impermeabilizadas pero la textura del suelo (arcilloso-limoso) le confirió una conductividad hidráulica baja (Martín et al., 2013). Otros autores han publicado tasas de infiltraciones de este orden (inferiores al 10%) (Moustafa et al., 1998; Bachand & Horne, 2000a,b; Coveney et al., 2002) y de ordenes de magnitud mucho mayores, del entorno del 50% del agua de entrada o superiores (Reilly et al., 2000; Kadlec et al., 2010a.)

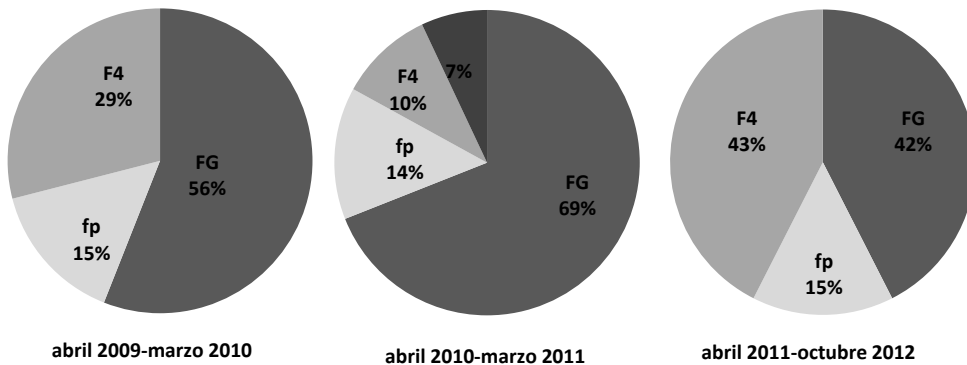


Figura 6-6: Reparto del volumen total de agua de entrada entre los diferentes HAFSTP.

De los 11 Hm³ de agua que ingresó en el sistema, el volumen de agua tratado por el humedal FG fue de 5.38 Hm³. De este volumen, el 98% fue agua procedente del Barranco del Poyo y el 2% restante de lluvias. En cuanto a la evapotranspiración, ésta fue más del doble del volumen acumulado de precipitación, alcanzando un valor de 0.2 Hm³. Además, como es lógico, presentó un fuerte carácter estacional, con valores bajos en las estaciones más frías y valores más altos en las más cálidas. El volumen tratado por el humedal fp, fue significativamente menor, alcanzando un total de 1.38 Hm³, del cual el 98% fue agua procedente del lago. En este caso, la evapotranspiración alcanzó los 0.06 Hm³. El volumen tratado por F4 fue de 2.90 Hm³, donde la precipitación representó solamente el 1.5% y el

resto fue agua procedente del Puerto de Catarroja. La evapotranspiración alcanzó los 0.1 Hm³ en este humedal.

Del balance de sales realizado por Angarita (2010) se obtuvo que durante los dos primeros años todo el caudal de agua que entraba en los humedales FG y fp procedía del BP y el que entraba a F4 del PC. Este resultado coincide con el obtenido del balance de masas aplicado en esta tesis (Ec. 11 y Ec. 12), ya que el valor obtenido para el “factor de distribución” durante los dos primeros años fue de 1, mostrando que todo el agua que entró durante este periodo de tiempo al humedal fp procedía del BP. En cambio, con el incremento del caudal desde el PC, cambió el valor estimado de este “factor de distribución” y fue de 0.4, indicando que el 40% del agua que entrada a fp procedía del BP y el 60% restante del PC. El humedal FG siempre recibió agua desde el BP y el F4 desde el PC.

6.2.3 Cargas hidráulicas.

Los caudales medios, mínimo y máximo aplicados a cada humedal se recogen en la Tabla 6-1 y las cargas hidráulicas (CH) equivalentes en la Tabla 6-2 y en la Figura 6-7.

Tabla 6-1: Caudales aplicados a los HAFSTP (m³ s⁻¹).

Humedal	Mínimo	Máximo	Promedio	Desviación típica
FG	0.006	0.108	0.052	0.026
fp	0.002	0.024	0.013	0.004
F4	0.005	0.094	0.025	0.017

Tabla 6-2: Carga hidráulica aplicada a los HAFSTP (m año⁻¹).

Humedal	Mínima	Máxima	Promedio	Desviación típica
FG	4	70	33	17
fp	4	51	28	11
F4	7	116	31	21

Las CH aplicadas al humedal FG durante el segundo periodo de estudio fueron estadísticamente superiores a las aplicadas en fp y F4 ($p < 0.05$). En cambio, durante el tercer y cuarto periodo (abril 2011-octubre 2012) lo fueron las de F4 ($p < 0.05$) (Figura 6-7).

Los valores de CH empleados están en el rango de valores típicos para HAFS (3.65-183 m año⁻¹) (U.S. EPA, 2000a), y además son similares a los aplicados en otros humedales en los que también se depuran aguas naturales. Por ejemplo, los humedales experimentales de Des Plaines River, Illinois (USA), funcionaron entre 1990 y 1991 con una CH de 7.5 cm semana⁻¹ (alrededor de 3.6 m año⁻¹) y 45 cm semana⁻¹ (en torno a 21.6 m año⁻¹) (Hey et al., 1994). Coveney et al. (2002) emplearon una CH entre 6.5 y 65 m año⁻¹ para un proyecto piloto, mientras que años después Dunne et al. (2012) emplearon CH que oscilaron entre los 32 y 49 m año⁻¹ para el sistema de tratamiento a gran escala.

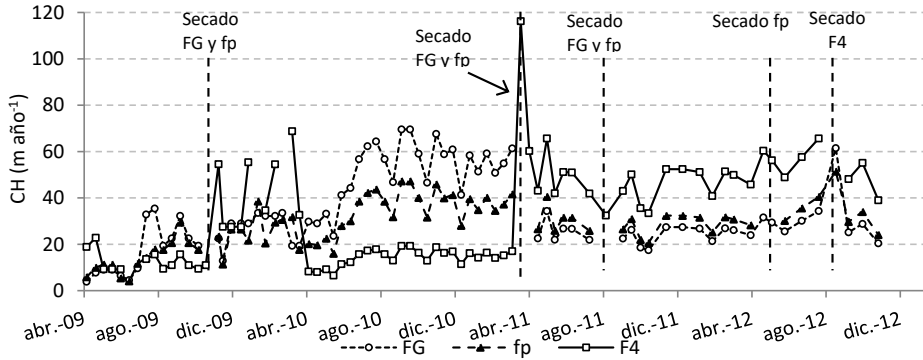


Figura 6-7: Carga hidráulica (m año^{-1}) aplicada a los HAFSTP durante los 43 meses de estudio.

En el humedal FG, durante los primeros meses de funcionamiento del sistema, concretamente desde abril del 2009 hasta junio del 2009 (01-04-2009 hasta 30-09-2009), se aplicó una CH baja (valor promedio de 7 m año^{-1}) para facilitar el crecimiento y la propagación de la vegetación plantada. A partir de julio del 2009 (01-07-2009), con la vegetación ya bien desarrollada en FG1 y FG2, se decidió aumentar de manera progresiva la CH del sistema (Tabla 6-3), con el fin de encontrar las condiciones de operación del humedal que maximizaran la eliminación de los diferentes contaminantes, sin perjudicar el hábitat para las aves. En abril del 2011 se disminuyó la CH del sistema hasta un valor promedio de 27 m año^{-1} , dado que por una parte, como se verá más adelante, la capacidad de depuración del sistema se había visto mermada con la pérdida de vegetación en las celdas y por otra parte, por razones económicas ajenas al presente estudio.

Tabla 6-3: Carga hidráulica aplicada FG (m año^{-1}).

Periodos CH constante	Promedio	Desviación típica
abril 2009- junio 2009	7	2
julio 2009- noviembre 2009	25	7
diciembre 2009-junio 2010	32	6
julio 2010- marzo 2011	58	8
abril 2011- octubre 2012	27	10

6.2.4 Calados.

En los HAFSTP, el establecimiento de un calado apropiado en las celdas de tratamiento tiene por objetivos: favorecer el crecimiento de la vegetación, fijar un TRH que permita una eliminación óptima de los contaminantes y proporcionar un hábitat adecuado para la vida silvestre, en las diferentes etapas de su ciclo biológico, prestando un especial interés sobre las aves. Además, la profundidad de la lámina de agua también influye en la eliminación de las formas particuladas de los contaminantes, ya que aguas más profundas son más propicias a la acumulación de sedimentos y en cambio, aguas más someras están más sujetas a su resuspensión (Nichols, 1983; Fenessey et al., 1994; Brueske & Barrett, 1949), en la difusión del oxígeno atmosférico a la columna de agua (U.S. EPA, 2000a) y en la difusión

de contaminantes entre la columna de agua y el sedimento, pudiendo afectar esto último por ejemplo, a procesos como la nitrificación (Kadlec et al., 2012). De este modo, la profundidad de la lámina de agua osciló en las diferentes celdas de tratamiento en función de los objetivos perseguidos en cada momento. Los valores se recogen en la Tabla 6-4. Los calados más bajos fueron fijados al inicio del estudio y después de cada evento de replantación o secado de los humedales, principalmente para facilitar el desarrollo y la expansión de la vegetación allí presente. Algunos autores han señalado que la profundidad de la lámina de agua puede afectar negativamente al desarrollo de este tipo de macrófitas (Pratt et al., 1980; Engloner, 2009)

Tabla 6-4: Profundidad de la lámina de agua en cada una de las celdas de tratamiento (cm).

Celda	Mínimo (cm)	Máximo (cm)	Promedio (cm)
FG1	15	25	20
FG2	15	20	18
FG3	7.5	20	17
fp1	10	25	18
fp2	15	20	18
fp3	7.5	20	17
F4	10	20	19

En otros estudios se ha observado como la enea es sensible a la profundidad de la lámina de agua (Grace & Wetzel, 1981; Sharp, 2002; Kaldec et al., 2012). Por ejemplo, Sharp (2002) encontró óptimo el calado de 20 cm para el desarrollo de la enea y en contra, encontró que el calado de 40 cm era perjudicial para esta. Kaldec et al. (2012) concluyó que profundidades de la lámina de agua superiores a 40 cm, podrían no ser adecuados para la supervivencia de esta planta en los humedales construidos. No obstante, en los HAFSTP el límite de calado debido al diseño de los mismos es de 0.35m.

6.2.5 Tiempo de residencia hidráulico.

Los valores correspondientes al tiempo de residencia hidráulico teórico (TRH) en cada HAFSTP aparecen en la Tabla 6-5 y en la Figura 6-8.

Tabla 6-5: Tiempo de residencia hidráulico (TRH) en los a los HAFSTP (días).

Celda	Mínimo	Máximo	Mediana	Promedio
FG	0.9	16.4	2.3	3.0
fp	1	15.4	2.3	3.1
F4	0.6	12.4	2.6	3.7

En los humedales FG y fp, los valores más elevados de TRH se alcanzaron durante los primeros meses de funcionamiento resultado de un bajo caudal de entrada (para favorecer el desarrollo de la vegetación emergente).

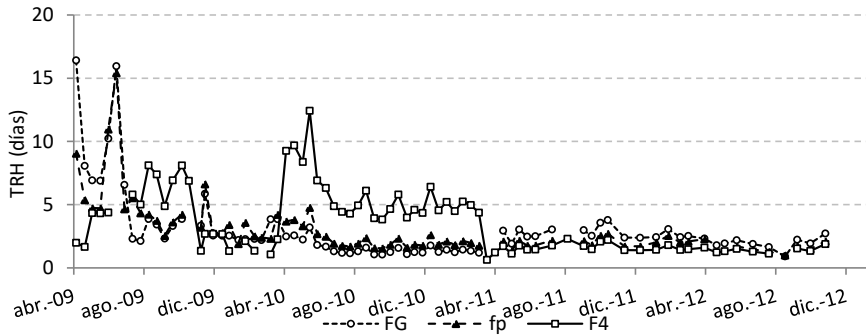


Figura 6-8: Evolución del tiempo de residencia hidráulico (días) a lo largo de los 43 meses de estudio y en cada humedal.

Tal y como se comentó en el apartado 5.4.1.2, el TRH estimado es el teórico no el real. De hecho, la eficiencia hidráulica del sistema no fue medida mediante un estudio con trazadores. En las distintas celdas se observó la existencias de zonas muertas y de caminos preferenciales, por lo que se espera que el TRH real difiriera del estimado.

Los valores obtenidos de TRH están en el rango inferior de los valores recogidos en la literatura (Tabla 6-6).

Tabla 6-6: Tiempo de residencia hidráulico (TRH) (días) recogidos en la literatura. HFS: flujo superficial, HFSS: flujo subsuperficial.

Tipo de humedal	Tipo de influente	TRH (días)	Referencia
HFS	Agua de río	18	Moustafa et al. (1998)
HFS	Agua del secundario	2	Kadlec et al. (2010b)
HFS	Agua eutrofizada	7	Coveney et al. (2002)
HFS	Agua eutrofizada	3-8	Dunne et al. (2012)
HFS	Agua potable	0.3-9.6	Reilly et al. (2000)
HFS	Agua de río	2.8	Spieles & Mitsch (2000)
HFS+HFSS	Agua de río	4	Jing et al. (2001a)

En la literatura se sugiere que el rango óptimo de TRH para los humedales artificiales está entre 5-14 días (Reilly et al., 2000).

6.3 VEGETACIÓN.

6.3.1 Cobertura vegetal.

En este apartado se recoge la evolución del grado de cobertura vegetal (CVe) a lo largo de los 43 meses de estudio y en cada una de las celdas de tratamiento.

El objetivo perseguido era alcanzar una alta CVe en los humedales, para así maximizar el *efecto sombra* ejercido sobre la biomasa fitoplanctónica presente en la columna de agua y limitar así su crecimiento. Es conocido que la alta productividad de las macrófitas emergentes, como el carrizo, la enea o el junco, permite conseguir coberturas vegetales del 80-90% en los HA (Fleming-Singer & Horne, 2006). No obstante, los HAFSTP deben mejorar la calidad del agua del lago AV y proporcionar un hábitat adecuado para la vida silvestre. Conseguir maximizar ambas funciones, supone un reto si estas requieren diferentes o opuestas características de diseño o de funcionamiento. En el caso de la cobertura vegetal, se recomienda una configuración del humedal que alterne zonas abiertas con zonas vegetadas y recrear así el hábitat óptimo para muchas de las especies de aves que habitan los humedales (Comin et al., 2001; Andersen et al., 2003; Thullen et al., 2005; Fleming - Singer & Horne, 2006). Es por ello que la densidad inicial de plantas en las celdas FG3 y fp3 fue inferior a la de las celdas localizadas aguas arriba, esperando menor cobertura vegetal y la existencia de zonas no vegetadas en su interior.

Como se observa en la Figura 6-9, a finales de la primavera del 2009 en las celdas FG1 y FG2 ya se había alcanzado una CVe completa (Figura 6-10 y Figura 6-11) y en cambio, la celda FG3 no logró alcanzar una cobertura vegetal superior al 30-40% al finalizar la primera estación de crecimiento. Este menor CVe en FG3 se relacionó directamente con la baja densidad inicial de plantas y con la mayor velocidad de crecimiento de la enea con respecto a las demás especies vegetales plantadas en esta celda (Hernández-Crespo et al., 2015). Además, aproximadamente el 5% de la cobertura vegetal en esta celda fueron malas hierbas (principalmente grama), favorecidas por el bajo nivel de la lámina de agua. La presencia de malas hierbas fue más importante durante los dos primeros años, pero después disminuyó notablemente (Figura 6-12).

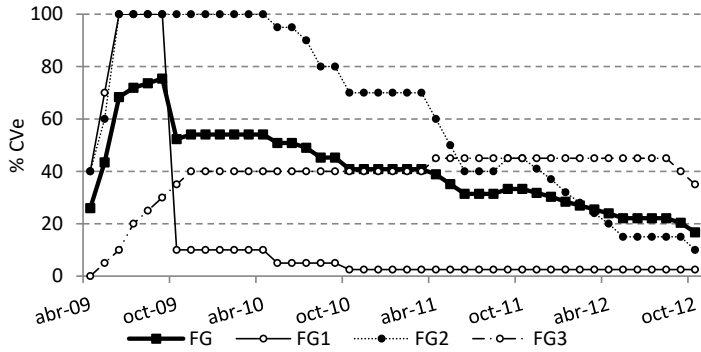


Figura 6-9: Evolución mensual del grado de CVe estimado en cada una de las celdas de tratamiento del humedal FG y en el conjunto del mismo durante el periodo comprendido entre abril del 2009 y octubre del 2012.

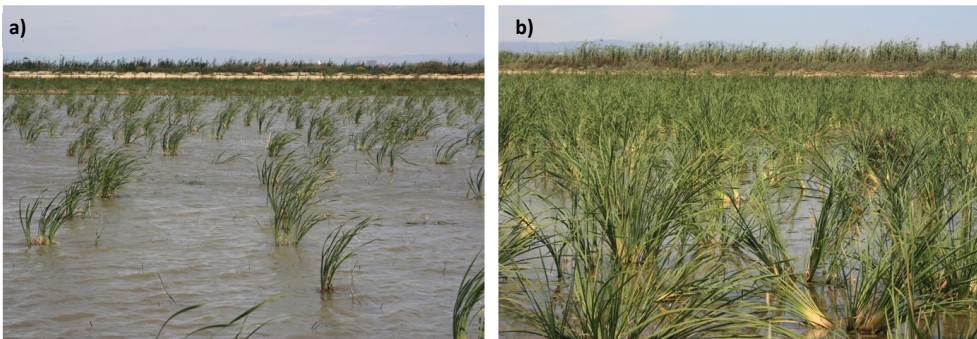


Figura 6-10: Fotografía del FG1 a) el 30/04/2009 y b) el 10/06/2009.

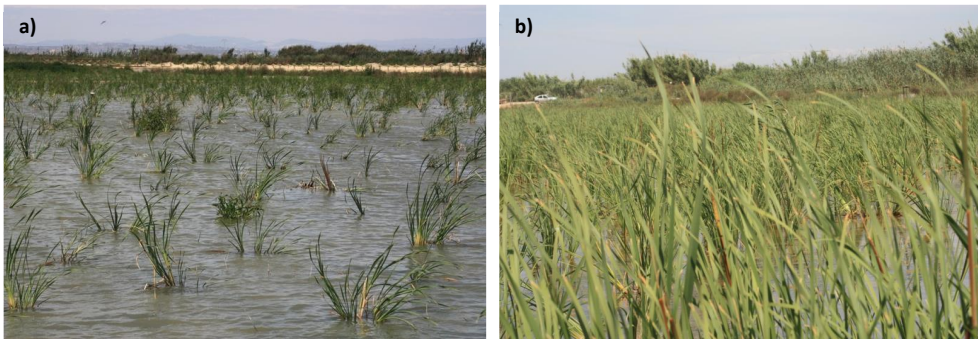


Figura 6-11: Fotografía del FG2 a) el 30/04/2009 y b) el 10/06/2009.

En cuanto al humedal fp, las celdas fp1 y fp2 alcanzaron también una CVe completa a principios del verano del 2009 y la celda fp3 alcanzó una CVe del 50% (Figura 6-13). En cambio, la cobertura vegetal del humedal F4 nunca logró alcanzar valores superiores al 30% (Figura 6-14). El bajo desarrollo de la vegetación en esta celda está directamente relacionado con la baja densidad plantada.

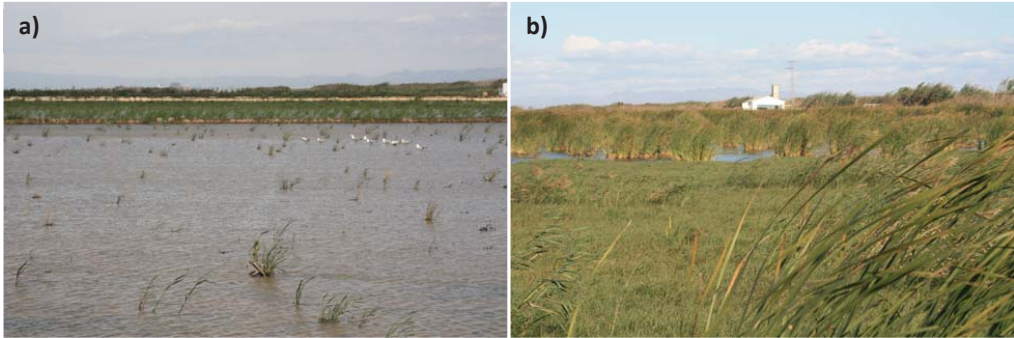


Figura 6-12: Fotografía del FG3 a) el 30/04/2009 y b) el 05/11/2009

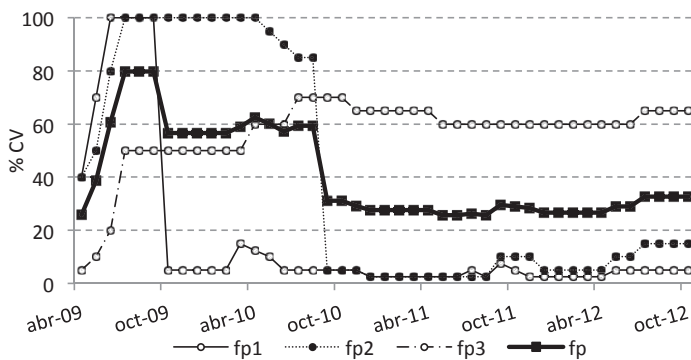


Figura 6-13: Evolución mensual del grado de CVe estimado en cada una de las celdas de tratamiento del humedal fp y en el conjunto del humedal durante el periodo comprendido entre abril del 2009 y octubre del 2012.

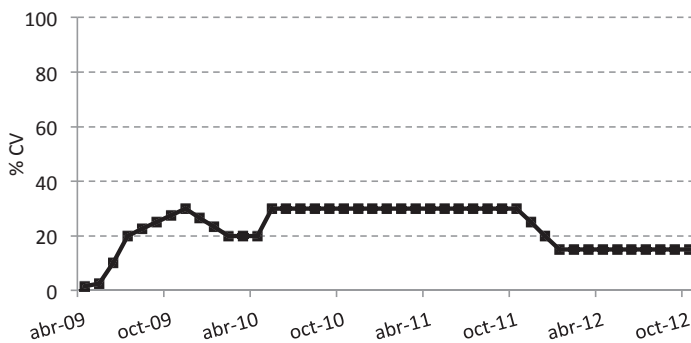


Figura 6-14: Evolución mensual del grado de CVe estimado en el humedal F4 durante el periodo comprendido entre abril del 2009 y octubre del 2012.

Desafortunadamente, la CVe en las celdas FG1, fp1 y fp2 no se recuperó tras su cosechado (Figura 6-9, Figura 6-13, Figura 6-15). Los brotes nuevos sirvieron de alimento para las aves herbívoras (principalmente, el calamón común) quedando las celdas con CVe inferiores al 15%.

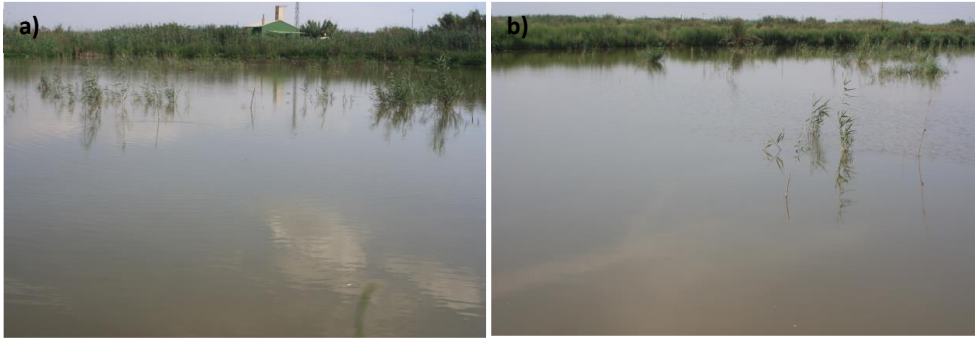


Figura 6-15: Fotografía del a) FG1 y b) fp1 el 02/07/2012.

La celda FG2 mantuvo una CVE constante, y alrededor del 100%, hasta mayo del 2010 (Figura 6-9) momento a partir del cual se empezó a detectar una pérdida progresiva de la misma, resultado de la depredación ejercida por el calamón común sobre la enea (6.1). La CV alcanzó valores a finales de la primavera del 2011 del 40% y al final del estudio, entre un 10-15% (Figura 6-16).

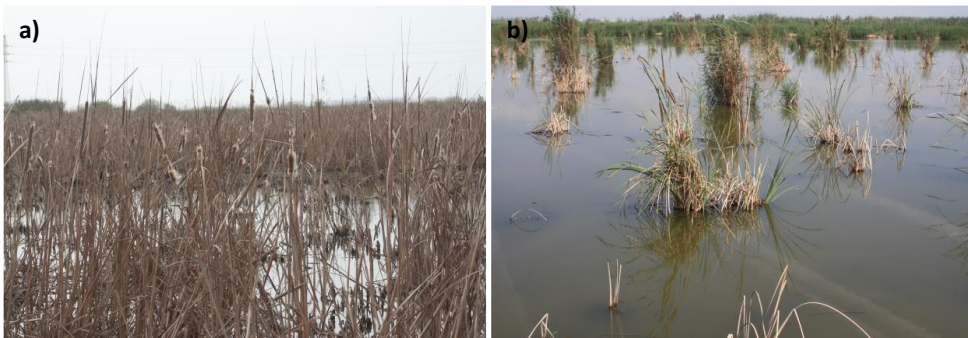


Figura 6-16: Fotografía del FG2 a) el 04/04/2011 b) el 02/07/2012.

A mediados de marzo del 2011, se decidió plantar carrizo (*Phragmites* spp.) en las celdas que habían sido cosechadas (FG1, fp1 y fp2) (6.1). Esta actuación no tuvo el éxito esperado y esta planta no consiguió expandirse y consolidarse. Su crecimiento fue disperso y con una baja supervivencia, mostrando un tipo de crecimiento denominado “clumpling habit” (Hernández-Crespo et al., 2015), caracterizado por aglomeraciones formando matas separadas unas de las otras, en las que la densidad de vegetación es elevada. El secado de los humedales FG y fp llevado a cabo en agosto del 2011 y el de fp en abril del 2012 solamente resultó en una ligera mejoría de la cobertura vegetal en la celda fp2 (Figura 6-9 y Figura 6-13). Además, la plantación de *Iris pseudacorus* en este último secado también mejoró la CVE en la celda fp3 (Figura 6-13, Figura 6-17).



Figura 6-17: Fotografía de a) fp2 con carrizo y b) fp3 el 02/07/2012.

El patrón de vegetación en las celdas FG3 y fp3 cambió durante los cuatro años de estudio, con fluctuaciones en las comunidades de macrófitas. Durante los dos primeros años, la vegetación dominante en las celdas fue la enea, mientras que en el tercer año, el carrizo se expandió con éxito en los márgenes y en la zona de salida de ambas celdas (es decir, en aquellas zonas donde el nivel de la lámina de agua estaba más bajo). Además, durante los dos últimos años también se desarrollaron los individuos plantados de lirio, pasando a ser dominantes en estas celdas después del carrizo. Las celdas FG3, fp3 y F4 nunca fueron cosechadas. La densidad plantada en las mimas fue menor que en el resto de celdas y ello parece que afectó al posterior desarrollo de la vegetación y por tanto, a la cobertura vegetal. En el caso del humedal F4, la cobertura vegetal sufrió un retroceso durante el último año de estudio (Figura 6-14).

6.3.2 Biomasa seca vegetal.

En la **Tabla 6-7** se presentan los resultados obtenidos de biomasa aérea en cada HAFSTP y al final de cada estación de crecimiento (cuando se procede al cosechado de la misma). No obstante, en los humedales se detectó una disminución de la biomasa durante el periodo de senescencia, lo cual es típico en HA de climas no tropicales (Pratt et al., 1980; Comín et al., 2001; Vymazal & Kröpfelova, 2005).

La biomasa alcanzada en cada celda dependió principalmente de la densidad y del tipo de macrófitas plantadas, ya que cada especie vegetal presenta una velocidad de crecimiento distinta. Así pues, de las principales especies plantadas en los HAFSTP, la que presentó una mayor tasa de crecimiento fue la enea, seguida por el carrizo y en último lugar, el lirio amarillo (Hernández-Crespo et al., 2015).

Por tanto, las celdas plantadas con monocultivo de enea, alcanzaron los valores más altos de biomasa aérea al finalizar la primera estación de crecimiento (octubre del 2009), fp1>FG2>FG1>fp2, (Tabla 6-7), siendo estos valores inferiores al máximo medido en ambientes naturales, 5 Kg ms m⁻² (Vymazal & Kröpfelová, 2008). Los valores medidos en las

restantes celdas (FG3, fp3 y F4) fueron significativamente inferiores (Tabla 6-7), respondiendo tanto a un crecimiento más lento de las otras especies vegetales como a una menor densidad plantada.

Tabla 6-7: Valores de biomasa aérea teniendo en cuenta solamente el área vegetada o el área total de la celda.

	Área vegetada (Kg ms m ⁻²)				Celda completa (Kg ms m ⁻²)			
	2009	2010	2011	2012	2009	2010	2011	2012
FG1	0.80	0.10	0.63	3.48	0.80	0.01	0.02	0.09
FG2	1.28	1.85	1.85	1.85	1.28	1.48	0.83	0.19
FG3	0.10	1.69	3.04	5.89	0.02	0.51	1.06	1.47
FG	0.98	1.75	2.31	4.62	0.71	0.73	0.69	0.61
fp1	1.47	0.10	0.63	3.48	1.47	0.01	0.03	0.17
fp2	0.30	1.85	0.63	3.48	0.30	1.57	0.06	0.35
fp3	0.1	1.69	2.76	7.30	0.04	1.01	1.51	4.38
fp	0.64	1.74	2.38	6.67	0.48	0.96	0.64	1.93
F4	0.10	1.69	2.20	1.6	0.03	0.51	0.66	0.24

Después del cosechado de FG1 y fp1, la biomasa aérea en estas celdas fue muy baja (Tabla 6-7). La ligera recuperación observada en el cuarto año fue debida al desarrollo de algunas de las matas plantadas de *Phragmites* spp..

Durante la segunda estación de crecimiento (abril 2010-October 2010), la biomasa aérea presente en las celdas fp2, FG3, fp3 y F4 incrementó considerablemente (Tabla 6-7). En estas celdas, se detectó un importante desarrollo de la vegetación plantada inicialmente, junto con una entrada natural de individuos de *Phragmites* spp. en la zona próxima a la salida y en los márgenes de las celdas FG3, fp3 y F4. La biomasa en la celda FG2 aumentó ligeramente con respecto al año anterior (sobre un 16%), a pesar de que se estimó una pérdida de cobertura vegetal en la misma de un 20%. Este incremento de biomasa se debió al crecimiento de la enea, que alcanzó su valor máximo de biomasa aérea en este estudio, 1.9 Kg ms m⁻² vegetado.

Después del cosechado y plantación de *Phragmites* spp. en fp2, esta celda no recuperó los valores altos de biomasa previos a su cosechado (Tabla 6-7). En cambio, la biomasa vegetal en las celdas FG3 y fp3 continuó incrementado durante los dos últimos años (Tabla 6-7), principalmente debido a un importante desarrollo de los individuos de *Phragmites* spp. El peso seco del carrizo fue superior al de la enea, y de ahí esa gran diferencia con respecto a los valores conseguidos en FG1, en FG2 y en fp1 en octubre del 2009 y con coberturas vegetales estimadas del 100%. Como se ha comentado en un apartado anterior, el carrizo se desarrolló en matas aisladas unas de otras (*clumping habit*). Dichas matas crecieron en altura pero no llegaron a propagarse por las celdas. Por tanto, aunque la biomasa aérea de las matas fue elevada, no lo fue la cobertura vegetal que proyectaban sobre la totalidad de la lámina de agua. En FG3 y fp3, algunas matas de carrizo llegaron a alcanzar valores de biomasa aérea de 14 Kg ms m⁻². Estos valores son superiores al máximo (9.9 Kg ms m⁻²) recogido en una revisión sobre HA realizada por Vymazal & Kröpfelová (2005). Los valores

más comunes de máximos de biomasa aérea encontrados en poblaciones naturales están entre 1 y 3 Kg ms m⁻², dependiendo del estado trófico del sistema (Vymazal & Kröpfelová, 2010). Es posible que el fuerte crecimiento del carrizo experimentado durante la tercera estación de crecimiento, respondiera a un sistema radicular más desarrollado, permitiéndole un mayor crecimiento (Bixquert, 2013). No obstante, el carrizo solamente se desarrolló bien en estas dos celdas, coincidiendo con una menor profundidad de la lámina de agua y con una mejor calidad del agua. La regresión del carrizo en Europa ha sido relacionada con la inundación permanente y la eutrofización de las aguas (Brix, 1999; Fogli et al., 2002). Los resultados obtenidos por Zhao et al. (2013) mostraron que el crecimiento del carrizo estaba principalmente limitado por la variación del nivel del agua, más que por las cargas de nutrientes. En cuanto al lirio, el valor máximo medido de biomasa aérea fue de 2.6 Kg ms m⁻² (área vegetada). Aunque el lirio creció a una tasa más lenta que las otras especies vegetales, lo hizo a un ritmo constante y permaneció verde durante todo el año, proporcionando un alto valor estético al humedal, incluso durante los meses fríos.

Con respecto a la enea, ésta prácticamente desapareció de los HAFSTP a partir del tercer año, quedando matas bien desarrolladas en la celda FG2 y que acabaron por desaparecer en su mayoría al final de la cuarta estación de crecimiento (Tabla 6-7). Como ya se ha comentado en otras ocasiones, esta fuerte reducción de la biomasa de enea en los HAFSTP fue resultado principalmente de la depredación aviar ejercida sobre la misma.

La biomasa aérea presente en la celda F4 también incrementó durante la tercera estación de crecimiento, alcanzando un valor de 0.7 Kg ms m⁻² para toda la celda (Tabla 6-7). El carrizo también se desarrolló con éxito en la zona de salida de este humedal. Sin embargo, en el cuarto año se produjo una importante reducción de la biomasa vegetal (y como se ha comentado, de la cobertura vegetal) (Tabla 6-7).

En todas las celdas se experimentó un incremento de la biomasa aérea a lo largo de los años, hasta que o bien fueron cosechadas o bien fueron afectadas por el consumo herbívoro. Comín et al. (2001) también observó un incremento progresivo de la biomasa aérea con el envejecimiento del humedal desde un máximo de 0.5 Kg ms m⁻² en el primer año hasta 1.4 Kg ms m⁻² en los humedales de seis años de antigüedad.

Los diversos procesos de secado de los humedales, destinados a favorecer el crecimiento y la expansión de los individuos de carrizo plantados en las celdas cosechadas no tuvieron el éxito deseado. Sí mejoró el desarrollo de los individuos plantados o invasores, alcanzando los valores máximos de biomasa comentados, pero no favoreció su expansión. Por tanto, esta medida de gestión no obtuvo los resultados perseguidos.

Los valores de biomasa aérea estimados en los HAFSTP para las tres especies vegetales, están dentro del rango de valores recogidos en la bibliografía (Tanner, 1996; Ciria et al.,

2005; Kadlec & Wallace, 2009) y son del orden de los medidos en sistemas acuáticos con concentraciones de nutrientes similares a las de los HAFSTP (Pratt et al., 1980; Comín et al., 1997; Coveney et al., 2002; Kadlec, 2006; Moreno et al., 2007; Li et al., 2008; Tang et al., 2009; Zhao et al., 2013). Como es lógico, los valores de biomasa aérea medidos en los HAFSTP mejoran si solamente se tiene en cuenta el área vegetada (Tabla 6-7).

6.3.3 Nutrientes en las plantas.

Las concentraciones de N y P medidas en las muestras recogidas durante la primera estación de crecimiento, aparecen representadas en la (Figura 6-18). En ella se puede ver como la concentración de N, a excepción del mes de mayo, fue incrementando desde el inicio (abril) hasta el final de la época de crecimiento (octubre). Por el contrario, la concentración de P en los tejidos de la parte aérea de la vegetación, disminuyó a lo largo de la estación de crecimiento, de acuerdo con otros autores (Pratt et al., 1980; Vymazal & Kröpfelová, 2008; Kadlec & Wallace, 2009). Por tanto, la concentración de P sigue el patrón esperado para plantas perennes, donde hay un máximo en los tejidos aéreos a mitad de la estación de crecimiento seguido por una translocación a los tejidos subterráneos al final de la misma (Gottschal et al., 2007). No obstante, como se quiere estimar el P retenido en la biomasa aérea al final de cada época de crecimiento, se toman los datos obtenidos en el mes de octubre.

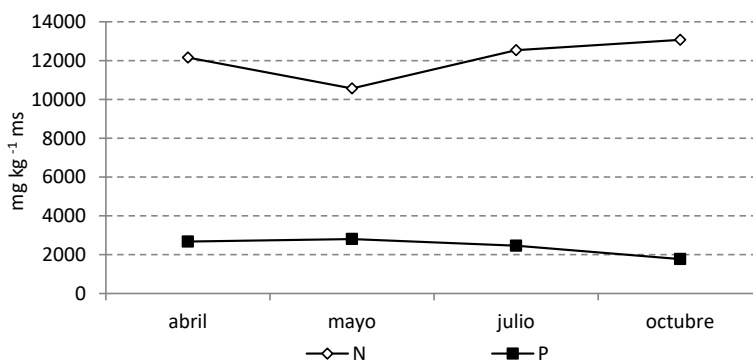


Figura 6-18: Concentraciones de N y P medidas en las eneas recogidas durante la primera estación de crecimiento.

En la Tabla 6-8 se recogen las concentraciones de N y de P medidas en las plantas al final de la estación de crecimiento y por tanto, éstas son las que se han elegido para los posteriores cálculos de acumulación de nutrientes en las plantas. Los datos referidos al lirio y al carrizo han sido previamente publicados por Bixquert (2013). En general, las concentraciones más altas de nutrientes en los tejidos vegetales se midieron en el primer año, salvo alguna excepción incluyendo el carrizo de rebrote. Un ensayo de cosechado múltiple llevado a cabo con el lirio amarillo en los HAFSTP, mostró una mejoría en la eliminación de nutrientes

debido al aumento de la concentración de nutrientes en los tejidos del rebrote (Hernández-Crespo et al., 2015).

Tabla 6-8: Concentración de nitrógeno (NKT) y de fósforo total en los tejidos vegetales de la biomasa aérea.

Tipo de planta y edad	Concentración nitrógeno (mg N kg ⁻¹ ms)	Concentración fósforo (mg P kg ⁻¹ ms)
Enea de 1 año	13070	1772
Enea de 2 años	10010	1949
Lirio de 1 año	11764	2155
Lirio de 2 años	8515	1723
Lirio de 3 años	9301	1199
Carrizo de rebrote	22780	2292
Carrizo de 1 año	11801	1312
Carrizo de 3 años*	12332	1236
Carrizo de 3 años**	10905	1152

*En celda FG2

**En celda FG3

Los valores obtenidos en este estudio se encuentran dentro del rango de los valores descritos en la bibliografía para humedales que tratan aguas con baja concentración de nutrientes (Tabla 6-9). En poblaciones naturales, el contenido de N en la biomasa aérea de carrizo oscila entre 10.5 y 27.0 g N kg⁻¹ ms y de P entre 0.9 y 2.8 g P kg⁻¹ ms (Vymazal & Kröpfelová, 2010), valores similares a los medidos en los HAFSTP. En HA depurando aguas residuales, Tanner (1996) midió una concentración de N en los tejidos de la biomasa aérea de *Phragmites australis* mayor (~ 30 mg N g⁻¹ ms) que la medida en los HAFSTP, mientras que la concentración de P fue similar (~ 2 mg P g⁻¹ ms). Arroyo et al. (2013) midió concentraciones de 33.3 g N Kg⁻¹ ms y de 9.5 g N Kg⁻¹ ms y de 6.9 g P Kg⁻¹ ms y 2.2 g P Kg⁻¹ ms, en *T. latifolia* y *I. Pseudacorus*, respectivamente.

Tabla 6-9: Valores descritos en la bibliografía para humedales que tratan aguas con baja concentración de nutrientes.

Referencia	Concentración medida	Planta
Kadlec (2006)	1332-2200 mg P kg ⁻¹ ms	Enea entre otras
Kadlec & Wallace (2009)	895 y 2000 mg P kg ⁻¹ ms	Enea
Li et al. (2008)	~ 15000 mg N kg ⁻¹ ms / ~ 4000 mg P kg ⁻¹ ms	Enea
Lu et al. (2009a)	900-1200 mg P kg ⁻¹ ms	Carrizo

El contenido de nutrientes en los tejidos vegetales refleja la concentración de nutrientes en el agua (Davis, 1990). Por tanto, las bajas concentraciones de N y P en los influentes de los HAFSTP, comparadas con las concentraciones de las aguas residuales urbanas, podrían explicar las bajas concentraciones encontradas en el presente estudio. Zhao et al. (2013) estudió el crecimiento y la acumulación de nutrientes del *Phragmites australis* en un lago eutrofizado y encontró concentraciones de N y P inferiores en las zonas poco contaminadas (14.9 g N Kg⁻¹ ms y 2.0 g P Kg⁻¹ ms) con respecto a zonas de peor calidad del agua (31.1 g N Kg⁻¹ ms y 3.2 g P Kg⁻¹ ms).

A partir de las concentraciones de P y N medidas en los tejidos vegetales, se estimó la cantidad de nutrientes almacenada en la biomasa aérea viva al final de cada estación de crecimiento. Los porcentajes estimados de N (1-2%) y de P (0.1-0.2%) en la biomasa seca, están en el rango de valores encontrados en la literatura. Kadlec & Wallace (2009) citan valores entre 0.9-2.6% para N y entre 0.14-0.30% para P en la vegetación emergente y Boyd (1970) un valor de 1.37% para N y 0.21% para P en la *Typha* spp. Kadlec & Knight (1996) recogen un rango entre 0.08-0.63% de P para 35 especies de humedales.

Como cabría esperar, generalmente la evolución espacial y temporal del contenido de nutrientes en la biomasa aérea siguió el mismo patrón que el comentado anteriormente para la biomasa aérea seca (Tabla 6-10 y Tabla 6-11). El máximo contenido de N y de P en las plantas por unidad de superficie (39 g N m⁻² y 5 g P m⁻²) se alcanzó en la celda fp3 en octubre del 2012, coincidiendo con un mayor desarrollo del carrizo allí presente.

Los valores obtenidos en cuanto a contenido de N en este estudio (Tabla 6-10) fueron inferiores al rango de valores típicos (100-300 g N m⁻²) descritos en Kadlec & Wallace (2009) y al valor descrito por Boyd (1970) de 263 g N m⁻² para la enea. En cambio, los valores son próximos al obtenido por Coveney et al. (2002) (31 g N m⁻²), por Braskerud (2002b) para *Typha latifolia* (12 g N m⁻²) y a los citados en Mitsch & Gosselink (2000) (3-29 g N m⁻²). Así pues, el contenido bajo de N en las plantas con respecto al rango de valores típicos, responde a una baja concentración de N en los tejidos y a la baja cobertura vegetal en las celdas de tratamiento. Lógicamente, si solamente se considera el área vegetada, este valor aumenta considerablemente (Tabla 6-10). Además, en este caso solamente se considera la biomasa aérea, con lo que la acumulación de nutrientes en las plantas se incrementará considerablemente al estimarse el contenido presente en la parte subterránea.

Tabla 6-10: Contenido de N en la biomasa aérea viva teniendo en cuenta solamente el área vegetada o el área total de la celda.

	Área vegetada (g N m ⁻²)				Celda completa (g N m ⁻²)			
	2009	2010	2011	2012	2009	2010	2011	2012
FG1	10.46	1.00	12.07	34.75	10.46	0.05	0.30	0.87
FG2	16.73	14.51	14.56	14.51	16.73	11.61	6.53	1.45
FG3	1.31	16.89	21.65	53.34	0.26	5.07	7.58	13.34
FG	12.81	14.66	17.40	41.41	9.21	6.12	5.18	5.47
fp1	19.21	1.00	12.07	34.75	19.21	0.05	0.60	1.74
fp2	3.92	14.51	14.35	33.57	3.92	12.33	1.43	3.36
fp3	1.30	15.89	20.54	65.36	0.52	9.53	11.30	39.21
fp	8.29	14.81	19.34	60.19	6.29	8.20	5.21	17.43
F4	1.31	15.89	21.64	16.02	0.33	4.77	6.49	2.40

Los valores obtenidos para el P (Tabla 6-11) también fueron inferiores a los valores encontrados en Kadlec & Wallace (2009) y al valor descrito por Boyd (1970) de 40 g P m⁻² para la enea. En cambio, sí son similares a los valores publicados por Wu et al. (2013) en humedales destinados a depurar el agua de un río contaminado (0.46-2.13 g P m⁻²), a los

valores encontrados en Kadlec (2006) en humedales con concentraciones de P de bajas a moderadas ($0.3\text{-}15\text{ g P m}^{-2}$) y a los medidos por Coveney et al. (2002) tratando aguas eutrofizadas (2.81 g P m^{-2}). Además, si al igual que en el caso del N, solo se considera la superficie vegetada de los humedales, estos valores aumentan considerablemente.

Tabla 6-11: Contenido de P en la biomasa aérea viva teniendo en cuenta solamente el área vegetada o el área total de la celda.

	Área vegetada (g P m^{-2})				Celda completa (g P m^{-2})			
	2009	2010	2011	2012	2009	2010	2011	2012
FG1	1.42	0.19	1.21	3.86	1.42	0.01	0.03	0.10
FG2	2.27	2.82	2.82	2.82	2.27	2.26	1.27	0.28
FG3	0.18	3.29	3.42	5.78	0.04	0.99	1.20	1.45
FG	1.74	2.85	3.03	4.85	1.25	1.19	0.90	0.64
fp1	2.60	0.19	1.21	3.86	2.60	0.01	0.06	0.19
fp2	0.53	2.82	1.44	3.73	0.53	2.40	0.14	0.34
fp3	1.17	3.09	2.85	7.76	0.07	1.86	1.57	4.66
fp	1.12	2.88	2.59	7.11	0.85	1.60	0.70	2.06
F4	0.18	3.09	3.42	1.84	0.04	0.93	1.03	0.28

6.4 VARIABLES MEDIDAS *IN SITU*.

6.4.1 Temperatura.

Dado la influencia de la temperatura sobre la eliminación de contaminantes por el humedal, es importante llevar a cabo su seguimiento, ya que ésta podría explicar la aparición de patrones estacionales en la eficiencia de eliminación de determinados contaminantes por el humedal. Algunos estudios han mostrado variaciones estacionales en las eficiencias de eliminación de nutrientes, siendo estas últimas normalmente más bajas en las estaciones más frías (Jing & Lin, 2004; Dunne et al., 2005; Akratos & Tsihrintzis, 2007; Jia et al., 2014).

Como cabría esperar, las temperaturas medidas en la columna de agua reflejaron el clima del área de estudio. La temperatura media en el BP fue de $19.7 \pm 6.9^\circ\text{C}$. Los valores oscilaron estacionalmente desde un valor mínimo de 6.0°C (enero 2010) hasta un valor máximo de 30.7°C (julio 2010). Para el agua de entrada desde el PC, la temperatura media fue de $19.3 \pm 7.0^\circ\text{C}$, con un valor mínimo de 5.6°C (enero 2010) y un valor máximo de 30.9°C (julio 2009). No existieron diferencias significativas entre los valores medidos en las dos entradas ($p > 0.05$).

La temperatura media observada a la salida del efluente FG fue de $17.5 \pm 7.3^\circ\text{C}$, con un valor mínimo de 3.7°C (enero 2011) y un valor máximo de 30.7°C (abril 2009). Las bajas temperaturas alcanzadas en invierno podrían haber afectado a procesos biológicos sensibles a la temperatura como por ejemplo, a la desnitrificación, la cual es limitada a temperaturas inferiores a 15°C (Kuschik et al., 2003) o a la nitrificación (Jin & Lin, 2004). Las temperaturas medidas en el influente y en el efluente de FG siguieron un claro patrón estacional (Figura 6-19), fueron estadísticamente diferentes entre sí ($p < 0.05$) y la temperatura medida a la salida fue en promedio 2.2°C inferior a la medida en el influente por el BP. Esta disminución de la temperatura, puede afectar a las velocidades de los procesos mediados por microorganismos y por tanto, es importante tenerlo en cuenta a la hora de diseñar nuevos HA con características similares a FG.

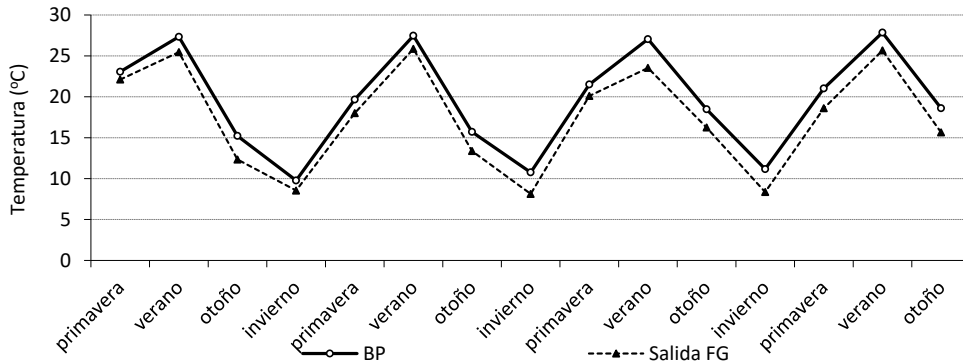


Figura 6-19: Promedio de la temperatura medida en cada estación del año desde abril del 2009 hasta octubre del 2012 en el BP y en el efluente de FG.

La temperatura promedio en el efluente de fp fue de $17.3 \pm 7.3^\circ\text{C}$, con un valor mínimo de 3.5°C (enero 2011) y un valor máximo de 28.4°C (julio 2011), siendo estadísticamente inferiores a las del influente del humedal ($p < 0.01$). En el humedal F4, la temperatura media en el efluente fue de $16.6 \pm 6.8^\circ\text{C}$, con valores oscilando desde los 3.0°C (enero 2010) hasta los 28.1°C (julio 2011), siendo también inferiores a las del PC y a las del influente del humedal (después de atravesar el CI) ($p < 0.01$).

Sólo se han representado gráficamente las temperaturas de entrada y de salida del humedal FG porque para el humedal fp y F4 las gráficas son prácticamente las mismas. Además, no existieron diferencias estadísticas entre las temperaturas medidas en los efluentes de los distintos humedales ($p > 0.05$).

6.4.2 Oxígeno disuelto.

La concentración promedio de OD en el BP fue de $7.30 \pm 3.29 \text{ mg L}^{-1}$, con valores oscilando estacionalmente entre los 0.34 - 19.07 mg L^{-1} . Mientras que en el PC, la concentración promedio de OD fue de $6.65 \pm 2.90 \text{ mg L}^{-1}$, con valores oscilando estacionalmente entre los 0.49 - 14.00 mg L^{-1} . Además, no existieron diferencias significativas entre los dos influentes ($p > 0.05$).

En término medio, la concentración de oxígeno en el BP y en el PC disminuyó al circular a lo largo de los tres HAFSTP, con excepción de las celdas FG1 y fp1. En el humedal FG, la concentración medida a la salida de FG1 fue estadísticamente superior a la del BP y a la de los efluentes de FG2 y FG3 ($p < 0.01$). A su vez, la concentración medida en el efluente de FG2 fue estadísticamente superior a la medida en el efluente de FG3 ($p < 0.01$), cuya concentración promedio fue de $3.71 \pm 3.39 \text{ mg L}^{-1}$.

Los valores de OD en el efluente de FG1 y FG3 medidos durante la puesta en marcha del humedal, y que son superiores a la concentración de saturación (Figura 6-20), podrían

relacionarse con la elevada producción de oxígeno tanto por las algas (todavía había poca cobertura vegetal) como por la vegetación emergente que se estaba desarrollando rápidamente en el humedal. Además, después del cosechado de FG1, en ésta se desarrolló una importante población de algas, principalmente filamentosas (*Enteromorpha* spp. y *Cladophora* spp.). La alta actividad fotosintética en FG1 durante el día, desencadenó en elevadas concentraciones de OD en su efluente (sobre todo en otoño y en invierno), estando en numerosas ocasiones por encima de la concentración de saturación (hasta el 262%) (Figura 6-20). Por tanto, esta celda actuó como fuente de oxígeno durante el día, el cual fue aprovechado en las celdas siguientes (FG2 y FG3).

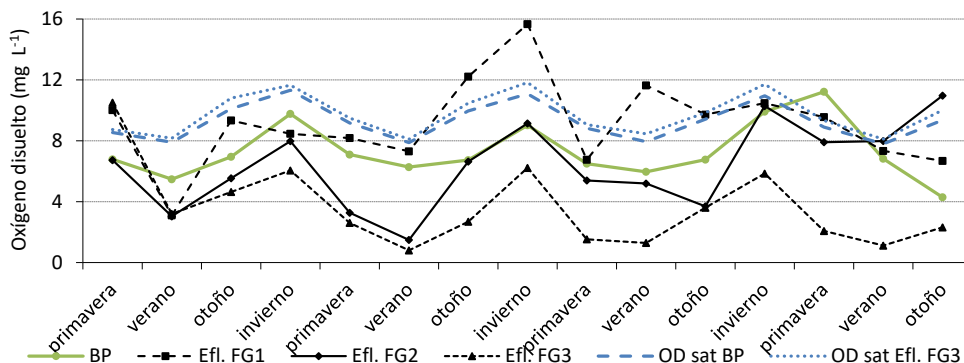


Figura 6-20: Promedio de la concentración de OD medida en cada estación del año desde abril del 2009 hasta octubre del 2012 en el BP y en los efluentes de las celdas FG1, FG2 y FG3. Además, el promedio de la concentración de saturación del OD en el agua del BP y del efluente de FG3.

La concentración promedio de OD en el influente de fp fue 6.95 ± 3.14 mg L⁻¹, con valores oscilando estacionalmente entre los 0.34-19.07 mg L⁻¹ y la concentración en el efluente fue de 5.9 ± 3.76 mg L⁻¹. La celda fp1 se comportó de manera análoga a la celda FG1 (Figura 6-21).

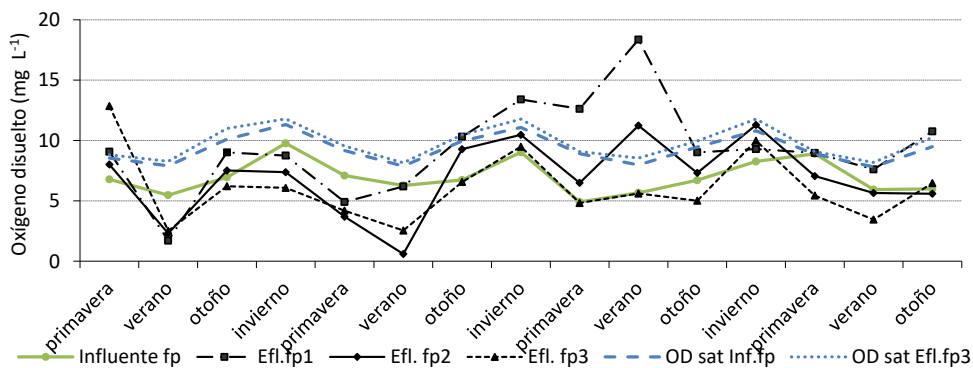


Figura 6-21: Promedio de la concentración de OD medida en cada estación del año desde abril del 2009 hasta octubre del 2012 en el influente de fp y en los efluentes de las celdas fp1, fp2 y fp3. Además, el promedio de la concentración de saturación del OD en el agua del influente de fp y del efluente de fp3.

La concentración de oxígeno promedio en el efluente del humedal F4 fue de $4.81 \pm 3.53 \text{ mg L}^{-1}$. Durante la puesta en marcha del sistema el humedal también actuó como fuente de oxígeno (Figura 6-22).

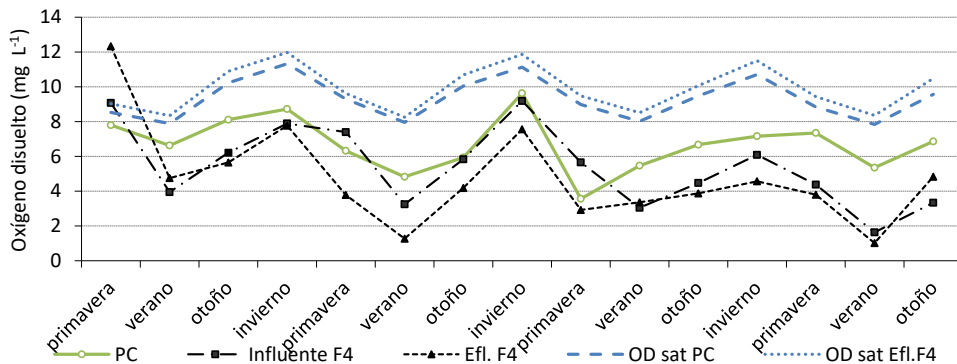


Figura 6-22: Promedio de la concentración de OD medida en cada estación del año desde abril del 2009 hasta octubre del 2012 en el PC, en el influente y en el efluente de F4. Además, el promedio de la concentración de saturación del OD en el agua del PC y del efluente de F4.

En los tres HAFSTP, las concentraciones más altas se dieron, generalmente, en los meses más fríos y las más bajas en los meses más cálidos, llegándose a alcanzar valores inferiores a 0.5 mg L^{-1} en verano (Figura 6-20; Figura 6-21; Figura 6-22)¹⁴. Por tanto, las concentraciones de OD oscilaron inversamente a la temperatura. Esto podría responder principalmente a dos razones. Por una parte, la solubilidad del oxígeno en el agua es dependiente de la temperatura, siendo ésta mayor a más bajas temperaturas (Kadlec & Reddy, 2001). Como consecuencia, el OD tiende a incrementar en los periodos fríos y a disminuir en los periodos cálidos. Por otra parte, normalmente hay una mayor demanda biológica de oxígeno (tanto carbonosa como nitrosa) en verano (temperaturas más elevadas) contribuyendo a la reducción del OD en la columna de agua durante esta estación.

La disminución de la concentración de oxígeno disuelto a lo largo de los humedales resulta principalmente del consumo del mismo para los procesos de degradación de la materia orgánica y para la nitrificación. Además, se observó una disminución con el tiempo de la concentración de OD medida en el efluente de FG, lo cual se ha relacionado con la acumulación de materia orgánica en el humedal y por tanto, con la maduración del mismo, de acuerdo con las observaciones realizadas por Mitsch et al. (2012).

¹⁴ Las concentraciones de OD medidas en los distintos efluentes fueron significativamente mayores en la estación de invierno y principios de la de primavera (de acuerdo con las más bajas temperaturas y la mayor producción de OD desde FG1) y significativamente menores en la estación verano ($p < 0.05$).

6.4.3 pH

Los valores de pH en las dos entradas muestran que son aguas ligeramente alcalinas, con valores promedio de 7.82 ± 0.32 en el BP y de 7.77 ± 0.31 en el PC. Nunca se midieron valores inferiores a 7 en las entradas. Los valores máximos medidos fueron de 8.92 en BP y 8.79 en PC.

En los tres humedales, los valores medidos de pH siguieron la tendencia del OD, es decir, valores más bajos en los meses más cálidos y más altos en los meses más fríos (Figura 6-23, Figura 6-24, Figura 6-25). Esta disminución del pH en los meses más cálidos podría responder a una mayor tasa de degradación de la materia orgánica en el humedal debido a las altas temperaturas y por tanto, una mayor producción de CO_2 que provocaría la disminución del pH en el agua.

En cuanto al humedal FG, los valores más altos de pH (llegando a ser superiores a los del BP) se midieron en el efluente de FG1 (Figura 6-23), coincidiendo a su vez con picos de OD, y fueron resultado de una elevada actividad fotosintética en esta celda, lo que conlleva un elevado consumo de CO_2 desde la columna de agua y un aumento del pH en la misma. No obstante, a excepción de esta celda, hay una disminución del pH desde el influente hasta el efluente del humedal, siendo en este último significativamente inferior al medido en los restantes puntos ($p < 0.01$). Esta disminución del pH puede responder a un aumento de la concentración de CO_2 en el agua, resultado de los procesos de descomposición, y al consumo de alcalinidad en el proceso de nitrificación. Los valores de pH en el efluente del humedal oscilaron entre 6.91 y 7.42, con un valor medio de 7.42 ± 0.31 .

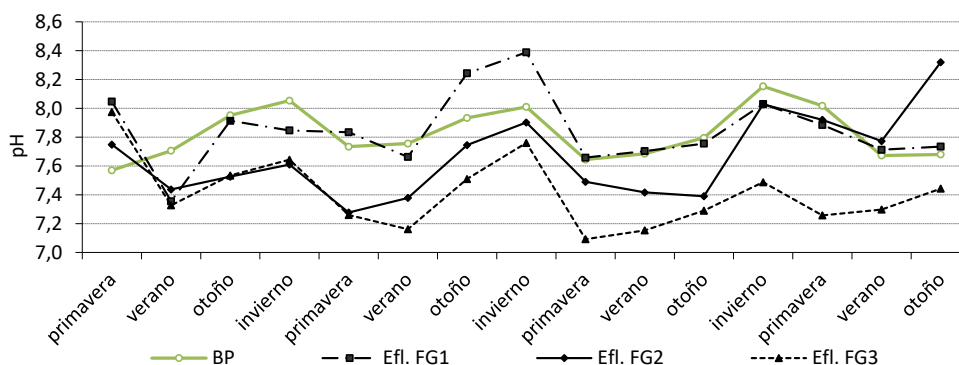


Figura 6-23: Promedio de los valores de pH medidos en cada estación del año desde abril del 2009 hasta octubre del 2012 en el BP y en los efluentes de las celdas FG1, FG2 y FG3.

El mismo comportamiento que en FG se observó en fp (Figura 6-24). En este caso, los valores del efluente oscilaron entre 6.94 y 8.33, con un valor promedio de 7.59 ± 0.31 .

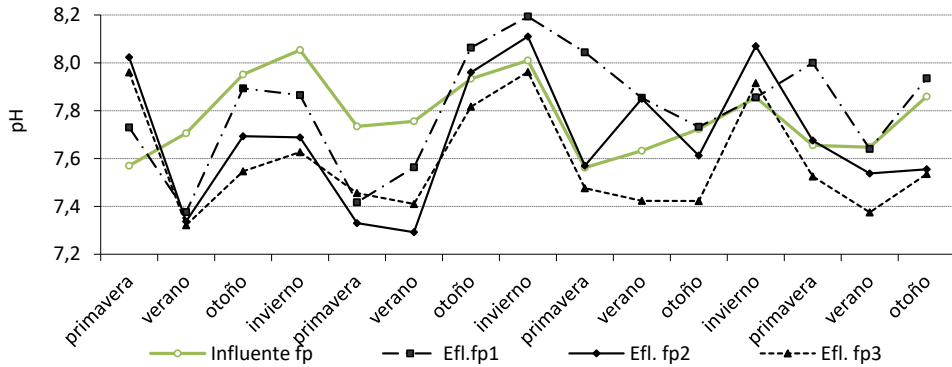


Figura 6-24: Promedio de los valores de pH medidos en cada estación del año desde abril del 2009 hasta octubre del 2012 en el influente de fp y en los efluentes de las celdas fp1, fp2 y fp3.

El comportamiento del pH en el humedal F4 fue análogo al de los humedales anteriores (Figura 6-25). El valor mínimo medido en el efluente fue 6.93 y el valor máximo 9.22. Durante la primavera del 2009, los valores de pH oscilaron entre 8.09 y 9.22, resultado de una elevada actividad fotosintética en esta celda y coincidiendo con elevadas concentraciones en el efluente de OD ($9.80-16.91 \text{ mg L}^{-1}$) y de Cl α ($68-103 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$). El valor promedio de pH en el efluente fue de 7.54 ± 0.37 .

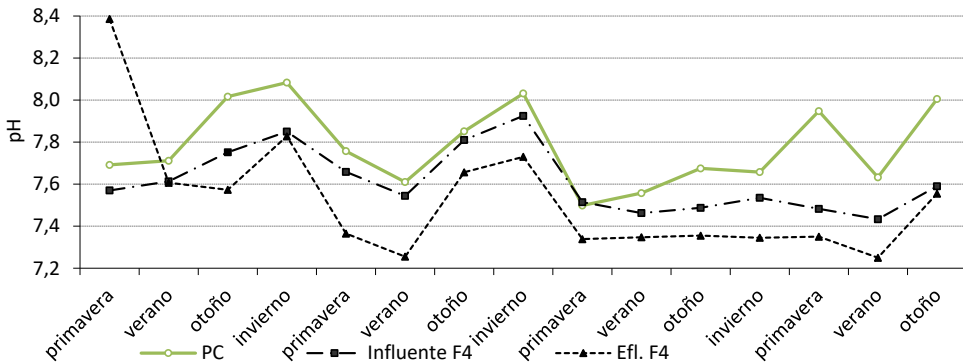


Figura 6-25: Promedio de los valores de pH medidos en cada estación del año desde abril del 2009 hasta octubre del 2012 en el PC y en el influente y efluente del humedal F4.

6.4.4 Conductividad eléctrica.

El lago AV es un lago oligohalino, cuya salinidad presenta un ciclo anual asociado con la gestión del lago destinada a satisfacer las necesidades del cultivo del arroz. Hay dos periodos de baja conductividad, los cuales se corresponden con la apertura de las golgas para que el agua fluya hacia el mar (Vicente & Miracle, 1992). Estos periodos suelen ser entre marzo-abril y en septiembre, cuando se vacían los campos de arroz. En verano e invierno las conductividades suelen ser más elevadas ya que las golgas se encuentran cerradas para retener el agua en la laguna y por tanto, la tasa de renovación de la misma es muy baja.

Otros factores que influyen en la salinidad de sus aguas son: los aportes hídricos al lago, incluyendo las precipitaciones y la evaporación. Desde mayo hasta agosto, las aportaciones al lago son prácticamente inexistentes y se produce un incremento de la conductividad en el lago de hasta el doble de la existente en invierno. Por el contrario, durante la época de lluvias torrenciales y crecidas en el Barranco del Poyo, las aportaciones pueden ser muy elevadas y los descensos de conductividad más acusados (Soria et al., 2005).

En este estudio, la conductividad media medida en el BP para todo el periodo de estudio fue de $1788 \pm 499 \mu\text{S cm}^{-1}$, y los valores oscilaron entre los 700 y $3250 \mu\text{S cm}^{-1}$. La conductividad en el PC fue similar, con un valor promedio de $1795 \pm 441 \mu\text{S cm}^{-1}$, y valores oscilando en el rango de $1073\text{-}3570 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Figura 6-26). No hubo diferencias estadísticas entre los dos influentes ($p > 0.05$).

De la Figura 6-26 se destaca la disminución de la conductividad registrada en otoño del 2009 y que se mantuvo más o menos constante (entre 1500 y $2000 \mu\text{S cm}^{-1}$) hasta verano del 2012, con los valores más altos en primavera y en verano. Ese periodo coincidió con dos años inusualmente húmedos en el área de estudio, especialmente en el 2010. En el verano del 2012, coincidiendo con un periodo bastante seco, la conductividad en ambas entradas superó los $2500 \mu\text{S cm}^{-1}$. No obstante, en el otoño siguiente la conductividad disminuyó hasta valores de $1200\text{-}1700 \mu\text{S cm}^{-1}$.

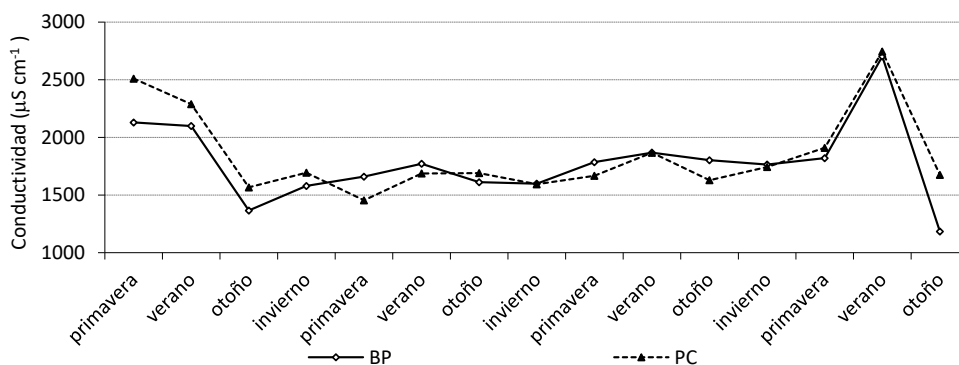


Figura 6-26: Promedio de la conductividad medida en cada estación del año desde abril del 2009 hasta octubre del 2012 en el BP y en el PC.

Las concentraciones de sales en los dos influentes oscilaron entre 0.1 y 1.6 g L^{-1} , valores propios de aguas oligohalinas. Estos valores de salinidad son tolerables para la vegetación plantada en los HA. Plantas como la enea y el carrizo son tolerantes a un amplio rango de salinidad (Kadlec & Wallace, 2009). Por ejemplo, los niveles de salinidad máximos tolerados por el carrizo varían entre 5% y 65% (Engloner, 2009).

En el efluente de FG (Figura 6-27), el promedio de conductividad fue de $1991 \pm 693 \mu\text{S cm}^{-1}$, lo que supone un incremento de $203 \mu\text{S cm}^{-1}$ con respecto al valor medio del BP ($p < 0.01$), por tanto, el humedal saliniza las aguas. Los valores medidos durante todo el periodo de estudio oscilaron entre 903 y $4230 \mu\text{S cm}^{-1}$ para la conductividad y entre 0.1 y 2.2 g L^{-1} para la salinidad, siendo el promedio de 0.8 g L^{-1} . Estos valores tampoco suponen una limitación para el desarrollo de la vegetación que se encuentra en el interior del humedal.

Como es lógico, los valores de conductividad en el efluente de FG dependieron de la temperatura ($r = 0.486$, $p < 0.01$), de la evapotranspiración, de la CH aplicada, del TRH del sistema y de la presencia de precipitaciones. Las altas temperaturas producen una elevada evapotranspiración y por tanto, una mayor concentración de sales en el humedal. Además, la evapotranspiración también depende de otros factores entre los que destacan el área y volumen de agua en el humedal y la cobertura vegetal. En un estudio llevado a cabo en un lago de China, encontraron que cuando la cobertura vegetal del carrizo en el sistema fue del 100%, la evapotranspiración fue aproximadamente el doble que sin carrizo (Zhao et al., 2012a).

Durante la puesta en marcha del sistema de tratamiento, el caudal de agua de entrada al mismo fue en torno a $6\text{-}15 \text{ L s}^{-1}$, lo que supuso una carga hidráulica promedio de 7 m año^{-1} . Debido a este bajo volumen de tratamiento y a las temperaturas alcanzadas durante este periodo de tiempo, la conductividad a la salida del humedal se vio incrementada significativamente con respecto a la del BP (Figura 6-27). A partir de julio del 2009, con un incremento en el caudal de agua a tratar y del volumen almacenado, el incremento porcentual de la conductividad en el agua al circular por el humedal fue en promedio del 7%. En la Figura 6-27 destacan los incrementos de conductividad producidos tras la reinundación del humedal en abril del 2011 y en agosto del 2011 y que son el resultado del lavado de sales acumuladas durante el secado.

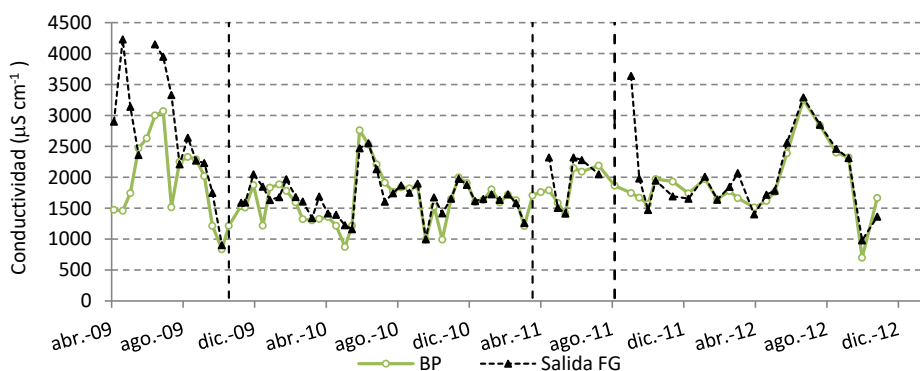


Figura 6-27: Evolución de la conductividad medida desde abril del 2009 hasta octubre del 2012 en el BP y en el efluente de FG. Las líneas verticales representan los periodos en los que se secó el humedal.

Vistos los resultados referidos a la conductividad del efluente del humedal FG, trabajar con CH de entre 25 y 58 m año⁻¹ y con profundidades medias de la lámina de agua de unos 20 cm, la conductividad del agua incrementaría en promedio solamente un 7%, lo que supone un valor medio de conductividad a la salida del humedal de unos 1900 $\mu\text{S cm}^{-1}$, valor que se encuentra dentro del rango de valores de conductividades medidas en el lago (Mondria, 2010) y que además, es considerado un nivel de conductividad aceptable (Soria et al., 2005).

La conductividad media medida a la salida del humedal fp fue de $1975 \pm 621 \mu\text{S cm}^{-1}$. Los valores oscilaron entre los 1050-4140 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Figura 6-28), con concentraciones de sal entre 0.3 y 2.1 g L^{-1} y un promedio de 0.8 g L^{-1} . La conductividad en el efluente fue estadísticamente superior a la del influente ($p < 0.01$). En este humedal, debido al menor volumen de agua almacenada, la concentración de sales fue mayor y por tanto, la diferencia de conductividades entre el influente y el efluente también lo fue. En este caso, obviando los valores de puesta en marcha del humedal, la conductividad a la salida del mismo incrementó en promedio un 10% con respecto a la conductividad del influente.

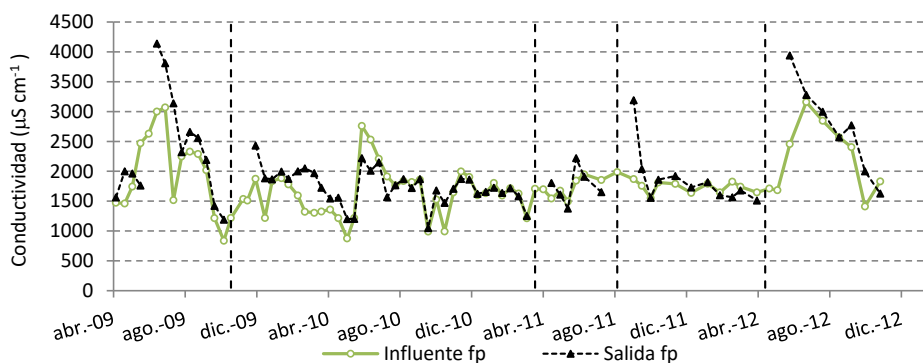


Figura 6-28: Evolución de la conductividad medida desde abril del 2009 hasta octubre del 2012 en el influente y en el efluente de fp. Las líneas verticales representan los periodos en los que se secó el humedal.

El efluente del humedal F4 presentó un conductividad media de $1839 \pm 421 \mu\text{S cm}^{-1}$, con valores desde 1170 hasta 3220 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Los valores de salinidad oscilaron entre 0.4 y 1.6 g L^{-1} , con un valor medio de 0.8 g L^{-1} . Las conductividades en el efluente fueron estadísticamente superiores a las medidas tanto en el influente de F4 como en el PC ($p < 0.05$). Los valores medidos en el PC y los medidos en el influente de F4 no fueron estadísticamente distintos ($P > 0.05$) (Figura 6-29). En promedio, en este humedal la conductividad solamente aumentó un 5% con respecto al PC y un 3% con respecto al valor medido en la entrada del humedal.

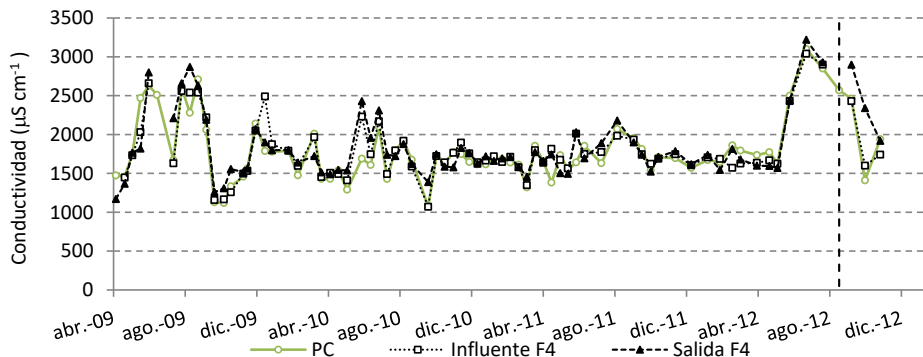


Figura 6-29: Evolución de la conductividad medida desde abril del 2009 hasta octubre del 2012 en el PC y en el influente y en el efluente de F4. La línea vertical representa el período en el que se secó el humedal.

El incremento de la salinidad de las aguas cuando son tratadas en los humedales artificiales puede ser un factor negativo a la hora de seleccionarlos como sistemas de depuración, debido al efecto que sobre las condiciones ambientales del agua receptora pueda tener este aumento de salinidad. No obstante, durante los casi cuatro años de estudio se ha podido constatar que con el caudal y el volumen de almacenamiento adecuados en el humedal, el incremento de conductividad no es preocupante ya que el agua del lago se sigue manteniendo en valores de conductividades aceptables. Por ejemplo, considerando el volumen tratado en el humedal FG durante los 43 meses de estudio y una conductividad promedio de este de unos $2000 \mu\text{S cm}^{-1}$, solamente provocaría un incremento de la conductividad del lago AV de aproximadamente un 2.2%. Además, este cálculo es conservacionista dado que se considera que el agua no es renovada durante todo el periodo de estudio, lo cual no es cierto. El número medio de renovaciones del lago AV en el periodo 1990/91-2009/10 fue de 13 renovaciones año⁻¹ (CHJ, 2014).

6.4.5 Variaciones diarias de temperatura, oxígeno disuelto y pH.

Los datos diarios de OD, temperatura y pH fueron recogidos a partir de otoño del 2011. En esos momentos la celda FG1 estaba prácticamente desprovista de vegetación emergente y la cobertura vegetal en FG2 había disminuido de manera significativa, lo cual favoreció el desarrollo de algas en dichas celdas.

Con respecto a la variación a escala diaria de la temperatura medida en los distintos puntos de muestreo de FG, se observa claramente como la temperatura en el BP osciló entre 2 y 3°C, alcanzándose el valor mínimo sobre las 6.00-7.00 a.m. y el valor máximo sobre las 15.00. El bajo rango de valores medidos muestra la alta inercia térmica del lago. EN cambio, dentro del humedal, las temperaturas oscilaron entre 3 y 11 °C diariamente, dependiendo de la celda y de la estación del año. Las oscilaciones más importantes se registraron en verano y en otoño (Figura 6-30).

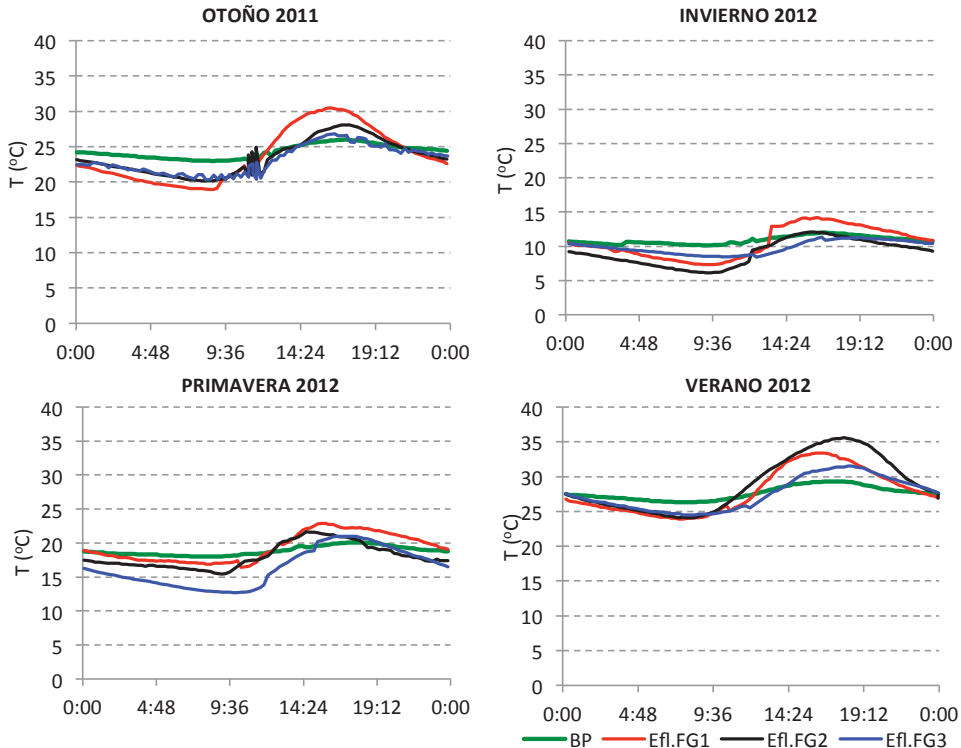


Figura 6-30: Valores de temperatura medidos cada 15 minutos en el BP y en los efluentes de FG1, FG2 y FG3.

En cuanto a la variación diaria del OD y del pH, en la Figura 6-31 se observa como en las cuatro estaciones del año se detectaron los picos de OD entre las 15:00 y las 18:00, coincidiendo también con picos de pH (y con la mayor actividad fotosintética en las celdas), mientras que los valores mínimos se detectaron en el amanecer o justo antes del mismo. Tadesse et al. (2004) también encontró los picos de fotosíntesis al principio de la tarde (porcentajes de saturación de hasta el 300% y pH en el rango entre 8.4 y 8.6). Whitney (1942) detectó los picos de OD justo o ligeramente después de oscurecer y el mínimo justo después del amanecer. Este autor observó un ligero desfase de tiempo con respecto al periodo de mayor actividad fotosintética.

En todas las estaciones, la amplitud de las oscilaciones observadas en el BP y en la celda FG3 fue inferior a la de las celdas FG1 y FG2 (Figura 6-31, Tabla 6-12). Además, esta amplitud fue en invierno inferior a la medida en las restantes estaciones, lo cual podría reflejar una menor actividad fotosintética y una limitación de los procesos de descomposición y nitrificación durante los meses más fríos. La amplitud de la oscilación, por ejemplo en otoño, en la celda FG1, muestra la alta actividad fotosintética en esta celda que operó como productora de OD durante el día. Además, el alto consumo de CO_2 para la fotosíntesis desencadenó en aumentos de pH (Figura 6-32a) hasta valores de 8.41. Durante la noche, el pH disminuyó

principalmente debido a la ausencia de fotosíntesis y a la respiración de todos los organismos allí presentes.

Tabla 6-12: Valores mínimos y máximos medidos de OD (mg L^{-1}) en cada una de las celdas y a escala diaria.

	BP	FG1	FG2	FG3
Otoño	3.43-6.46	1.00-20.00 ¹⁵	0.34 -10.35	1.09- 5.50
Invierno	7.58-12.09	10.21-17.96	8.93-17.44	5.00-8.99
Primavera	8.19-14.21	5.03-16.01	4.17-19.87	2.92-10.77
Verano	3.41-6.84	1.27-14.99	0.34-15.89	0.00-0.45

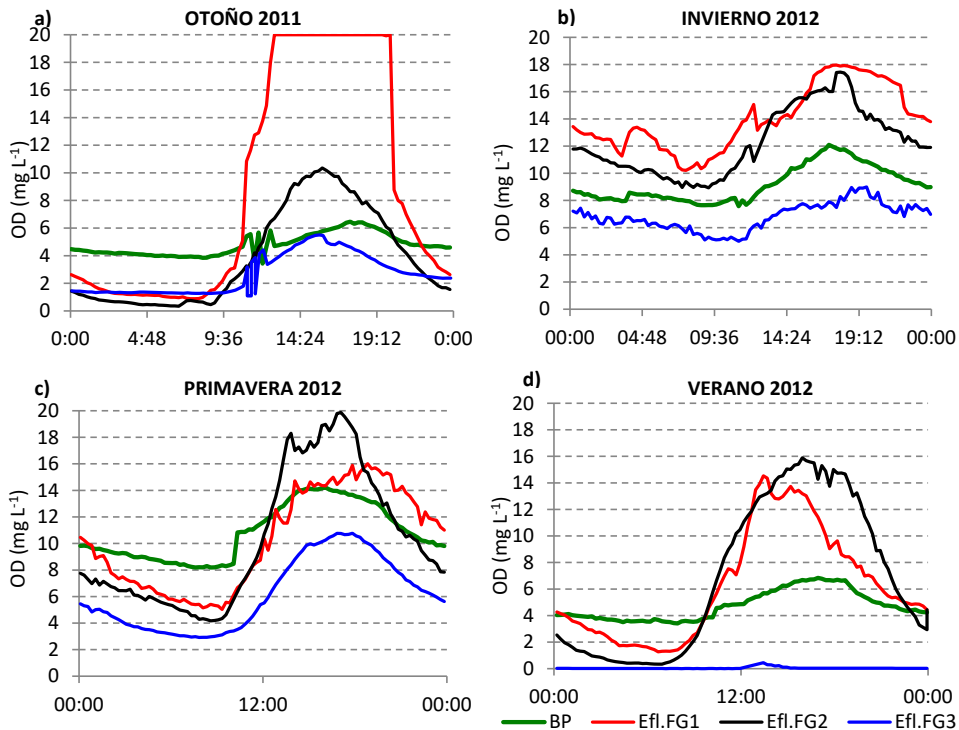


Figura 6-31: Valores de OD medidos cada 15 minutos en el BP y en los efluentes de FG1, FG2 y FG3.

En verano la concentración de OD en los efluentes de FG1 y FG2 llegó a alcanzar valores por debajo de los 2 mg L^{-1} , mientras que el efluente de FG3 se mantuvo en condiciones prácticamente anóxicas durante todo el ciclo diario (Figura 6-31d). El elevado consumo de OD en los procesos de descomposición (favorecidos por las elevadas temperaturas), la menor actividad fotosintética algal y la menor transferencia de OD desde la atmósfera debido a la elevada cobertura vegetal en la zona final de la celda, pudo desencadenar la persistencia de estas condiciones ambientales a lo largo de todo el día.

¹⁵ Valor máximo que puede registrar el sensor de medición.

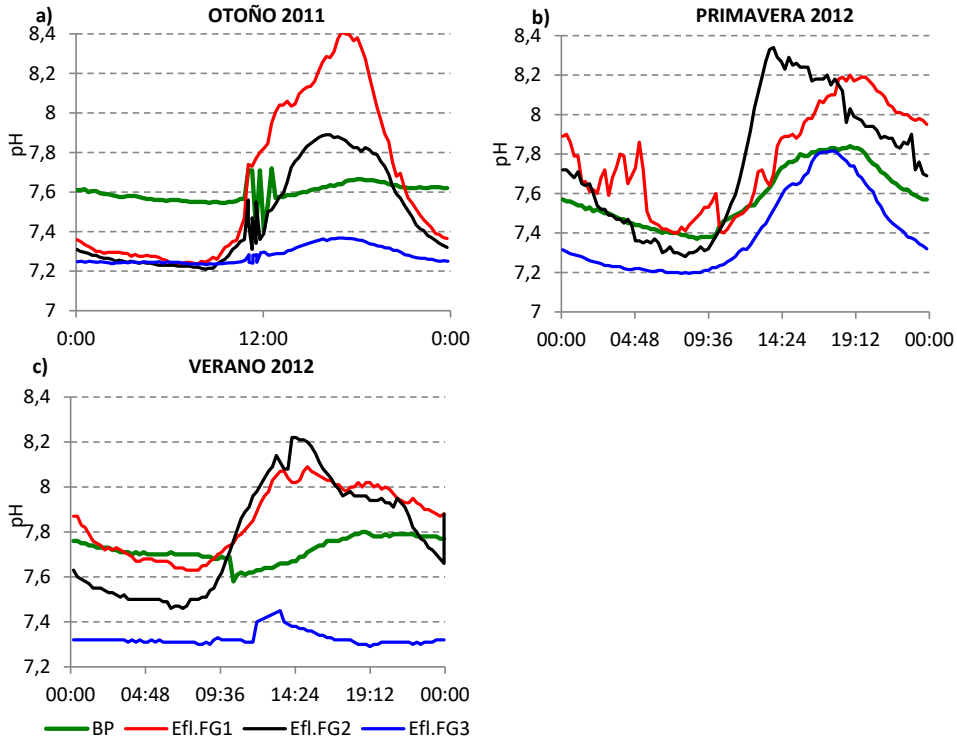


Figura 6-32: Valores de pH medidos cada 15 minutos en el BP y en los efluentes de FG1, FG2 y FG3. No hay datos de invierno del 2012.

Estas oscilaciones diarias de OD y de pH detectadas en las celdas de tratamiento podrían haber afectado a las eficiencias de eliminación de los nutrientes alcanzadas (Picot et al., 1993; Garcia et al., 2006). Las condiciones aeróbicas durante el día y anóxicas durante la noche, podrían haber favorecido los procesos secuenciales de nitrificación-desnitrificación. Durante el día, la elevada producción de OD pudo favorecer la aparición de procesos aeróbicos como la degradación de la materia orgánica por vía aeróbica y la nitrificación. En cambio, por la noche el nitrato producido podría haber sido reducido gracias a la aparición de condiciones anóxicas, adecuadas para el proceso de desnitrificación. Además, otros procesos no biológicos influidos por el OD, como por ejemplo la adsorción/desorción del fósforo en el suelo o la volatilización del amonio, pudieron haber sufrido también variaciones durante el día.

6.5 ELIMINACIÓN SÓLIDOS.

6.5.1 Caracterización de los sólidos suspendidos en el agua de entrada.

La concentración de SST en el agua de entrada desde el Barranco del Poyo (BP) osciló entre 11.87 y 84.93 mg L⁻¹, siendo el valor promedio de 39.79 mg L⁻¹ (n=80). La variabilidad encontrada fue elevada, con una desviación típica de 16.56 mg L⁻¹ (un 42% respecto al valor promedio). La concentración medida en el Puerto de Catarroja (PC) osciló entre 8.80 y 100.40 mg L⁻¹, siendo el valor promedio de 41.18 mg L⁻¹ (n=75). La variabilidad encontrada fue ligeramente superior a la del BP, con una desviación típica de 19.56 mg L⁻¹ (un 47% respecto al valor promedio).

La fracción más importante de los SST en las dos aguas fueron los sólidos suspendidos no volátiles (SSNV) (el 68% en BP y el 69% en PC). La concentración de sólidos suspendidos volátiles (SSV), componente minoritario de los SST (32% y 31%, respectivamente), osciló entre 1.60 y 30.80 mg L⁻¹, siendo el valor medio de 12.23 ± 5.46 mg L⁻¹, en el caso del BP y entre 2.40 y 46.00 mg L⁻¹, siendo el valor medio de 12.87 ± 8.78 mg L⁻¹, en el caso del PC. Los valores medidos en ambas aguas se encuentran en el rango de los registrados en la bibliografía para aguas naturales (Tabla 6-13).

Tabla 6-13: Concentración de SST de varias fuentes de agua que son tratadas con HA y el contenido orgánico de los mismos.

Tipo	SST (mg L ⁻¹)	% SSV	Referencia
Lago eutrofizado	76* (35-190)		Coveney et al. (2002)
Lago eutrofizado	20-70		Dunne et al. (2012)
Agua eutrofizado	100.01		Hu et al. (2008)
Rio	78.1 y 102.1		Hey et al. (1994)
Rio	141		Huang et al. (2007)
Lago	27	60	Kadlec & Wallace (2009)
Lago	25	44	Kadlec & Wallace (2009)
Rio eutrofizado	7.41 y 9.7		Zhao et al. (2012b)

* Mediana.

Para el BP, no existieron diferencias significativas entre las concentraciones medidas en los diferentes años de estudio y para el PC solamente entre las concentraciones de SSV medidas en el segundo y el cuarto año (Figura 6-33). La disminución de SSV en el PC durante el segundo y tercer año, coincide como se verá más adelante, con una disminución en la concentración de Cl *a*, coincidiendo con dos años singularmente húmedos (sobre todo el segundo). Además, no se han encontrado diferencias significativas entre las dos entradas, ni para el conjunto de datos obtenidos durante todo el periodo de estudio, ni en cada periodo anual de estudio (p>0.05).

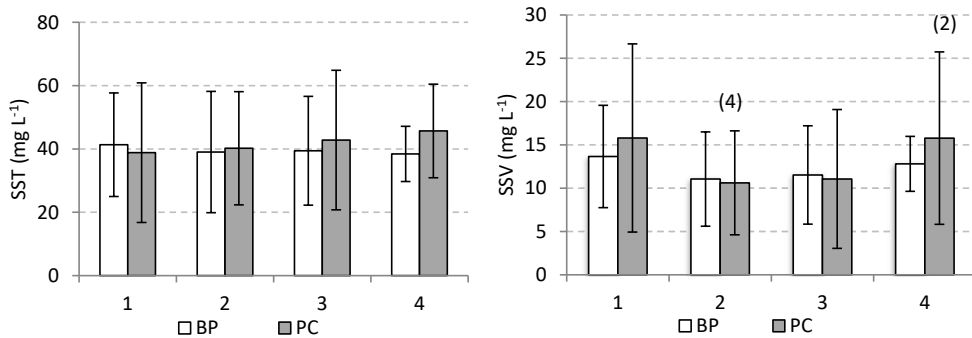


Figura 6-33: Concentración promedio y desviación estándar de SST y SSV en cada uno de los periodos anuales de estudio en el agua de entrada por el BP y por el PC. Diferencias significativas al nivel $p < 0.05$.

La alta variabilidad encontrada en los valores de SST y SSV medidos en el influente, durante todo el periodo de estudio, podría responder a la variedad de fuentes de SS que confluyen en el BP y en el PC. Éstas son:

- **El agua eutrofizada proveniente del lago AV.** La más importante en cuanto a volumen de agua tratada.
- **El agua procedente del vaciado de los campos de arroz** localizados aguas arriba del Tancat de la Pipa. Este agua discurre por una red de acequias que desembocan en el lago AV, encontrándose entre ellas el BP y el PC. La entrada de este agua es puntual.
- **El agua procedente de las precipitaciones y de la escorrentía urbana, agrícola e industrial** generada. Como se indicó en el apartado correspondiente al área de estudio, se trata de un área sujeta a las condiciones climáticas propias de un clima Mediterráneo, precipitaciones poco frecuentes y concentradas en las estaciones intermedias (primavera y otoño), donde pueden ocurrir lluvias de elevada intensidad y con un marcado poder erosivo. Por tanto, la escorrentía resultante podría aportar tanto los sólidos depositados en la cuenca durante los periodos secos como los generados por erosión. No obstante, también una dilución de la concentración de SST debe ser contemplada.

El carácter eutrófico del agua de entrada queda reflejado en la fuerte relación obtenida entre los valores de los SSV y los valores medidos de clorofila a (Cl a) en ese mismo agua ($r = 0.695$, $p < 0.01$ para el BP y $r = 0.700$, $p < 0.01$ para el PC) y de DQO particulada ($r = 0.587$, $p < 0.01$ para el BP y $r = 0.752$, $p < 0.01$ para el PC). Esta fuerte relación también se observa en la variación estacional de las concentraciones de SST y SSV medidas en los influentes (Figura 6-34). Para el BP las concentraciones fueron ligeramente superiores en primavera y en otoño, coincidiendo con la aparición de blooms fitoplanctónicos en el lago (MMA, 2004), y para el PC, lo fueron en verano y en otoño, presentando el mismo comportamiento que la Cl

a en este punto¹⁶. Las menores concentraciones fueron medidas en invierno, lo que podría responder a un menor crecimiento de la biomasa fitoplanctónica y a la inversión del flujo del agua que se produce en las acequias al final del invierno, de modo que las aguas que entran a los humedales tienen un menor carácter eutrófico y un mayor carácter agrícola.

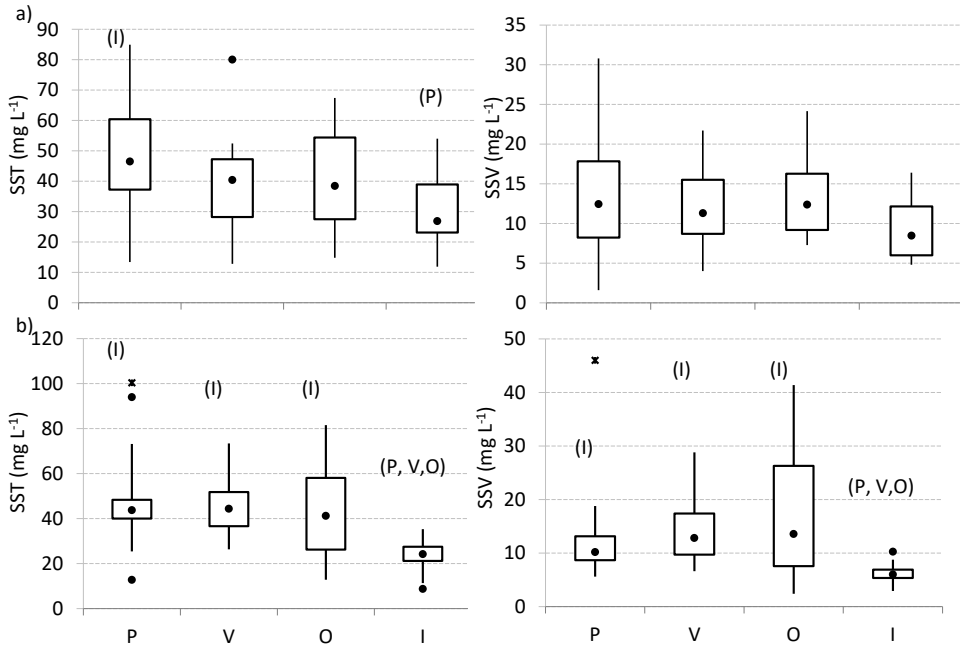


Figura 6-34: Diagrama de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones de SST (mg L^{-1}) y SSV (mg L^{-1}) observadas en el a) BP y en el b) PC en cada una de las estaciones del año. P=primavera, V=verano, I=invierno y O=otoño. Diferencias significativas al nivel $p < 0.05$.

En referencia a la influencia del agua procedente del vaciado de los campos de arroz (situados aguas arriba del Tancat de la Pipa) sobre el agua de entrada, no se ha obtenido ninguna correlación significativa entre los datos medidos de SST en el agua del BP con los datos de SST medidos en el agua de vaciado del Tancat de la Sardina ($r=0.033$, $p>0.05$). Para el PC, no se puede analizar esta influencia ya que no se dispone de medidas de concentración de SST en las aguas de vaciado de los *Tancats* que desaguan en esta acequia. No obstante, como se ha señalado en el párrafo anterior, la influencia de este agua parece estar más bien relacionada con el lavado de la biomasa fitoplanctónica presente en el canal.

Con respecto a la influencia de las precipitaciones, la concentración media mensual del influente no está correlacionado significativamente con la precipitación media mensual, ni se observa ningún patrón claro entre la aparición de precipitaciones y la concentración de SST medida.

¹⁶ Información disponible en el apartado 6.9.

6.5.2 Humedal FG.

6.5.2.1 Cargas másicas de entrada al humedal.

Los valores obtenidos en cuanto a las cargas de entrada (CM_{inf}) al humedal FG oscilaron ampliamente (Tabla 6-14), resultado de la variabilidad en los caudales aplicados al sistema y en las concentraciones de entrada al mismo (BP).

Tabla 6-14: Cargas de entrada medias de SST y SSV, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos al humedal FG durante el periodo de estudio.

	SST ($g\ m^{-2}\ año^{-1}$)	SSV ($g\ m^{-2}\ año^{-1}$)
Media \pm σ (CV)	1394 \pm 970 (70%)	422 \pm 257 (61%)
Mínimo	165	22
Máximo	5150	1096

6.5.2.2 Concentración del efluente y factores influyentes.

Los valores medios, máximos y mínimos medidos en el efluente del humedal FG se recogen en la Tabla 6-15. La concentración promedio de SST obtenida es inferior al límite máximo establecido para aguas de uso ciprinícola ($25\ mg\ SS\ L^{-1}$) (R.D. 927/1988).

Las concentraciones registradas en el influente, tanto para los SST como para los SSV, fueron significativamente superiores a las obtenidas en el agua tratada ($p < 0.05$). Por lo tanto, el sistema fue efectivo reduciendo la concentración de sólidos que recibió principalmente del lago de AV, a través del tramo final del Barranco del Poyo (Figura 6-35). Esta reducción es clave, ya que la biomasa fitoplanctónica constituye una parte importante de esa materia particulada. La diferencia más grande entre la entrada y la salida corresponde a los SST, indicando una mayor eliminación de sólidos inorgánicos frente a los orgánicos.

Tabla 6-15: Concentraciones medias de SST y SSV, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos registrados en el agua de salida del humedal FG en el periodo de estudio.

	SST ($mg\ L^{-1}$)	SSV ($mg\ L^{-1}$)
Media \pm σ (CV)	14.41 \pm 12.55 (87%)	5.96 \pm 4.25 (71%)
Mínimo	1.80	0.10
Máximo	68.75	22.14

Como se observa en la Figura 6-35, desde la puesta en marcha del humedal, éste siempre redujo la concentración de SST del influente (alcanzando reducciones superiores a un 90%), con la excepción de mayo del 2009 (más adelante se comentarán estos elevados valores (6.10). Además, desde abril 2010 hasta octubre de ese mismo año, la concentración en el efluente se estabilizó, consiguiendo valores inferiores a $10\ mg\ L^{-1}$, el cual es el valor más alto de concentración de fondo para esta variable encontrado en la bibliografía ($0-10\ mg\ L^{-1}$). Entre octubre del 2010 y marzo del 2011, empeoró la concentración del efluente debido a la

Tabla 6-16: Cargas de sólidos y eficiencias de eliminación conseguidas en otros HA.

Tipo influente	HA	CH (m año ⁻¹)	C _{in} (mg L ⁻¹)	C _{eff.} (mg L ⁻¹)	Carga SS eliminada (g m ⁻² año ⁻¹)	Eficiencia de eliminación (%)	Lugar	Referencia
Río	HFS	3.36	78.1	8.1-13.7	76.6-99.6	76.6-99.6	Des Plains (Illinois)	Hey et al. (1994)
Río	HFS	21.6	78.1	5.8-6.8	79.1-92.0	79.1-92.0	Des Plains (Illinois)	Hey et al. (1994)
Lago*	HFS	6.5-65	76			>90 ¹⁷	Apopka (Florida)	Coveney et al. (2002)
Lago*	HFS	32-49	20-70		1400	93	Apopka (Florida)	Dunne et al. (2012)
Esacor. agríc.**	HFS	109.5	18 ¹⁸	7	1227	97	Imperial Valley (California)	Kadlec et al. (2010a)
Río	HFS	40.15	35 ¹⁹	12	887	96	Imperial Valley (California)	Kadlec et al. (2010a)
Agua residual	HFSS		173.3	22		88	España	Puigagut et al. (2007)
Agua residual	HFS		228	20.5		91	Noruega	Babatunde et al. (2008)
Agua residual	HFSS	7-25	60-250	14-36		75-85	Nueva Zelanda	Tanner et al. (1995b)

*Aguas eutróficas.

**Esacorrenría agrícola.

¹⁷ Después de la aparición de caminos preferenciales, la eficiencia cayó a un 40-60% o inferior.¹⁸ La concentración después de pasar por una celda de sedimentación (C_{in}=200 mg L⁻¹)¹⁹ La concentración después de pasar por una celda de sedimentación (C_{in}=216 mg L⁻¹)

entrada puntual del efluente de fp3 a FG3. La concentración en el efluente volvió a empeorar a partir de septiembre del 2011, lo que se relacionó con los procesos de secado y re-inundación del humedal y con la pérdida de cobertura vegetal en el sistema. No obstante, las concentraciones continuaron siendo en su mayoría inferiores a las medidas en el BP.

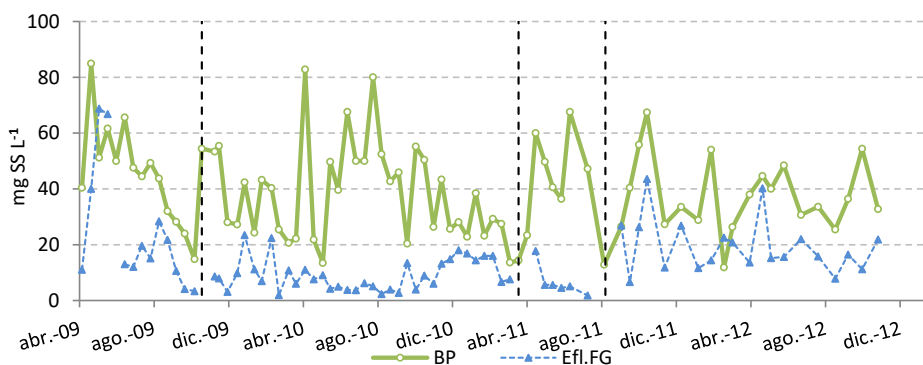


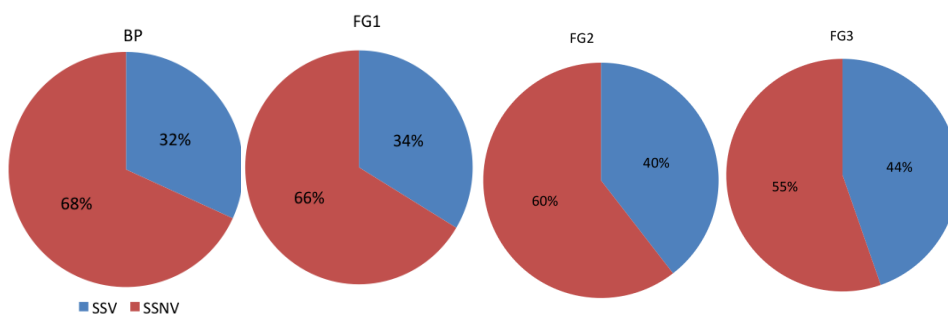
Figura 6-35. Concentración de SST (mg SS L^{-1}) a la entrada (BP) y a la salida del humedal FG durante todo el periodo de estudio. Las líneas negras verticales indican los periodos en los que se interrumpió el funcionamiento del humedal.

La Tabla 6-17 recoge los valores medios, máximos y mínimos medidos en los diferentes años de estudio y en cada una de las celdas de tratamiento que componen el humedal FG. En ella se puede observar como en el primer año, la concentración de SST fue reducida en todas las celdas, a excepción de FG3. En cambio, a partir del segundo año, la concentración media en el efluente de FG1 fue superior a la medida en el agua del BP. A partir del tercer año, la concentración en los efluentes de las celdas FG2 y FG3 incrementó apreciablemente, aunque siempre redujeron la concentración de su entrada ($p < 0.05$).

A lo largo del humedal, se produce un enriquecimiento de la fracción orgánica (SSV) y una disminución de la inorgánica (SSNV), la cual fue eliminada en mayor medida en el humedal (Figura 6-36). El aumento en la proporción de volátiles indica una producción de sólidos orgánicos, como pueden ser algas o restos de plantas (Hey et al., 1994).

Tabla 6-17: Concentración de SST en influente y en la salida de cada una de las celdas de tratamiento del humedal FG. N= número de datos; σ = desviación típica.

	Influente	Efluente FG1	Efluente FG2	Efluente FG3
Abril 2009- marzo 2010				
N	26	22	24	24
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	41.33 \pm 16.35	32.24 \pm 24.34	17.47 \pm 22.31	17.77 \pm 17.81
Máximo (mg L ⁻¹)	84.93	111.20	92.84	68.75
Mínimo (mg L ⁻¹)	14.80	8.80	2.16	1.92
Abril 2010- marzo 2011				
N	26	25	25	25
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	39.02 \pm 19.15	59.64 \pm 38.31	18.67 \pm 12.73	8.81 \pm 5.07
Máximo (mg L ⁻¹)	82.80	177.85	51.36	18.00
Mínimo (mg L ⁻¹)	13.40	21.39	2.00	2.30
Abril 2011- marzo 2012				
N	18	16	16	16
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	39.42 \pm 17.18	65.25 \pm 32.01	36.85 \pm 22.52	15.71 \pm 11.44
Máximo (mg L ⁻¹)	67.60	157.33	96.00	43.54
Mínimo (mg L ⁻¹)	11.87	20.40	6.90	1.80
Abril 2012- octubre 2012				
N	10	10	10	10
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	38.43 \pm 8.72	45.81 \pm 14.61	34.94 \pm 14.11	17.97 \pm 8.91
Máximo (mg L ⁻¹)	54.40	63.81	54.40	40.22
Mínimo (mg L ⁻¹)	25.43	20.60	8.40	7.80

**Figura 6-36.** Proporción de SSV y SSNV con respecto a los SST a lo largo del humedal FG.

Con objeto de conocer si las concentraciones en el efluente de SST y SSV presentaron diferencias estacionales significativas, se agruparon las concentraciones medidas durante los 43 meses de estudio por estaciones del año. A continuación, se aplicó el test estadístico correspondiente. Los resultados obtenidos no muestran la existencia de diferencias significativas entre estaciones (Figura 6-37). Además, tampoco se han encontrado correlaciones significativas entre las concentraciones medidas en el efluente y la temperatura del agua, indicando que esta última no fue un factor determinante en la concentración de sólidos medida en el efluente.

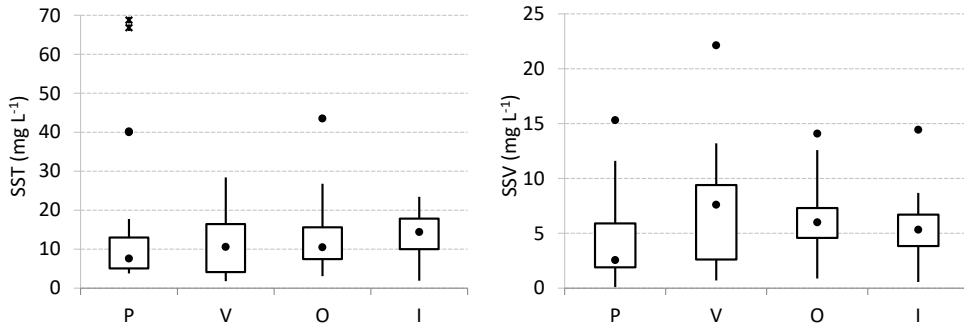


Figura 6-37: Diagrama de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones de SST (mg L^{-1}) y SSV (mg L^{-1}) observadas en el efluente de FG en cada una de las estaciones del año. P=primavera, V=verano, I=invierno y O=otoño.

En la Tabla 6-18 se recogen los parámetros y las variables con los que se han correlacionado significativamente las concentraciones de SST y SSV del efluente. La alta correlación existente con la Cl a , refleja el carácter fitoplanctónico de los SS en el efluente y por tanto, la influencia de la biomasa fitoplanctónica en el cumplimiento o no del objetivo de calidad marcado con respecto a estos. La correlación de los SS con la DQO total y la DQO particulada también se relaciona con la presencia de sólidos fitoplanctónicos en este agua.

Tabla 6-18: Coeficientes de correlación de Spearman entre las concentraciones de SST y SSV en el efluente con la clorofila a (Cl a), turbidez, materia orgánica (DQO $_T$ y DQO $_P$), la carga de entrada (CM_{inf}), la carga hidráulica (CH), el tiempo de residencia hidráulico (TRH) y la cobertura vegetal (CVe).

	Cl a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Turbidez (NTU)	DQO $_T$ (mg L^{-1})	DQO $_P$ (mg L^{-1})	CH ($\text{m a}\tilde{\text{n}}\text{o}^{-1}$)	TRH (días)	CM_{inf} ($\text{g m}^{-2} \text{a}\tilde{\text{n}}\text{o}^{-1}$)	CVe (%)
SST (mg L^{-1})	0.681**	0.933**	0.393**	0.433**	-0.324**	0.249*	-0.281*	-0.250*
SSV (mg L^{-1})	0.819**	0.810**	0.559**	0.585**	-0.260*	0.249*	-0.151	-0.040

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

La correlación con la CH es débil y negativa, pudiéndose relacionar con un efecto de dilución de la concentración de sólidos a altas CH. La relación con el TRH también es muy débil y de tendencia positiva. Altos TRH pueden favorecer la producción de algas en el interior del humedal y por tanto, mayores concentraciones de SST y SSV en el efluente del mismo, además de que, los mayores TRH se dieron los primeros meses de funcionamiento, coincidiendo con concentraciones altas en el efluente. No obstante, no se pueden extraer conclusiones fiables de estas relaciones.

Con respecto a la influencia de la carga de entrada, existe una correlación significativa, aunque muy débil para el caso de los SST. Dicha relación no es lineal y los datos graficados presentan una nube de puntos muy dispersa. Además, si se eliminan los datos extremos, deja de ser significativa la relación. Por tanto, no se puede establecer una relación clara entre ambas, que permita emplear la carga de entrada de SST como factor de diseño para obtener una concentración de salida lo más próxima posible al objetivo de calidad marcado

para este parámetro. La carga de sólidos es un parámetro inapropiado para predecir la concentración de sólidos a la salida (Kadlec & Wallace, 2009).

Por último, la concentración de SST medida en el efluente del humedal está débilmente correlacionada con el grado de cobertura vegetal del humedal. La relación es negativa, mostrando una disminución de la concentración medida en el efluente de FG al incrementar la CVE en el mismo. Es conocido que la vegetación mejora la sedimentación y la filtración de los sólidos suspendidos y que además, contribuye al tratamiento de su fracción orgánica, a través de la mejora de los procesos de descomposición microbiana (Brix, 1994b; Karathanasis et al., 2003). Además, en las áreas colonizadas por las macrófitas suele haber una menor biomasa fitoplanctónica que en zonas desprovistas de vegetación. Esto ocurre porque las macrófitas ofrecen refugios para el zooplancton herbívoro, compiten con el fitoplancton por los nutrientes, pueden liberar sustancias alelopáticas (Horppila & Nurminen, 2001), reducen la penetración de la luz solar a la columna de agua y suministran oxígeno disuelto que mejora la biodegradación de los sólidos orgánicos (Jing et al., 2001a). Además, las macrófitas presentes en el sistema incrementan la eficiencia hidráulica del mismo, al reducir la aparición de caminos preferenciales en su interior, estabilizan los sedimentos y mitigan la resuspensión (Braskerud, 2001b). En los HAFS los sólidos suspendidos son eficazmente eliminados vía sedimentación y filtración, a través de la densa vegetación (Vymazal, 2010). Luego, un elevado grado de cobertura vegetal mejorará la eliminación de sólidos suspendidos en el sistema y con ellos, los contaminantes que se encuentren absorbidos y/o adsorbidos a los mismos.

6.5.2.3 Cargas eliminadas y factores influyentes.

La masa eliminada por unidad de superficie y de tiempo también osciló ampliamente a lo largo del periodo del estudio (Tabla 6-19), llegando a ser el humedal, en determinados momentos, exportador de SST. Los valores máximos de eliminación de SST y SSV se alcanzaron durante el segundo año de estudio, siendo significativamente superiores a los de los restantes años ($p < 0.05$), debido a un mayor caudal de entrada.

Tabla 6-19: Cargas de eliminación medias de SST y SSV, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal FG durante el periodo de estudio.

	SST ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$)	SSV ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$)
Media $\pm \sigma$ (CV)	986 \pm 969 (98%)	240 \pm 250(104%)
Mínimo	-275	-321
Máximo	4831	817

La carga media alcanzada es inferior al valor obtenido por Dunne et al. (2012) pero está en el rango de otros estudios que también tratan aguas naturales, como es el caso de Kadlec et al. (2010a) (Tabla 6-16). Dunne et al. (2012) relacionan su alta eficiencia en la eliminación de SST con el alto grado de cobertura vegetal (83%) de su humedal.

En la Tabla 6-20 se recogen los parámetros más influyentes sobre la carga eliminada de SS. Estos son: la concentración de entrada, la carga másica de entrada y la carga hidráulica.

Tabla 6-20: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre la carga eliminada de SST y la concentración de entrada (C_{in}), la carga de entrada (CM_{inf}), la carga hidráulica (CH), el tiempo de residencia hidráulico (TRH) y la temperatura (T).

Carga eliminada	C_{in} (mg L ⁻¹)	CM_{inf} (g m ⁻² año ⁻¹)	CH (m año ⁻¹)	TRH (días)	T (°C)
SST	0.404**	0.863**	0.601**	-0.578**	0.216
SSV	0.504**	0.764**	0.473**	-0.459**	0.187

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

La carga eliminada incrementó linealmente con las concentraciones y las cargas de entrada (máscica e hidráulica) (Figura 6-38 y Figura 6-39), sin alcanzarse un umbral y de acuerdo con otros autores (Conley et al., 1991; Tanner et al., 1995b). Destaca el alto coeficiente de determinación (R^2) obtenido en la relación entre la carga de entrada y la carga eliminada de SST.

Por tanto, no se ha alcanzado la carga máxima de eliminación de SS en FG. Por ejemplo, la relación encontrada por Dunne et al. (2012) entre la carga eliminada de SST y la carga de entrada es casi lineal, pudiéndose constatar una ligera tendencia hacia una asíntota cuando las cargas de entrada fueron superiores a 3 Kg m⁻² año⁻¹.

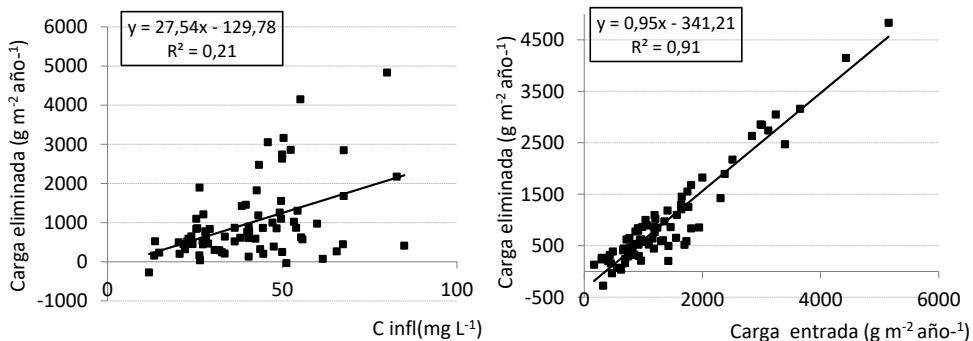


Figura 6-38: Concentraciones y cargas de entrada de SST versus las cargas eliminadas. Las líneas negras representan el ajuste lineal.

No obstante, debe existir un valor límite de CH a partir de la cual no resulte en un aumento de la carga eliminada, pues la carga de sólidos será “lavada” del sistema y el humedal podría ser exportador de SS. Además se puede producir la erosión de los sedimentos. En este caso el sistema estaría sobrecargado.

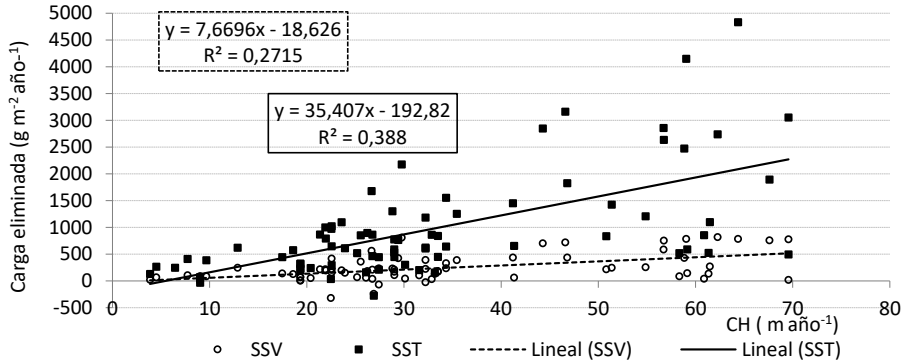


Figura 6-39: Cargas eliminadas de SST y de SSV ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$) en el humedal FG versus la CH aplicada al sistema (m año^{-1}). Las líneas negras representan el ajuste lineal.

En la Tabla 6-21 se recogen los valores medios obtenidos de cargas eliminadas en cada rango de CH aplicada al sistema. Partiendo de la afirmación anterior y ajustando los datos recogidos en esta tabla a una función cuadrática, se obtiene que el umbral de CH aplicada al sistema para obtener la máxima eliminación de SST, en términos de masa por unidad de superficie, es 75 m año^{-1} (Figura 6-40).

Tabla 6-21: Carga media eliminada de SST obtenida en cada CH aplicada.

CH (m año^{-1})	Carga media eliminada de SST ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$)
7	251.44
25	664.85
32	1034.48
58	1893.07

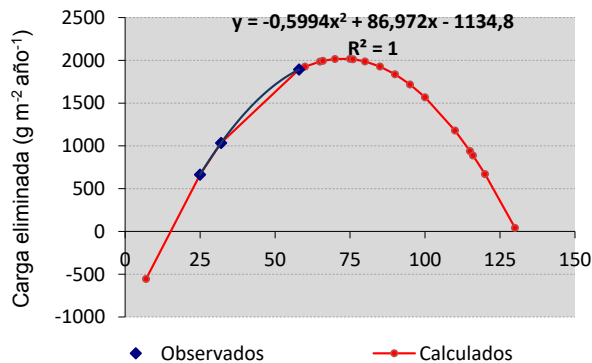


Figura 6-40: Carga media eliminada de SST ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$) en el humedal FG versus la CH media aplicada al sistema (m año^{-1}). La línea roja representa los resultados obtenidos de la función cuadrática ajustada a los valores observados.

La relación con el TRH resulta de que existe una fuerte correlación negativa entre el TRH y la CH ($r = -0.962$, $p < 0.01$). No obstante, por un lado, altos TRH favorecen el crecimiento de biomasa fitoplanctónica dentro de las celdas de tratamiento y por otro lado, TRH demasiado

bajos podrían impedir una adecuada sedimentación de los sólidos y repercutir negativamente en los resultados obtenidos.

Las eliminaciones de SST y SSV fueron superiores en verano e inferiores en invierno ($p > 0.05$) (Figura 6-41). La alta eliminación en verano no se corresponde con la estación de mayor concentración en el influente (BP) (primavera y otoño). En cambio, la eliminación más baja en invierno sí que coincide con menores concentraciones en el influente. Además, ni la carga eliminada de SST ni la de SSV están significativamente correlacionadas con la temperatura medida en el humedal (Tabla 6-20), lo cual es coherente, ya que el principal mecanismo de eliminación de los SS es un proceso físico, concretamente la sedimentación (Kadlec & Reddy, 2001).

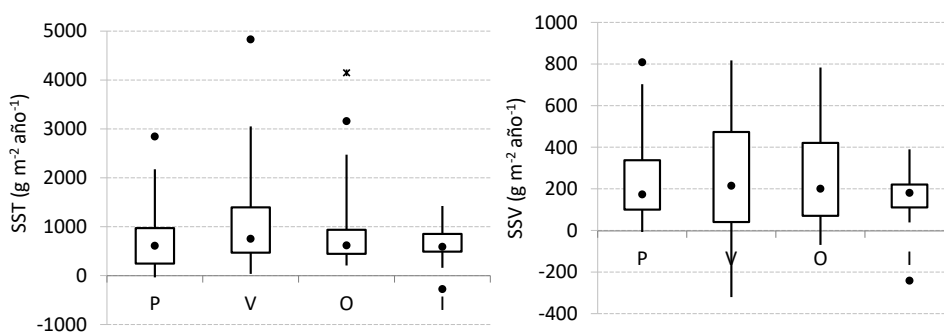


Figura 6-41: Diagrama de cajas y bigotes donde se representan las cargas eliminadas de SST y SSV ($\text{g m}^{-2}\text{año}^{-1}$) estimadas en el humedal FG en cada una de las estaciones del año. P=primavera, V=verano, I=invierno y O=otoño.

Tal y como se ha comentado en el epígrafe 6.5.2.2, la presencia de vegetación en el humedal tiene un efecto positivo en la reducción de SS. En este caso, no se ha encontrado ninguna relación significativa entre la carga eliminada de sólidos y el grado de cobertura vegetal. No obstante, la fuerte influencia de factores como la concentración de entrada y la CH, las cuales presentan una elevada variabilidad, podrían estar enmascarando la influencia de la Cve sobre la carga eliminada.

6.5.2.4 Rendimientos de eliminación y factores influyentes.

En este apartado se va a estudiar la eficiencia en la eliminación de SS del sistema y los factores que influyeron en ella.

En la Tabla 6-22 se recoge el rendimiento global (abril del 2009-octubre del 2012) de eliminación de sólidos por el humedal FG. Se puede afirmar que el humedal FG fue eficiente eliminando los SST y los SSV presentes en el agua de entrada.

Tabla 6-22: Rendimientos de eliminación de SST y SSV globales, masa de entrada total (kg) y masa de salida total (kg) desde abril del 2009 hasta octubre del 2012.

	SST	SSV
Carga de entrada total (kg)	222971	66192
Carga de salida total (kg)	67389	28988
Rendimiento global (%)	70	56

No obstante, los rendimientos diarios obtenidos oscilaron ampliamente, desde valores negativos (mínimo de -86% para los SST y de -195% para los SSV) hasta valores superiores al 90% (máximo de 96% para los SST y de 99% para los SSV).

Los rendimientos conseguidos en este humedal, están dentro del rango de valores obtenidos por otros autores (Tabla 6-16). Con los resultados de la operación de 39 HAFS tratando aguas residuales, Kadlec & Knight (1996) estimaron un rendimiento medio de eliminación de sólidos suspendidos del 66%. Similar rendimiento medio (del 62%) fue obtenido por Díaz et al. (2012). Los máximos obtenidos en el presente estudio alcanzan el rendimiento medio (97%) conseguido en los humedales del *Imperial Valley* (Kadlec et al., 2010a). Coveney et al. (2002) consiguió eficiencias superiores al 90% tratando aguas eutrofizadas, aunque éstas disminuyeron apreciablemente, hasta valores del 40-60%, después de aparecer caminos preferenciales en el sistema. Para Dunne et al. (2012) las eficiencias de eliminación de SST fueron siempre superiores al 80%.

En la Tabla 6-23 se recogen los parámetros que han influido sobre los rendimientos alcanzados. Los principales son: la concentración de entrada y la concentración de Cl α medida en el efluente del humedal.

En el caso de la concentración de entrada, y aunque más débilmente en el de la carga de entrada, la relación sigue una tendencia logarítmica, tal y como se puede observar en la Figura 6-42. Del ajuste del conjunto de datos a una curva logarítmica se obtiene que con concentraciones de entrada de SST y SSV mayores de 4.89 mg L⁻¹ y 2.89 mg L⁻¹, respectivamente, incrementa la probabilidad de obtener rendimientos de eliminación positivos. En el caso de las cargas de entrada, estos valores se sitúan en torno a los 24.71 g m⁻² año⁻¹ para los SST y 17.29 g m⁻² año⁻¹ para los SSV.

Tabla 6-23: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre los rendimientos alcanzados de SST y SSV y la concentración de entrada (C_{in}), la carga de entrada (CM_{inf}), la temperatura (T), la carga hidráulica (CH), el tiempo de residencia hidráulico (TRH), la cobertura vegetal (Cve) y la concentración de clorofila α (Cl α).

Rendimiento (%)	C_{in} (mg L ⁻¹)	CM_{inf} (g m ⁻² año ⁻¹)	T (°C)	CH (m año ⁻¹)	TRH (días)	Cve (%)	Cl α (μ g L ⁻¹)
SS (mg L ⁻¹)	0.430**	0.367**	0.346**	0.138	-0.089	0.237*	-0.571**
SSV (mg L ⁻¹)	0.343**	0.269*	0.266*	0.060	-0.033	0.099	-0.684**

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

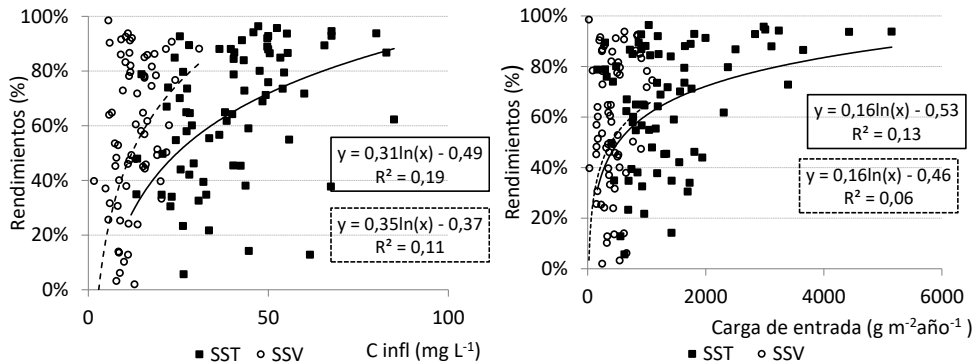


Figura 6-42: Concentraciones (mg L^{-1}) y cargas de entrada de SST y SSV ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$) versus los rendimientos obtenidos. La línea punteada representa el ajuste logarítmico para los datos referidos a los SSV y la línea continua para los de los SST. Solamente se representan los rendimientos positivos.

Es conocido que la productividad algal puede ser el principal productor de sólidos, y más concretamente de SSV, en un humedal artificial de este tipo (Kadlec & Wallace, 2009). Por tanto, la generación de algas en el interior del sistema, repercute negativamente en la eliminación de sólidos, siendo muy importante limitar el crecimiento del fitoplancton. En este aspecto, la presencia de vegetación emergente en el humedal y su cobertura vegetal juegan un papel crucial. En la literatura se encuentran estudios donde las eliminaciones de sólidos en los humedales vegetados fueron superiores a los obtenidos en humedales no vegetados (Jing et al., 2001a; Karathanasis et al., 2003) y otros en los que no se encontraron diferencias significativas (Thomas et al., 1995; Tanner et al., 1995b). En otros casos, la influencia de la vegetación solamente fue significativa operando a bajas CH (Brueske & Barret, 1994). En FG, los rendimientos están débilmente correlacionados con su grado de cobertura vegetal. No obstante, sí que se detectó una pérdida de eficiencia en la eliminación de los SST y de los SSV relacionada con la reducción de la misma en el humedal. Además, si se agrupan los rendimientos de SST obtenidos en diferentes grados de cobertura vegetal, tal y como aparece en la Figura 6-43, sí que se observa una tendencia ascendente entre ambas variables, ya que la disminución que se detecta con la cobertura vegetal superior al 70% responde a una reducción importante de la concentración de entrada.

Aunque se ha encontrado una correlación significativa entre los rendimientos y la temperatura medida en el efluente de FG, gráficamente no se observa ninguna tendencia clara, algo que parece lógico ya que el principal mecanismo de eliminación de los sólidos suspendidos en el humedal es un proceso físico.

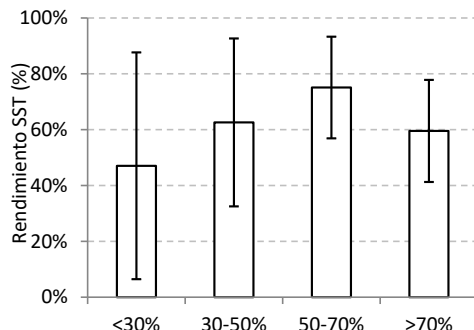


Figura 6-43: Rendimientos promedio de eliminación de SST obtenidos a diferentes grados de cobertura vegetal en el humedal FG. Las barras de error representan las desviaciones típicas.

Los rendimientos más bajos se obtuvieron en invierno (Figura 6-44), lo que podría relacionarse por un lado con las bajas concentraciones en el influente y por otro lado, con una menor tasa de sedimentación a temperaturas bajas. La sedimentación, al igual que otros procesos de transferencia de masa, es débilmente dependiente de la temperatura, pero con tasas mejoradas a mayores temperaturas (Kadlec & Reddy, 2001). Fenessey et al. (1994) encontró una mejor sedimentación en los meses más cálidos. Además, las bajas temperaturas en invierno pudieron también haber afectado al proceso de hidrólisis de la materia orgánica particulada, tal y como se verá en un apartado posterior de la presente tesis (6.8.2.4).

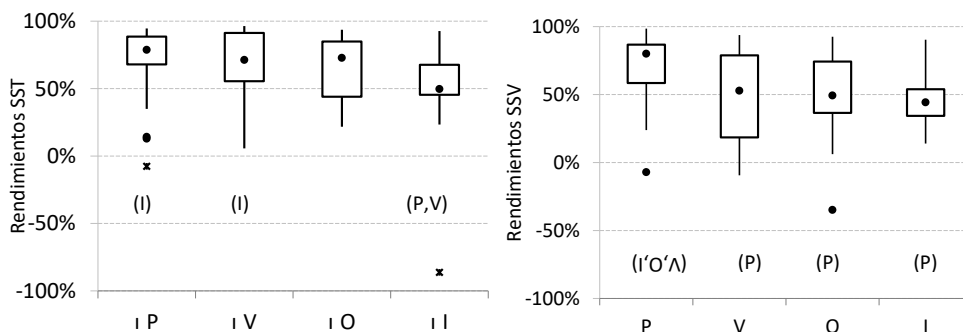


Figura 6-44: Rendimientos de SST y SSV obtenidos en las diferentes estaciones del año. P=primavera, V=verano, I=invierno y O= otoño. Los ejes están limitados a -100% para facilitar la visualización de los resultados. Diferencias significativas al nivel estadístico $p < 0.05$.

A pesar de no haberse obtenido ninguna relación significativa entre los rendimientos de eliminación y la CH, en la Figura 6-45 se puede observar como sí que se produjo un aumento en el valor medio de los rendimientos de eliminación de SST a medida que se incrementó la CH desde 7 hasta 32 m año⁻¹. El valor medio conseguido cuando el sistema operó 58 m año⁻¹, aunque inferior, está muy próximo al obtenido con 32 m año⁻¹ y además, no existen diferencias estadísticamente significativas entre los dos datos obtenidos con CH entre 7 y 58 m año⁻¹. La disminución de la eficiencia fue mucho más marcada cuando la CH se redujo

hasta 27 m año⁻¹, coincidiendo con una importante pérdida de cobertura vegetal en el humedal. En el caso de los SSV, los mejores resultados también se obtuvieron operando con una CH de 32 m año⁻¹, aunque tampoco existen diferencias significativas entre los distintos grupos de datos. En su estudio, Tanner et al. (1995b) encontró el rendimiento medio de eliminación de SS independiente de la CH.

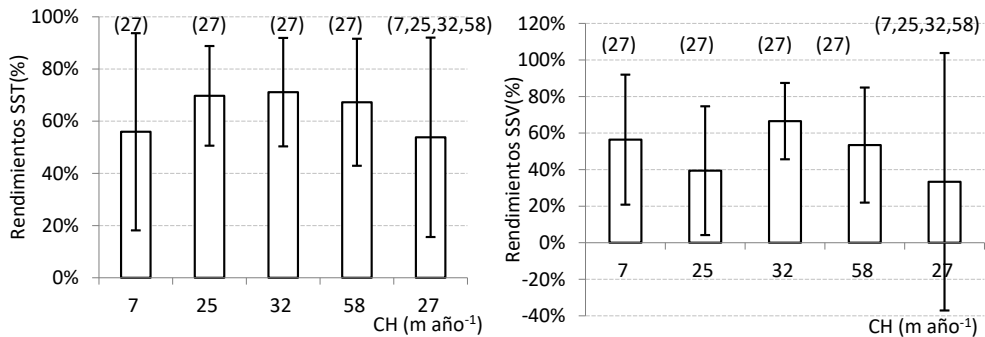


Figura 6-45: Promedio y desviación estándar de las eficiencias de eliminación de SST y SSV (%) obtenidas en cada CH aplicada al sistema (m año⁻¹). Diferencias significativas al nivel estadístico $p < 0.05$.

Además, tampoco se han obtenido correlaciones significativas entre los rendimientos de eliminación conseguidos y el TRH. Por tanto, se puede concluir que el rango de TRH en los que operó el sistema no influyó en la eficiencia de eliminación de sólidos. No obstante, es posible que tiempos de residencia más bajos perjudiquen al proceso de sedimentación (Nichols, 1983) y que TRH muy altos favorezcan el desarrollo de biomasa fitoplanctónica, sobre todo en las celdas donde no se volvió a recuperar la vegetación. En ambos casos, los rendimientos obtenidos disminuirían. Koskiaho (2003) encontró que el humedal con mayor TRH fue el que presentó el mejor rendimiento de eliminación de sólidos.

6.5.2.5 Evolución de los rendimientos obtenidos a lo largo del tiempo.

En este apartado, se va a profundizar en la eliminación de SS a lo largo del humedal y del tiempo.

En la Tabla 6-24 se recogen los resultados obtenidos de los balances anuales (abril -marzo). A la vista de los resultados presentados, se puede afirmar que el humedal FG fue, todos los años estudiados, eficiente eliminando los SST y los SSV presentes en el agua de entrada, con rendimientos de eliminación de SST superiores al 50%. El rendimiento más alto se obtuvo en el segundo año.

No obstante, las celdas operaron con diferentes rendimientos (Tabla 6-25), respondiendo principalmente a cambios en sus concentraciones de entrada y a la pérdida de cobertura vegetal. Esto explica la conversión de la celda FG1 de sumidero a fuente de SS después de su

cosechado (octubre del 2009) y la disminución de la eficiencia de la celda FG2 a partir del tercer año.

Tabla 6-24: Rendimientos de SST y SSV obtenidos del balance anual.

Año	SST (%)	SSV (%)
1	64	51
2	78	64
3	67	49
4	56	46

Tabla 6-25: Rendimientos obtenidos de SST y SSV (%) en cada celda del humedal FG durante los diferentes años de estudio.

	SST			SSV		
	FG1	FG2	FG3	FG1	FG2	FG3
1	19	55	9	12	47	3
2	-47	67	59	-53	55	50
3	-63	47	61	-53	45	40
4	-21	24	52	-19	17	47

6.5.3 Humedales fp y F4.

En este apartado se presentan de manera resumida los aspectos más destacados del funcionamiento de estos dos humedales en referencia a la eliminación de sólidos. La información completa de este apartado se recoge en el anexo 10.3.1.

6.5.3.1 Humedal fp

- La carga media de entrada ($1160 \pm 612 \text{ g SST m}^{-2} \text{ año}^{-1}$), ha sido un 17% inferior a la del humedal FG, de acuerdo con un menor caudal de agua tratada. El componente mayoritario también son los SSNV.
- Aunque la carga de entrada ha sido inferior, ello no se ha visto reflejado en una menor concentración de salida, la cual ha sido de media ($36.66 \pm 30.82 \text{ mg SST L}^{-1}$) 2.5 veces superior a la de FG. No obstante, el humedal redujo la concentración de SST del influente ($p < 0.05$)
- La concentración de salida aumentó significativamente tras el cosechado de la celda fp2 ($r = -0.516, p < 0.01$)²⁰.
- Las celdas cosechadas fueron productoras de sólidos.
- La elevada presencia de aves en el humedal, también provocó la exportación de sólidos debido a la alta resuspensión de los sedimentos producida.
- La carga media eliminada ($115 \pm 834 \text{ g SST m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) ha sido mucho más baja que la de FG (concretamente, un 88%), lo que se relaciona con una menor carga de entrada, una menor cobertura vegetal desde el cosechado de fp2, más episodios de secado y re-

²⁰ Coeficiente de correlación de *Spearman* entre la concentración en el efluente y el grado de cobertura vegetal.

inundación del humedal, un crecimiento importante del perifiton y un diseño del humedal menos eficiente que el de FG.

- Así pues, los principales factores que influyeron sobre las cargas eliminadas son: las concentraciones de entrada, la carga de entrada y el grado de cobertura vegetal.
- El rendimiento global de SST (5%) fue bastante inferior al alcanzado en FG. No obstante, en el primer año se alcanzó un valor muy próximo al 50% (48%), el cual se vio significativamente reducido con la pérdida de vegetación en el humedal.
- Los principales factores que influyeron en las eficiencias alcanzadas son: la concentración de entrada, la CH y el grado de cobertura vegetal.

6.5.3.2 Humedal F4.

- La carga media de entrada ($1371 \pm 1062 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$), ha sido muy parecida a la del humedal FG (sólo 1% de diferencia). El componente mayoritario también son los SSNV.
- La concentración media en el efluente (42.32 mg L^{-1}) ha sido superior a la del influente ($p > 0.05$). Ello indica una clara diferencia de funcionamiento con respecto a fp y FG.
- La baja cobertura vegetal durante todo el periodo de estudio (<30%), favoreció la alta resuspensión del sedimento (por acción del viento, del oleaje y de fauna piscícola y aves) y el crecimiento de algas.
- Las cargas eliminadas y las eficiencias alcanzadas dependieron principalmente de la concentración de entrada.
- Además de lo comentado anteriormente, es conocido que la disposición en serie (FG y fp) promueve la efectiva distribución del flujo en el humedal (Kadlec et al., 2010b). Por tanto, aunque la eficiencia hidráulica de los HAFSTP no fue medida mediante un estudio con trazadores, es esperable que la del humedal F4 fuera inferior a la de los humedales FG y fp, pudiendo ello también haber repercutido en menores eliminaciones en este humedal.

6.6 ELIMINACIÓN FÓSFORO.

6.6.1 Caracterización del fósforo en el agua de entrada.

Las concentraciones de las distintas fracciones del P estudiadas en el agua de entrada por el BP y por el PC se recogen en la Tabla 6-26. Dichas concentraciones se encuentran en el rango de los valores medidos en otros influentes procedentes también de aguas naturales (ríos o lagos) y de escorrentía agrícola (Tabla 6-27). En cambio, son significativamente inferiores a las concentraciones medidas en aguas residuales urbanas e industriales.

El principal componente del PT en las dos entradas es la fracción, que hemos denominado como fósforo particulado o PP^{21} (Tabla 6-26). No obstante, los valores de fósforo inorgánico soluble (PID) fluctuaron entre el 1-76% en el BP y entre el 1-70% en el PC. Este reparto de fracciones es característico del agua del lago AV, en donde la mayor parte del fósforo se encuentra formando parte del fitoplancton (fósforo orgánico particulado, POP), mientras que el PID es el nutriente limitante. De hecho, el PP está fuertemente correlacionado con los SST y la $Cl a$ y el PID está inversamente correlacionado también con esas variables (Tabla 6-26), resultado del consumo de nutrientes en el lago AV debido al crecimiento del fitoplancton (Vicente y Miracle, 1992).

Una de las principales diferencias de los HAFSTP con respecto a los humedales destinados a tratar aguas de escorrentía agrícola o urbana (Pietro & Ivanoff, 2015) y aguas residuales urbanas, es que la principal fracción de PT en esas aguas es el PID y no el PP.

Tabla 6-26: Concentraciones de P medidas en el BP y en el PC y coeficiente de *Spearman* de las correlaciones encontradas con los SST y con la $Cl a$.

	PT (mg P L ⁻¹)		PP (mg P L ⁻¹)		PID (mg P L ⁻¹)	
	BP	PC	BP	PC	BP	PC
Media $\pm \sigma$	0.351 \pm 0.174	0.347 \pm 0.126	0.248 \pm 0.081	0.263 \pm 0.122	0.104 \pm 0.159	0.084 \pm 0.082
Mínimo	0.103	0.160	0.085	0.080	0.005	0.005
Máximo	1.130	0.940	0.425	0.889	0.705	0.386
Fracción PT	-	-	77	76	23	24
SST=r (p<0.01)	-	-	0.626	0.811	-0.524	-0.418
Cl a=r (p<0.01)	-	-	0.631	0.650	-0.603	-0.529

Operando con todo el conjunto de datos, no se han encontrado diferencias significativas entre las concentraciones de P medidas en las dos entradas. Del análisis por años (Figura 6-46) se obtiene que durante el tercer año las concentraciones de PT y de PID medidas en el PC fueron estadísticamente superiores a las del BP ($p < 0.05$).

²¹ Lo conforman el fósforo inorgánico adsorbido a sólidos y el fósforo orgánico (particulado o disuelto).

En ambas entradas se registró la concentración media más alta de PT y de PP durante el primer año (Figura 6-46). La reducción de la concentración de PT en el BP en el tercer año fue principalmente debida a un descenso del PID (Figura 6-46). En el caso del PID, fue en promedio mayor en el segundo año en el BP y en el tercer año en el PC.

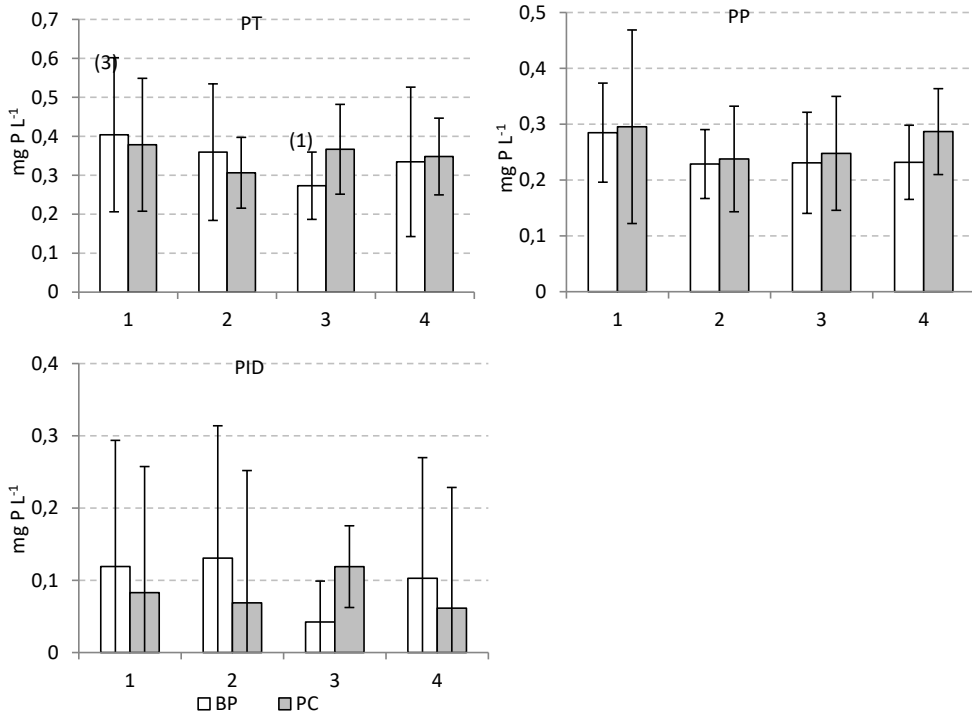


Figura 6-46: Concentración promedio y desviaciones estándar de PT, PID y PP en cada uno de los periodos de estudio en el agua de entrada por el BP y por el PC. Diferencias significativas al nivel estadístico $p < 0.05$.

Tabla 6-27: Concentraciones de PT de varios tipos de agua tratados con HA, así como concentraciones en el efluente de los mismos y eficiencias de eliminaciones.

Tipo influente	HA	CH (m año ⁻¹)	C _{in} (mg L ⁻¹)	Carga P entrada (g m ⁻² año ⁻¹)	C _{efi.} (mg L ⁻¹)	Carga P eliminada (g m ⁻² año ⁻¹)	Eficiencia de eliminación (%)	Lugar	Referencia
Río	HFS	3.36	0.155		0.027-0.048		52-99	Des Plains (Illinois)	Hey et al. (1994)
Río	HFS	21.6	0.155		0.036-0.041		66-75	Des Plains (Illinois)	Hey et al. (1994)
Lago	HFS	11	0.232	5.50			52	Kis Balaton (Hungría)	Pomogy (1993)
Lago*	HFS	6.5-65	0.173	7.00		0.48	30-67	Apopka (Florida)	Coveney et al. (2002)
Lago*	HFS	30	0.112	3.24	0.04-0.17	0.85	26	Apopka (Florida)	Dunne et al. (2015)
Río	HFS	7.3	0.056	4.8	0.020	0.5	71	Boney Marsh (Florida)	Moustafa et al. (1996)
Escor. agríc.**	HFS	11.3	0.143	1.56	0.041	1.1	76	Everglades (Florida)	Chen et al. (2015)
Escor. agríc.**	HFS	6.5	0.164	7.1		6.2	59	Ohio	Fink & Mitsch (2004)
Escor. agríc.**	HFS	109.5	1.46	89.2	0.89	50.7	39	Imperial Valley (California)	Kadlec et al. (2010a)
Río	HFS	40.15	1.47	45.3	0.74	31.9	50	Imperial Valley (California)	Kadlec et al. (2010a)
Río	HFS	51-57	0.169	8.5-10	0.069 y 0.074	5.64 y 5.19	58 y 62	Olentangy River (Ohio)	Nairn & Mitsch (2000)
Escor. agríc.**	HFS	46	0.87	27	0.36		59	China	Lu et al. (2009a)
Tto. 2 ^{ario} ***	HFS		1.95		0.95			Japón	Abe et al. (2014)
Escor. agríc.**	HFS	241-661	0.17-0.43	97-191	0.10-0.27	26-71	21-44	Noruega	Braskerud (2002a)
Industrial	HFSS		8-18	65.7-292****		47-117****	37-74****	Nueva Zelanda	Tanner et al. (1995a)
Residual	HFSS		2.89		2.00		29.6	China	Song et al. (2006)
Agua residual	HFS			4.7-56		2.1-45	46-80	China	Mitsch & Jørgensen (2004)

*Aguas eutróficas.

**Escorrentía agrícola.

***Efluente tratamiento secundario.

****Humedal vegetado.

Al igual que ocurre con la concentración de SS, el amplio rango de valores de P obtenido en los influentes durante todo el periodo de estudio podría relacionarse con las distintas fuentes de P que existen en los mismos. Dichas fuentes son las siguientes:

- El **agua eutrófica del lago**, la cual resulta en una importante fuente de POP, en forma de biomasa fitoplanctónica.
- El **agua procedente de las precipitaciones y de la escorrentía** generada. La marcada estacionalidad de las precipitaciones en esta zona influye en la calidad del influente de los HAFSTP, ya que la escorrentía que se genera en la cuenca desencadena en el lavado de las distintas superficies de la misma (urbanas, industriales y/o agrícolas). Ello resulta en una importante entrada de contaminantes, entre ellos el fósforo, a las aguas del lago AV. Además, se produce un cambio en la composición del influente, en muestras recogidas después de los eventos de lluvia, pasando a ser el PID el componente principal del PT, con contribuciones que alcanzaron el 76% en el BP y el 70% en el PC.
- La entrada puntual de **aguas procedentes del desagüe de los campos de arroz** localizados aguas arriba del Tancat de la Pipa. Este agua contiene una elevada concentración de PT y de PID derivado de la descomposición de la paja de arroz que no ha sido recogida y/o de los fertilizantes aplicados sobre las tierras de cultivo.
- **Los sedimentos del barranco**. La solubilidad del P en el suelo es influenciada por las condiciones de oxidación-reducción en el mismo, siendo ésta más alta bajo ambientes reductores (Reddy & De Laune, 2008). Por tanto, puede existir una liberación de P desde los sedimentos hacia la columna de agua cuando la concentración de OD sea lo suficientemente baja.

No obstante, con los datos de los que se dispone no se puede establecer una relación estadísticamente significativa entre las concentraciones medidas de PT y PID en el agua del BP y las precipitaciones registradas en la zona ($L\ m^{-2}$) ni tampoco con la concentración medida en el agua de desagüe del *Tancat de la Sardina*; probablemente debido a la baja frecuencia de muestreo y al TRH en las acequias. Sin embargo, sí que gráficamente podemos observar una influencia de las precipitaciones sobre estas aguas (Figura 6-47 y Figura 6-48).

Con respecto al posible aporte de PID desde los sedimentos, las concentraciones de este nutriente medidas en el BP y en el PC están inversamente correlacionadas con el OD medido en esas aguas ($r=-0.483$, $p<0.01$, $r=-0.329$, $p<0.01$; respectivamente). Estas correlaciones siguen una tendencia de tipo logarítmico (Figura 6-49). Más adelante se profundizará en este proceso.

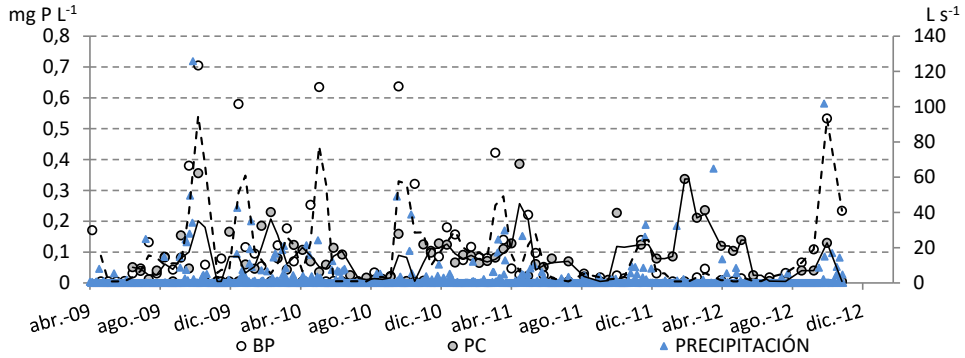


Figura 6-47: Concentración de PID (mg P L^{-1}) en el BP y en el PC y la precipitación (L m^{-2}) registrada (datos IVIA). Las líneas negras representan la media móvil de orden 2.

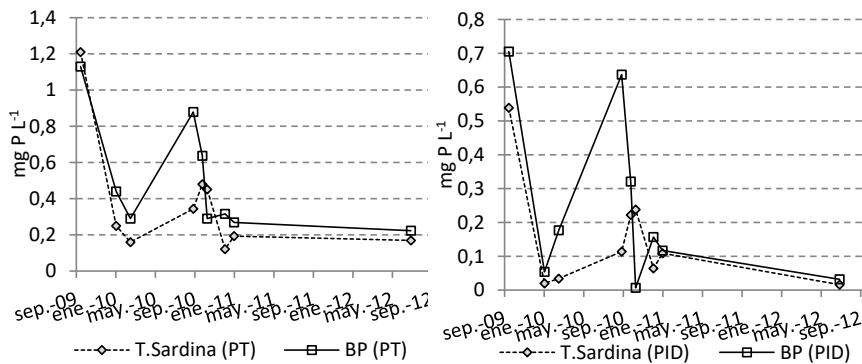


Figura 6-48: Concentración de PT (mg P L^{-1}) y de PID (mg P L^{-1}) en el agua de entrada al humedal (BP) y el agua procedente del Tancat de la Sardina.

Además, en la acequia del PC se produce una elevada resuspensión de los sedimentos debido a la frecuente circulación de barcas. Ello pudo ser una fuente puntual e importante de PID. No obstante, aunque la resuspensión incrementa la turbidez no necesariamente conduce a una mayor liberación de P, ya que el proceso global depende de las condiciones de equilibrio entre el sedimento y el agua y de la capacidad del fitoplancton para tomar ese P soluble (Søndergaard et al., 2003).

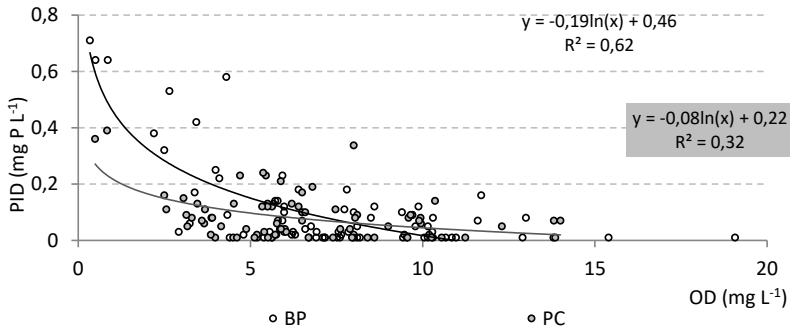


Figura 6-49: Relación entre el PID (mg P L^{-1}) y la concentración de OD (mg L^{-1}) medidos en el BP (blanco) y en el PC (gris).

Dada la influencia de los factores comentados anteriormente, podría existir una variabilidad estacional en la concentración de P de los influentes, aunque las concentraciones de las distintas fracciones del P analizadas no han mostrado ninguna relación significativa con la temperatura medida.

Del análisis comparativo entre las distintas estaciones, se ha obtenido que las concentraciones más elevadas de PT y de PP se midieron durante las estaciones de primavera y otoño (Figura 6-50), relacionándolo con elevados valores de POP, en forma de biomasa fitoplanctónica. En el lago AV, los máximos valores de $\text{Cl } \alpha$ se suelen dar durante la primavera y a finales de otoño, coincidiendo con una intensidad de luz moderada y una elevada presencia de nutrientes en el agua, procedentes del vaciado de los campos de arroz (Romo & Miracle, 1994; Romo et al., 2008). No obstante, tal y como se abordará más adelante en la presente tesis (6.9.1), en el PC las concentraciones más altas de $\text{Cl } \alpha$ se registraron en otoño y en verano. En cuanto al PID las concentraciones más altas se registraron en otoño y en invierno, relacionado principalmente con la entrada puntual de elevados valores de PID tras las precipitaciones. Por tanto, la diferencia significativa en el BP entre las mediciones de PT en otoño y en primavera, podría relacionarse con esta entrada puntual de altas concentraciones de PID, tras las precipitaciones.

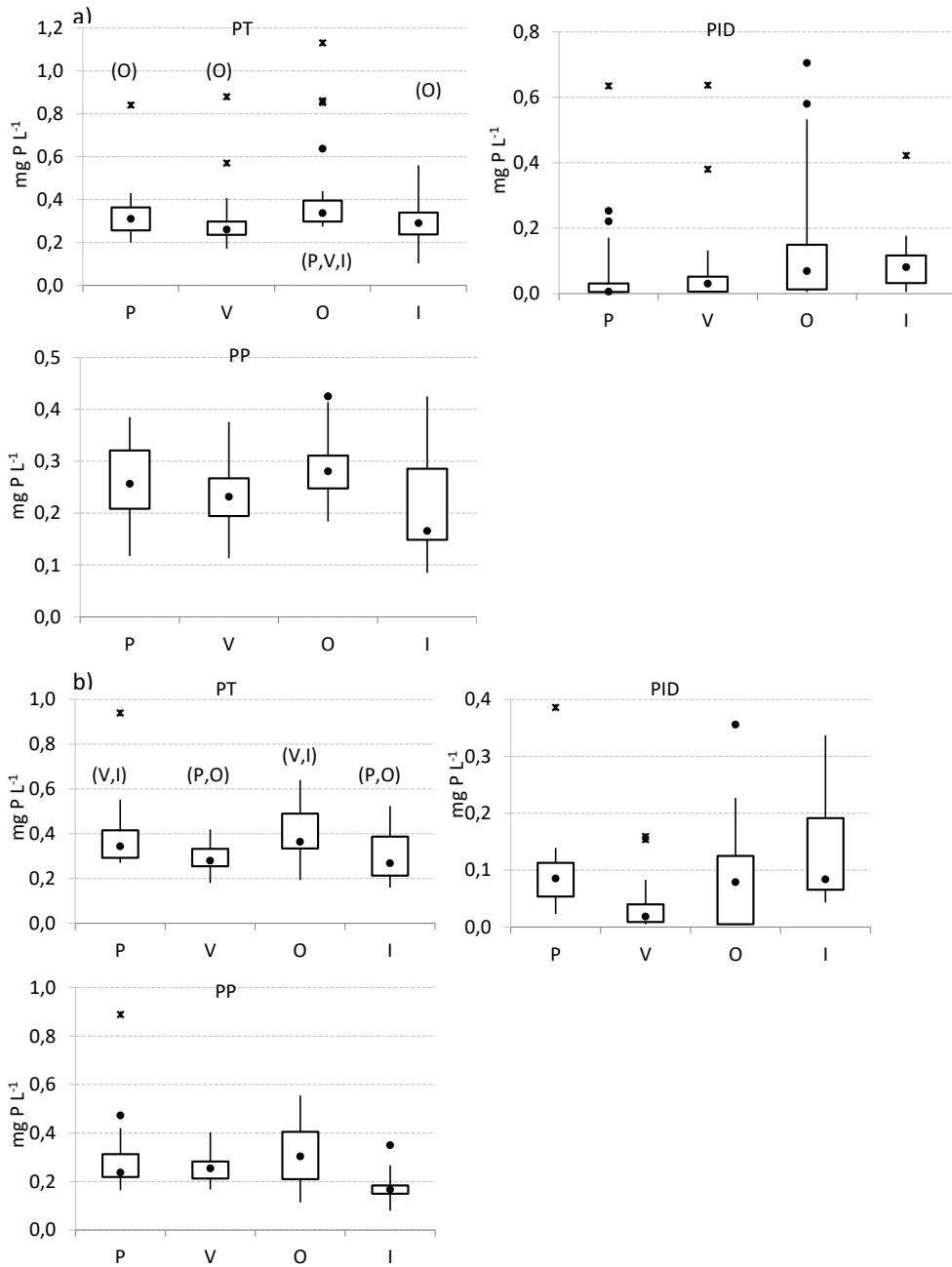


Figura 6-50: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones observadas en cada una de las estaciones del año para PT, PID y PP. a) BP y b) PC. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. Diferencias significativas al nivel estadístico $p < 0.05$.

6.6.2 Humedal FG.

6.6.2.1 Carga máscica de entrada.

Las cargas máscicas de entrada oscilaron ampliamente (Tabla 6-28), resultado de la variedad en los caudales de entrada y en las concentraciones del BP. El valor medio obtenido de PT es superior a la carga aplicada en los HA del lago Apopka (Coveney et al., 2002; Dunne et al., 2012, 2015) y similar a la de los humedales del rio Olentangy (Nairn & Mitsch, 2000) (Tabla 6-27).

Tabla 6-28: Cargas de entrada de P al humedal FG ($\text{g P m}^{-2} \text{año}^{-1}$). Se recogen los valores medios, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos durante el periodo de estudio.

	PT ($\text{g P m}^{-2} \text{año}^{-1}$)	PID ($\text{g P m}^{-2} \text{año}^{-1}$)	PP ($\text{g P m}^{-2} \text{año}^{-1}$)
Media $\pm \sigma$ (CV)	12.48 \pm 9.53 (76%)	3.869 \pm 7.024 (182%)	8.82 \pm 5.10 (58%)
Mínimo	1.62	0.041	1.11
Máximo	61.21	44.318	23.14

6.6.2.2 Concentración del efluente y factores influyentes.

Los valores máximos, mínimos y medios medidos a la salida del sistema de tratamiento se recogen en la Tabla 6-29. Para todo el periodo estudiado, las concentraciones de PT, PID y PP medidas en el efluente de FG fueron significativamente inferiores a las del influente (BP) ($p < 0.01$). Por tanto, el sistema fue efectivo reduciendo la concentración de P contenida en el agua de entrada desde el lago AV, a través del BP. En concreto, la concentración de PT y de PP fue reducida en el 88% de los casos ($n=76$), mientras que la de PID lo fue en el 32% y en el 33% de los casos fue inferior al límite de detección del test analítico empleado (0.01 mg P L^{-1}).

Tabla 6-29: Concentraciones medias de P, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos registrados en el agua de salida del humedal FG durante el periodo de estudio.

	PT (mg P L^{-1})	PID (mg P L^{-1})	PP (mg P L^{-1})
Media $\pm \sigma$ (CV)	0.168 \pm 0.084 (50%)	0.028 \pm 0.033 (118%)	0.141 \pm 0.076 (54%)
Mínimo	0.050	0.005	0.045
Máximo	0.454	0.173	0.398

Además, la concentración media de PT en el efluente está en el rango de los valores alcanzados en humedales que tratan aguas con una concentración media de PT en el influente próxima a la del BP (Tabla 6-27).

La Tabla 6-30 recoge los valores medidos de PT en los diferentes años de estudio y en cada una de las celdas de tratamiento de FG. Como se observa durante los dos primeros años, las concentraciones fueron reducidas desde el influente (BP) hasta el efluente de FG3, alcanzándose concentraciones medias próximas a 0.1 mg P L^{-1} . En cambio, durante el tercer

año, las concentraciones medidas en el BP incrementaron a su paso por FG1 y FG2, y además la concentración medida en FG3 aumentó con respecto a los años anteriores.

Tabla 6-30: Concentración de PT en influente y en la salida de cada una de las celdas de tratamiento del humedal FG. N= número de datos; σ = desviación típica.

	Influente	Efluente FG1	Efluente FG2	Efluente FG3
Abril 2009- marzo 2010				
N	26	22	24	24
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	0.404 \pm 0.198	0.293 \pm 0.134	0.185 \pm 0.098	0.163 \pm 0.071
Mínimo - Máximo (mg L ⁻¹)	0.200-1.130	0.140-0.745	0.060-0.460	0.050-0.330
Abril 2010- marzo 2011				
N	26	25	25	25
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	0.359 \pm 0.175	0.347 \pm 0.162	0.230 \pm 0.115	0.124 \pm 0.037
Mínimo - Máximo (mg L ⁻¹)	0.233-0.879	0.099-0.780	0.065-0.490	0.070-0.210
Abril 2011- marzo 2012				
N	18	16	16	16
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	0.273 \pm 0.086	0.348 \pm 0.185	0.284 \pm 0.136	0.192 \pm 0.089
Mínimo - Máximo (mg L ⁻¹)	0.103-0.440	0.149-0.960	0.092-0.651	0.064-0.423
Abril 2012- octubre 2012				
N	10	10	10	10
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	0.334 \pm 0.192	0.297 \pm 0.124	0.245 \pm 0.083	0.256 \pm 0.123
Mínimo - Máximo (mg L ⁻¹)	0.217-0.852	0.127-0.555	0.149-0.437	0.096-0.454

En término medio, a lo largo del humedal FG se experimentó un ligero enriquecimiento de PP, probablemente asociado a un enriquecimiento del contenido de naturaleza orgánica, y una disminución de la proporción de PID en el PT con respecto a las proporciones medidas en el BP (Figura 6-51). No obstante, esta diferencia es poco significativa, ya que en el influente la proporción de PP es bastante superior a la de PID.

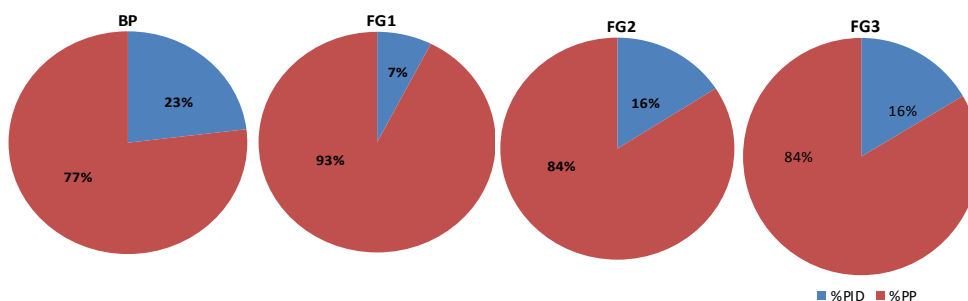


Figura 6-51: Proporción de PID y de PP respecto al PT a lo largo del humedal FG.

Las altas y puntuales concentraciones de PT y PID registradas en el BP después de eventos de lluvia (otoño-invierno) fueron reducidas con éxito por el humedal (Figura 6-52), alcanzándose una concentración media de PT en las estaciones más lluviosas inferior a 0.160 mg P L⁻¹ y reducciones del 90%. Este resultado muestra la utilidad de construir humedales de este tipo alrededor del lago AV como medida de control para reducir el impacto de la escorrentía agrícola, industrial y urbana sobre el mismo. Esta función *amortiguadora* del

humedal es muy importante en dicha masa de agua, ya que como se ha comentado en varias ocasiones a lo largo del documento, el P es su nutriente limitante (MMA, 2004) y por tanto, la entrada de altas concentraciones de éste favorece el crecimiento algal y en consecuencia, la persistencia del estado de eutrofia en el lago. Una referencia relevante se encuentra en los *Everglades* (Florida). Alrededor de este sistema de alto valor ecológico se ha construido un cinturón de humedales para protegerlo de la entrada de altas cargas de P procedente de la escorrentía agrícola y urbana, consiguiendo altas eficiencias en la eliminación del PT y PID (entre un 72-84% para el PT y entre un 82-94% para el PID) (Guardo et al., 1995; Kadlec, 2006; Chen et al., 2015; Pietro & Ivanoff, 2015).

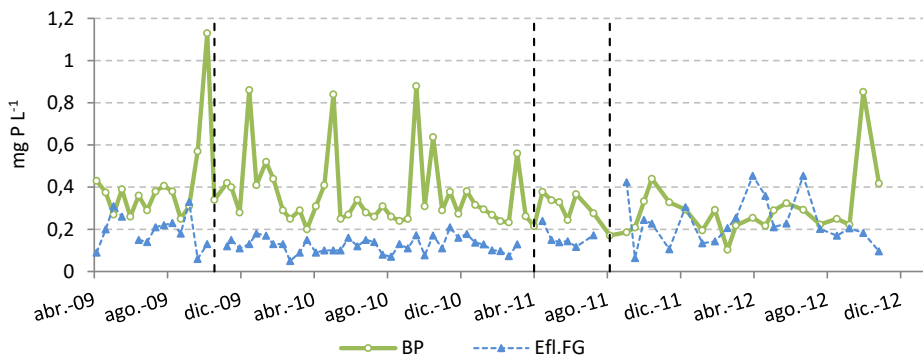


Figura 6-52: Concentraciones de PT (mg P L^{-1}) a la entrada y a la salida del humedal FG durante todo el periodo de estudio. Las líneas negras indican los periodos de parada del funcionamiento del humedal.

A la vista de la evolución de las concentraciones medidas (Figura 6-52), se puede decir que la reducción de PT se estabilizó después de 5 meses de funcionamiento del humedal (puesta en marcha), siendo la concentración de PT en el efluente más homogénea que en la entrada, al menos hasta agosto del 2011, momento en el que empeoró la concentración de PT en el efluente. Lin et al. (2002) encontró que la eliminación de PID se estabilizó después de 3 meses de funcionamiento.

Las concentraciones de PT y de PID están significativamente correlacionadas con la temperatura del agua ($r=0.228$, $p<0.01$ y $r=0.383$, $p<0.01$; respectivamente). Aunque la relación es débil, sí que se observa una tendencia ascendente, de modo que las concentraciones más altas en el efluente se observaron en los meses más cálidos. No obstante, la falta de una dependencia fuerte con la temperatura podría responder a que los patrones de crecimiento, senescencia, muerte y descomposición de las plantas no siguen necesariamente los patrones de la temperatura, puesto que temperaturas moderadas y similares pueden acompañar el periodo de crecimiento (en primavera) y de senescencia (en otoño) (Kadlec, 2005a).

Comparando las concentraciones de P registradas en las distintas estaciones, se observa que la concentración media más baja se registró en invierno (Figura 6-53).

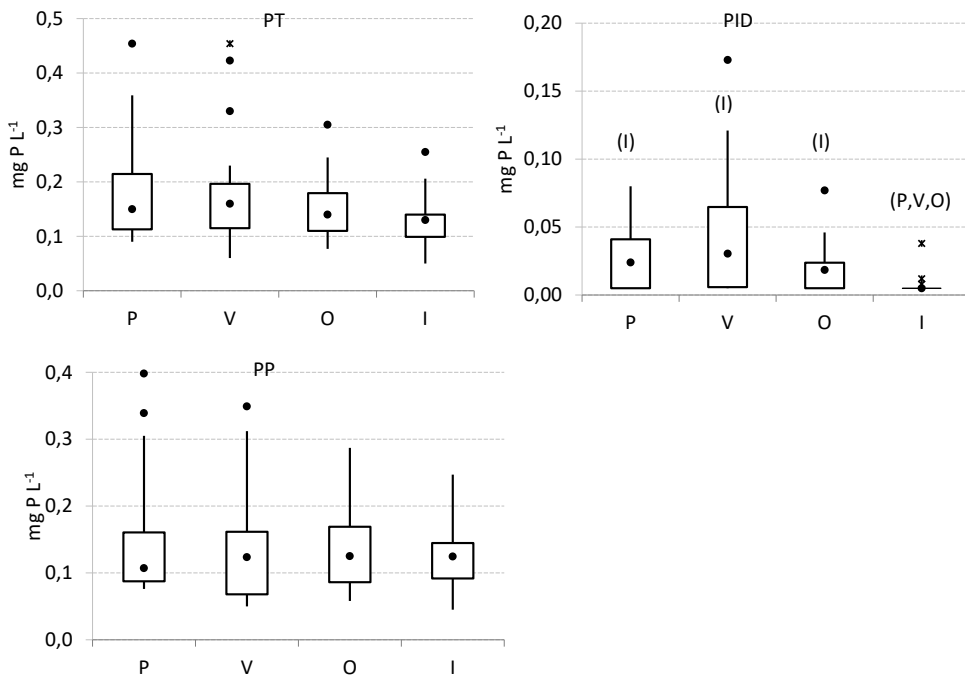


Figura 6-53: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones observadas en cada una de las estaciones del año para PT, PID y PP en el efluente de FG. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. Diferencias significativas al nivel estadístico $p < 0.05$.

En verano, las altas concentraciones de PID en el efluente se relacionaron con las bajas concentraciones de OD medidas en ese mismo agua. Ello pudo conducir a la aparición de condiciones reductoras en la capa de agua más próxima a los sedimentos del humedal. En relación a ello, se ha obtenido una correlación inversa, fuerte, de tipo logarítmico y significativa entre las concentraciones medidas de PID y de OD en el efluente ($r = -0.747$, $p < 0.01$). Cuando los suelos están bajo condiciones anaerobias, el hierro es reducido desde el estado férrico (Fe^{3+}) hasta el estado ferroso (Fe^{2+}), liberando el P que se encuentra retenido formando compuestos insolubles de fosfato férrico (Mitsch & Grosselink, 2000; Dunne & Reddy, 2005; Cooke et al., 2005; Dunne et al., 2005). En un estudio llevado a cabo con sedimentos recogidos desde el lago *Kasumigaura* (Japón), observaron que las condiciones anaeróbicas resultaron en una gran liberación de P y en un incremento en el P intercambiable, especialmente por debajo del pH de 8 (Furumai & Ohgaki, 1989). Todos los sedimentos investigados por Baldwin et al. (2000) liberaron pequeñas cantidades de ortofosfatos cuando fueron sometidos a condiciones anaerobias. Además, las altas temperaturas observadas en esta estación pudieron haber favorecido la mineralización de la materia orgánica (Kadlec & Knight, 2001), incrementando también la concentración de PID en las aguas. En este caso, se cree que parte del PID liberado a la columna de agua (desde los

sedimentos o desde la materia orgánica en descomposición) fue asimilado por las plantas y algas durante su crecimiento (abril-octubre).

En invierno, la baja concentración de PID registrada podría relacionarse con las altas concentraciones de OD en la columna de agua y con la baja actividad biológica existente a estas temperaturas, ya que procesos que pueden liberar PID a la columna de agua, como por ejemplo la descomposición de restos vegetales, pueden verse ralentizados. Además, como más adelante se abordará en la presente tesis, durante el invierno se registraron altas concentraciones de Cl α en el humedal (6.9.2.2), lo que pudo también haber influido en la concentración de PID. En cambio, el consumo de este nutriente por parte de las macrófitas se considera irrelevante, debido al estado de senescencia y/o muerte de las mismas en los meses más fríos. También se descarta que esta baja concentración de PID en invierno esté relacionado con una disminución en la concentración de entrada, dado que la concentración más alta de PID en el influente se registró en invierno.

En la Tabla 6-31 se recogen otras variables con las que se han correlacionado las concentraciones de P medidas en el efluente. Como es lógico, las concentraciones de PT y PP están muy relacionadas con la presencia de SS y de Cl α en el agua. Tanto si los SS a la salida son mayoritariamente orgánicos como si no (principalmente relacionado con la resuspensión), la concentración de P en el efluente es alta si los primeros también lo son. Lo mismo ocurre con la concentración de Cl α . La relación inversa del PID con los SS, aunque es débil, podría responder a la adsorción del primero a los segundos y a su consumo por parte del fitoplancton.

Tabla 6-31: Coeficientes de correlaciones de *Spearman* entre las concentraciones de P medidas en el efluente y las concentraciones de SST y Cl α en el efluente, el pH, la carga hidráulica (CH), la carga de entrada (CM_{inf}) y la cobertura vegetal (CVe).

	SST (mg P L ⁻¹)	Cl α (μ g L ⁻¹)	pH	CH (m año ⁻¹)	CM _{inf} (g m ⁻² año ⁻¹)	CVe (%)
PT (mg P L ⁻¹)	0.642**	0.630**	0.032	-0.247*	-0.302**	-0.251*
PID (mg P L ⁻¹)	-0.313**	-0.207	-0.548**	0.161	0.027	-0.336**
PP (mg P L ⁻¹)	0.820**	0.766**	0.188	-0.244*	-0.189	-0.172

* Significativo al nivel estadístico de 0.05.

** Significativo al nivel estadístico de 0.01.

El pH también parece haber influido en la concentración de PID a la salida del humedal, siendo inversa la relación obtenida entre ambas variables (Tabla 6-31). El agua del lago AV tiene una baja reserva alcalina (1-3 meq L⁻¹) (Vicente & Miracle, 1992), principalmente debido a la alta producción primaria, la cual emplea grandes cantidades de carbono inorgánico e incrementa el pH de la columna de agua. El sistema no es capaz de amortiguar este incremento del pH y se produce un desplazamiento del sistema carbónico-carbonato hasta la formación de este último. En lagos calcáreos, como el lago AV, con moderada salinidad y altas temperaturas, en las que el producto de solubilidad de la calcita es bajo, se puede dar una intensa precipitación de carbonato cálcico y una disminución de la alcalinidad

(Soria et al., 2005). Los suelos agrícolas de la zona norte del parque natural, analizados por Andreu et al. (1999), se caracterizan por un perfil impermeable, carbonatado, con propiedades hidromórficas y elevados niveles de salinidad; los horizontes analizados presentaron una estructura franco arcillosa-limosa, pH alcalino, altos niveles de carbonatos totales e incidencia de fenómenos redox. Es conocido que el P puede co-precipitar con minerales carbonatados como la calcita, siendo un importante mecanismo de eliminación de P desde la columna de agua (Otsuki & Wetzel, 1972; Reddy et al., 1933; Diaz et al., 1994; Hartley et al., 1997; Gu & Dreschel, 2008). La iniciación de este proceso en ambientes naturales es probablemente inducida por el incremento de pH debido a la actividad fotosintética (Otsuki & Wetzel, 1992; Pomogyi, 1993; Hartley et al., 1997). Díaz et al. (1994), encontró una eliminación efectiva de P mediante la precipitación del mismo con concentraciones de calcio superiores a 100 mg L^{-1} y el pH igual a 8. En FG, este mecanismo pudo haber jugado un papel significativo en la eliminación de P desde la columna de agua, al igual que en otros humedales artificiales destinados también a tratar aguas naturales (Pomogyi, 1993; Nairn & Mitsch, 2000), dado que la alta productividad primaria dentro del humedal y la más que probable presencia de calcio en la columna de agua, brindaron condiciones adecuadas para ello.

En general, se considera que la concentración de P en el efluente del humedal depende principalmente de la concentración de entrada, de la carga de P y de la CH aplicada al sistema (Kaldec & Wallace, 2009), aunque otros factores como el tipo de vegetación dominante y los anteriores usos del suelo pueden también influir en la misma (Coveney et al., 2002; Dunne et al., 2012; Pietro & Ivanoff, 2015). Los modelos empleados en la literatura para estimar la concentración de salida de las celdas de tratamiento suelen emplear la concentración de entrada y/o la carga hidráulica como variables independientes (Kadlec & Knight, 1996). En FG, las concentraciones de PT y de PP en el efluente están débil y negativamente correlacionadas con la CH (Tabla 6-31), lo cual podría sugerir que altas CH favorecen la obtención de menores concentraciones de P. No obstante, como se ha indicado, la relación es muy débil con lo que para el rango de valores de CH con los que se ha trabajado, no parece existir una influencia de ésta sobre la concentración de P en el efluente. La falta de relación podría deberse a que la influencia de otros factores sobre la concentración de P en el efluente esté minimizando la influencia de la CH. En el caso del PID no se obtuvo ninguna relación con la CH.

A diferencia de los resultados encontrados en la bibliografía (Reddy et al., 1999; Kadlec, 2005a; Kadlec & Wallace, 2009), en este caso no se han encontrado correlaciones significativas entre las concentraciones medidas en el efluente del humedal y las cargas de entrada al mismo (Tabla 6-31). La relación hallada en el caso del PT es muy débil y además, no se observa gráficamente. El conjunto de datos empleados por los otros autores para las relaciones lineales log-log, entre ambas variables, abarca concentraciones de entrada de varios ordenes de magnitud. En cambio, en este caso el rango de concentraciones de

entrada es mucho más estrecho, y ello justificaría la falta de relación (Kadlec & Wallace, 2009; Dunne et al., 2015). Además, probablemente la influencia de otros factores, como la resuspensión y la pérdida de vegetación en el humedal, podrían estar minimizando la influencia de la carga de entrada sobre la concentración de salida. Como consecuencia de esta falta de relación, la carga de entrada no se pueda emplear, refiriéndonos en términos de diseño, para alcanzar una determinada concentración de P en el efluente, concretamente para el PT de 0.1 mg P L^{-1} (valor mínimo sostenible para las entradas de agua al lago AV (MMA, 2004). Además, esta concentración se alcanzó con valores de carga de entrada tan dispares como 1.78 y $27.92 \text{ g P m}^{-2} \text{ año}^{-1}$.

En cuanto a la cobertura vegetal, sí que se ha obtenido una relación, aunque débil, entre esta variable y las concentraciones de PT y de PID medidas en el efluente (Tabla 6-31). Las macrófitas pueden influir en el PID a través de su consumo y además, proporcionar mejores condiciones para la adsorción del mismo, al aportar OD a la zona de la rizosfera y contribuir con ello a la aparición de zonas aerobias en los sedimentos.

6.6.2.3 Cargas eliminadas y factores influyentes.

La masa eliminada por unidad de superficie y de tiempo osciló ampliamente a lo largo del periodo estudiado (Tabla 6-32), llegando en ocasiones a operar el humedal como fuente de P. Los valores máximos se alcanzaron durante el segundo año de estudio, siendo en el caso del PP y del PT significativamente superiores a las de los restantes años ($p < 0.05$). Las eliminaciones medias más bajas se registraron durante los dos últimos años.

Tabla 6-32: Cargas de eliminación medias de P, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal FG durante el periodo de estudio.

	PT ($\text{g P m}^{-2} \text{ año}^{-1}$)	PID ($\text{g P m}^{-2} \text{ año}^{-1}$)	PP ($\text{g P m}^{-2} \text{ año}^{-1}$)
Media $\pm \sigma$ (CV)	7.15 \pm 8.35 (118%)	2.894 \pm 6.953 (240%)	4.37 \pm 4.33(99%)
Mínimo	-4.70	-3.354	-3.43
Máximo	49.30	42.033	19.00

El valor medio de carga eliminada de PT es ligeramente superior, aunque muy próximo, a los valores obtenidos por Nairn & Mitsch (2000) y Fink & Mitsch (2004), cuyos humedales son sometidos a cargas de P ligeramente inferiores a las del humedal FG (Tabla 6-27). En cuanto al tratamiento de aguas eutrofizadas, las cargas eliminadas en FG son mayores a las obtenidas en otros estudios, aunque también lo son las cargas de entrada (Tabla 6-27). Además, los valores obtenidos en FG están en el rango superiores de los valores encontrados en la bibliografía, tanto para humedales de climas cálidos como fríos y tratando aguas con bajas concentraciones de P (Mitsch & Jørgensen, 2004). No obstante, valores significativamente mayores que los de FG se han registrado tratando aguas de escorrentía agrícola y/o urbana y aguas residuales (Mitsch & Jørgensen, 2004) (Tabla 6-27).

Entre los factores que pueden influir en la eliminación de P en un HA se encuentran la concentración y/o la carga de P en el influente, siendo estos además los más estudiados (Kadlec, 2005a). Ello se corrobora en FG, donde la carga eliminada incrementó linealmente con la concentración y con la carga de entrada (Tabla 6-33, Figura 6-54, Figura 6-55), en línea con otros autores (Mitsch et al., 1995; Tanner et al., 1995a; Moustafa et al., 1996; Reddy et al., 1999; Nairn & Mitsch, 2000; Kadlec, 2005a; Bojcevska & Tondereski, 2007; Lu et al., 2009a; Dunne et al., 2012; Moustafa et al., 2012; Dunne et al., 2015).

Tabla 6-33: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre la carga eliminada de P y la concentración de entrada (C_{in}), la carga de entrada (CM_{inf}), la temperatura (T), la carga hidráulica (CH), el tiempo de residencia hidráulico (TRH) y la cobertura vegetal (CVe).

Carga eliminada	C_{inf} ($mg L^{-1}$)	CM_{inf} ($g m^{-2} año^{-1}$)	T ($^{\circ}C$)	CH ($m año^{-1}$)	TRH (días)	CVe (%)
PT	0.509**	0.896**	-0.201	0.626**	-0.528**	0.277*
PID	0.831**	0.783**	-0.450**	0.066	-0.005	0.191
PP	0.416**	0.821**	0.092	0.570**	-0.497**	0.264*

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

Estas relaciones explican que los valores máximos de eliminación son mayores en el caso del PID que en el caso del PP (principal componente del PT), ya que después de eventos de lluvia, se registraron altas concentraciones de PT y de PID y con ello los valores más altos de cargas eliminadas.

En el caso concreto del PID, cuando la concentración de entrada fue superior a $0.082 mg P L^{-1}$ el sistema siempre operó como sumidero (Figura 6-54), mientras que para concentraciones inferiores a este valor, el sistema operó en la mitad de los casos como exportador. Para el caso del PT, con valores superiores en la entrada a $0.293 mg P L^{-1}$ el humedal siempre actuó como sumidero de PT (Figura 6-54) y para concentraciones inferiores a este valor, el sistema actuó en el 17% de los casos como fuente.

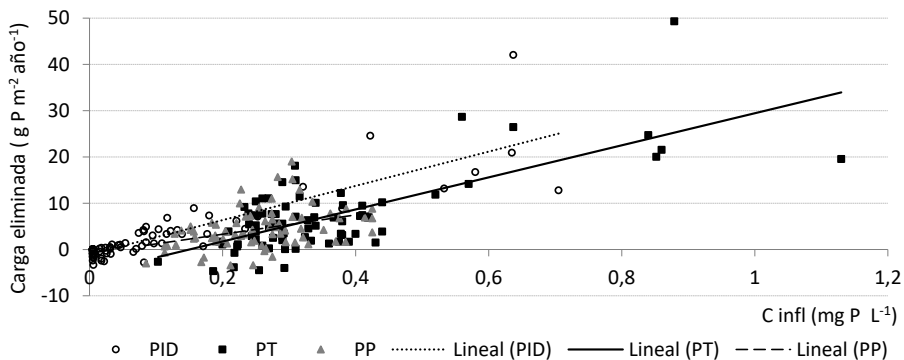


Figura 6-54: Concentraciones de PT, PP y PID ($mg P L^{-1}$) en el agua de entrada versus las cargas eliminadas ($g P m^{-2} año^{-1}$). Las líneas representan el ajuste lineal.

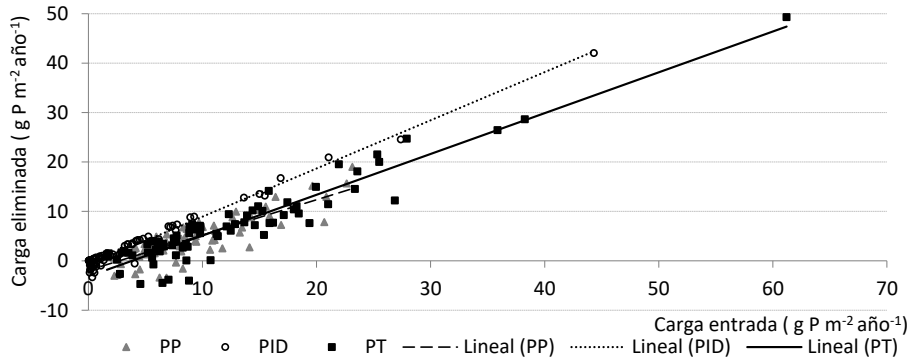


Figura 6-55: Carga de entrada de PT, PP y PID ($\text{g P m}^{-2} \text{año}^{-1}$) en el agua de entrada versus las cargas eliminadas ($\text{g P m}^{-2} \text{año}^{-1}$). Las líneas representan el ajuste lineal.

El incremento de la tasa de eliminación al incrementar la carga de entrada, indica que el humedal está en el tramo ascendente de la curva teórica. Para un determinado umbral, la eliminación del contaminante puede convertirse en asintótica y el incremento de la carga puede resultar en un aumento de la exportación del contaminante. Esta situación podría darse cuando se saturan los sitios de intercambio del suelo, se inhiba el consumo biológico o porque las velocidades del agua limiten los procesos de retención, tanto físicos como químicos (Nairn & Mitsch, 2000). Por tanto, la relación lineal sugiere que no se ha alcanzado la carga de eliminación máxima en este humedal (Dunne et al., 2012) y por tanto, que FG podría trabajar con mayores cargas de entrada. Sin embargo, se ha de tener en cuenta que el incremento de la carga de entrada puede resultar en un aumento de la concentración de salida y por tanto, en la disminución de la eficiencia de retención (Nichols, 1983; Richardson et al., 1997).

Otro factor que influyó significativamente en las cargas eliminadas de PT y PP, pero no en las del PID, fue la CH (Tabla 6-33). La relación es también lineal (Figura 6-56), indicando que no se ha alcanzado la CH máxima aplicable. Es probable que aumentando la CH por encima de 58 m año^{-1} se incremente la masa de P eliminada por el humedal, siempre que no se supere la capacidad máxima de tratamiento. Kadlec (1999b) sugiere que la CH máxima es 100 m año^{-1} . En el caso que nos ocupa, es probable que el límite para la CH no esté muy lejos, ya que el límite de calado es de 0.35 m . Aumentar mucho la CH sin incrementar la profundidad de la lámina de agua, implica trabajar con TRH muy bajos, lo cual podría repercutir negativamente en los procesos de eliminación del P y de otros contaminantes.

Asumiendo que debe existir un umbral máximo para la CH, se han ajustado los datos recogidos en la Tabla 6-34 a una función de tipo cuadrática. El resultado se muestra en la Figura 6-57. El umbral de CH aplicada al sistema para obtener la máxima eliminación de PT, en términos de masa por unidad de superficie, se estima en 115 m año^{-1} . Este valor es superior al máximo fijado por Kadlec (1999b) (100 m año^{-1}). No obstante, con una profundidad de la lámina de agua de 0.35 m resultaría en un tiempo de residencia hidráulico de 1.1 días,

superior a 1, tal y como aconseja también este autor. Con una lámina de agua de 0.30 m, el TRH sería ligeramente inferior a 1 (0.95 días), pudiéndose limitar los procesos involucrados en la reducción de nutrientes. Por otra parte, profundidades de la lámina de agua mayores de estos 0.30-0.35 m no pueden darse en el humedal debido al diseño del mismo. Además, profundidades de la columna de agua mayores que estas, podrían por una parte afectar negativamente a la vegetación emergente de las celdas y a las aves que viven parte o toda su vida ligadas a estos HAFSTP y por otra parte, podría disminuir la oportunidad para las reacciones entre los nutrientes de la columna de agua y el suelo.

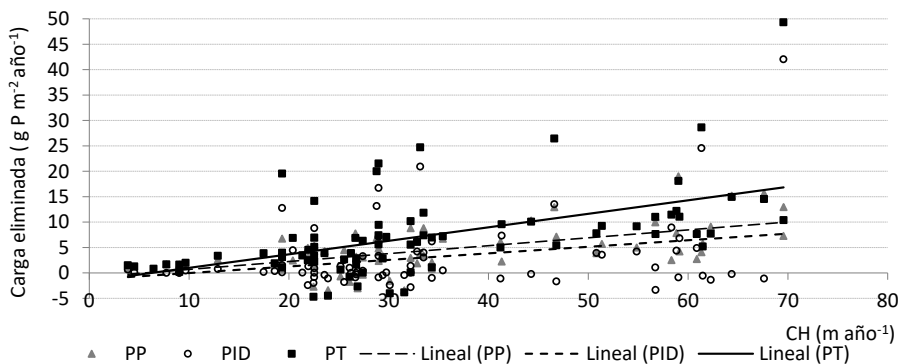


Figura 6-56: Carga hidráulica aplicada al sistema versus las cargas eliminadas de P ($\text{g P m}^{-2} \text{año}^{-1}$). Las líneas representan el ajuste lineal.

Tabla 6-34: Carga eliminada media de PT obtenida en cada CH media aplicada.

CH (m año^{-1})	Carga eliminada ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$)
7	1.30
25	6.67
32	9.11
58	14.70

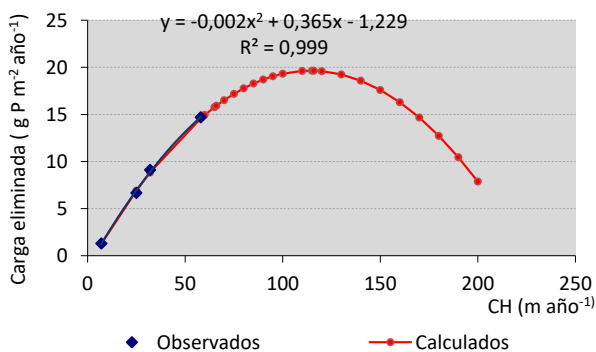


Figura 6-57: Cargas medias eliminadas de PT ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$) en el humedal FG versus la CH aplicada al sistema (m año^{-1}). La línea roja representa el ajuste a una ecuación polinómica de orden 2.

Dado las correlaciones obtenidas con la CH, no es sorprendente que las eliminaciones de PT y PP estén correlacionadas significativa e inversamente con el TRH (Tabla 6-33). No obstante, estas correlaciones no fueron lineales sino que fueron logarítmicas (Figura 6-58) y además, débiles. Esta relación negativa es lógica ya que la tasa absoluta de eliminación de un contaminante, $(C_{in} - C_s) \times Q$, incrementa con la disminución del tiempo de residencia (Persson, 2003). Nuevamente, no se obtuvo ninguna correlación significativa en el caso del PID (Tabla 6-33).

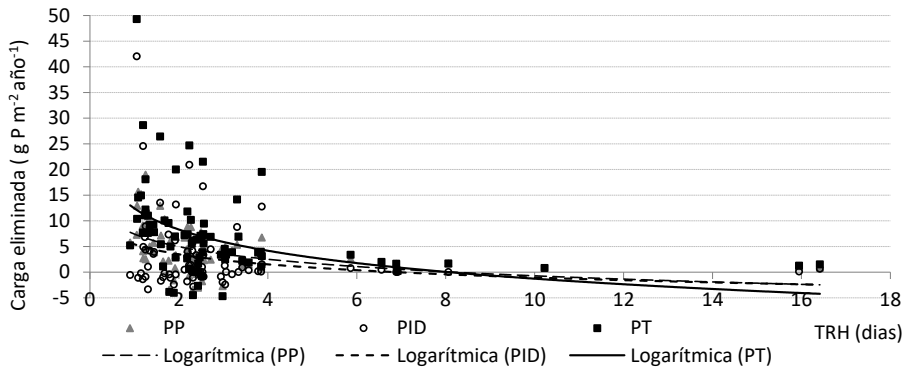


Figura 6-58: Tiempo de residencia hidráulico en el sistema versus las cargas eliminadas de P ($\text{g P m}^{-2} \text{año}^{-1}$). La línea negra representa el ajuste logarítmico.

Por tanto, la eliminación de PT fue mayor durante los periodos con mayor CH y mayor carga de P en la entrada, debido al efecto combinado de altas CH y altas concentraciones de entrada, de acuerdo con los resultados publicados por Dunne et al. (2012).

Dada la relación existente entre las concentraciones registradas en la entrada y las cargas eliminadas, podría existir también una variación estacional en estas últimas (Figura 6-59). Las cargas de eliminación de PT y de PID fueron superiores en otoño y en invierno y las de PP en otoño. Los valores atípicos de PT y PID obtenidos en verano (Figura 6-59), se midieron después de importantes precipitaciones en la zona. Las eliminaciones alcanzadas en los HA del lago Apopka también fueron superiores en los meses más fríos (Dunne et al., 2015). En el caso del PID, las cargas eliminadas están inversamente correlacionadas con la temperatura (Tabla 6-33), señalando que las eliminaciones más altas se alcanzaron en los meses más fríos. Ello podría relacionarse: con concentraciones altas en el influente, con una mayor retención del PID en los suelos del humedal debido a las altas concentraciones de OD en la columna de agua, con una menor tasa de liberación del PID desde los procesos de descomposición de la materia orgánica y con un consumo de éste por parte del fitoplancton. En el caso del PT y PP, la falta de correlación con la temperatura, podría estar indicando que el principal mecanismo de eliminación de estos dos componentes es un proceso físico, siendo en este caso la sedimentación (Kadlec & Reddy, 2001).

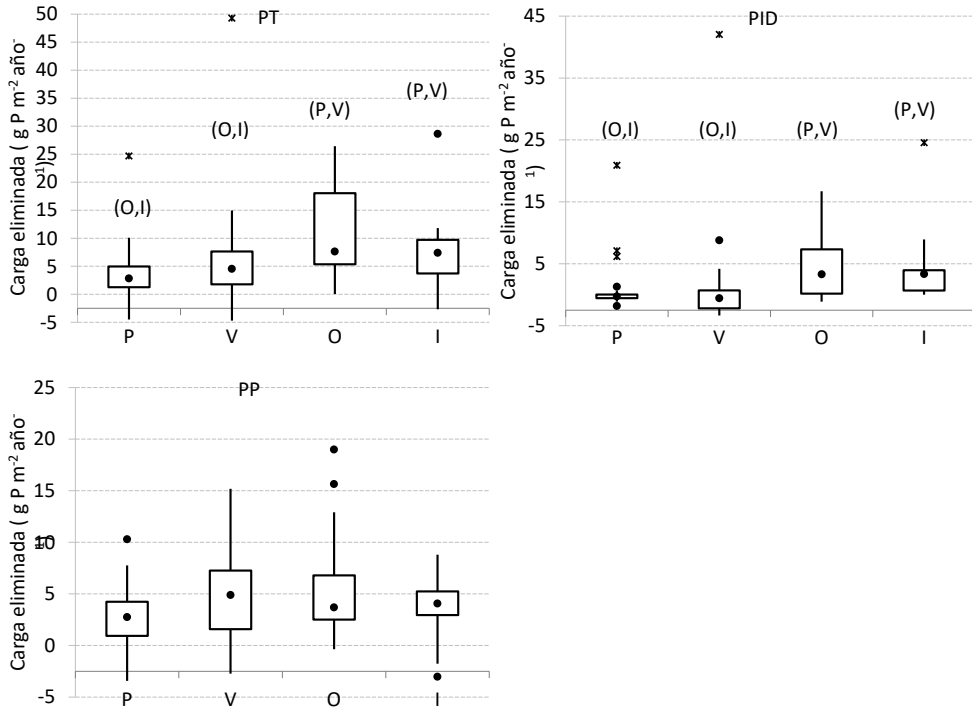


Figura 6-59: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las cargas eliminadas de PT, PID y PP en cada una de las estaciones del año. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. Diferencias significativas al nivel estadístico $p < 0.05$.

En cuanto a la influencia del grado de cobertura vegetal en el humedal sobre la eliminación de P, se ha encontrado una correlación significativa y débil para el PT y para el PP (Tabla 6-33). La mejora de la eliminación con el grado de cobertura vegetal respondería al papel de la vegetación en la mejora de la sedimentación de las formas particuladas y en la prevención de la resuspensión del P ya sedimentado.

6.6.2.4 Almacenamiento de P en las plantas.

En general, se considera que para sistemas que operan con bajas cargas²², la cantidad de P asimilado por las plantas (del orden de $0.1-4 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) puede ser significativa, mientras que en sistemas muy cargados no (Kadlec, 2005a). No obstante, hay una controversia en la literatura sobre el papel de las plantas en la eliminación del P. Por ejemplo, Nairn & Mitsch (2000), tratando agua del río Olentangy (EEUU), no encontraron diferencias significativas en la eliminación de P entre un humedal vegetado y otro que no, mientras que Tanner et al. (1995) encontró mejores eliminaciones de P en los humedales vegetados²³. En un estudio

²² Menor de $10-20 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Vymazal, 2007).

²³ Un porcentaje inferior al 8% del P eliminado pudo ser atribuido al almacenamiento de este nutriente en la biomasa vegetal.

llevado a cabo en China, tratando agua sintética simulando la de un río contaminado, el P retirado por las plantas alcanzó el 4.81-22.33% del PT en el influente (Wu et al., 2013). Soto et al. (1999) describió eliminaciones de P del 20% por parte de la vegetación presente en el sistema en verano. El consumo de P por las plantas en el estudio llevado a cabo por Gottschall et al. (2007) solamente representó el 5% del P eliminado. Un porcentaje más bajo, del 0.8%, fue encontrado por Mustafa & Scholz (2011). Toet et al. (2005) señaló que la eliminación de P a través de la cosecha de la vegetación podría ser útil en humedales artificiales con cargas de P inferiores a $30 \text{ g P m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, mientras que Kadlec (2005a) definió la cosecha de la vegetación como un mecanismo inefectivo, ya que las eliminaciones serían inferiores al 10% de la carga anual, incluso en humedales ligeramente cargados.

En este estudio, el P acumulado en las plantas con respecto al total eliminado por el humedal FG (Ec. 24) representó entre un 9-41% (Tabla 6-35). Este porcentaje osciló dependiendo principalmente de la biomasa vegetal y de las cargas de entrada y eliminadas por el humedal (Tabla 6-7, Figura 6-60), siendo el porcentaje más importante cuanto mayor fue la primera y menor las segundas. En el tercer año se alcanzó el mayor porcentaje (41%) con una carga media de entrada de $7.04 \pm 2.27 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, una carga media eliminada de $2.50 \pm 3.26 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y una biomasa vegetal de $0.69 \text{ kg ms m}^{-2}$ (Tabla 6-7). Con respecto a la carga de entrada al humedal FG, los porcentajes de P acumulado en las plantas oscilaron entre un 6 y un 16%.

Tabla 6-35: Porcentaje de P acumulado en las plantas con respecto al total eliminado en cada año y en cada una de las celdas de tratamiento del humedal FG, así como en el conjunto del mismo .

Años	FG1	FG2	FG3	FG
Abril 2009-marzo 2010	14%	43%	2%	22%
Abril 2010-marzo 2011	0.3%	15%	5%	9%
Abril 2011-marzo 2012	*	27%	8%	41%
Abril 2012-octubre 2012	4%	10%	*	39%

*La celda exportó P.

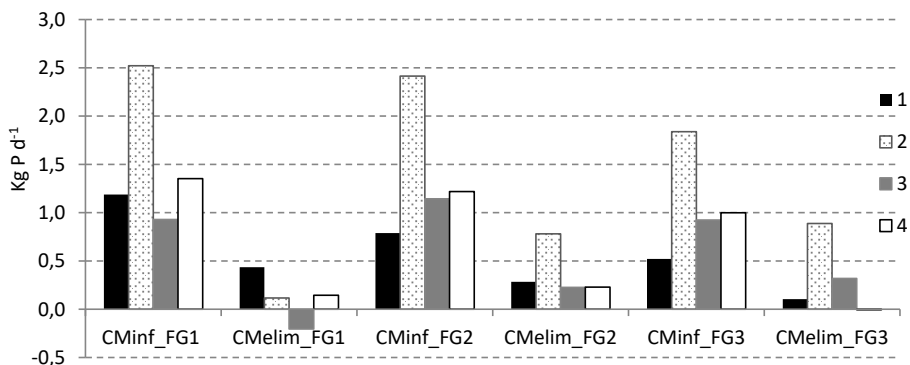


Figura 6-60: Carga media de P de entrada (CMinf) y carga media de P eliminada (CMelim) en cada una de las celdas de tratamiento y para cada uno de los años de estudio.

De los resultados de la Tabla 6-35, se constata que el cosechado es un mecanismo interesante para la eliminación de P, sobre todo a cargas de entrada por debajo de 0.79 kg P d^{-1} ($15.81 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) y una biomasa vegetal del 1.5 kg ms m^{-2} (Tabla 6-7), valores correspondientes a la celda FG2 en el primer año de estudio. Estudios previos con agua también eutrofizada, estimaron el consumo de P por parte de la biomasa aérea entre un 35-75% (Tang et al., 2009) y un 57% (Li et al., 2008), ambos porcentajes referidos a la enea. En ambos casos, al igual que en FG, el consumo de P por parte de las plantas jugó un papel importante en la eliminación de P desde el agua eutrofizada. Coveney et al. (2002) estimó en un 51%²⁴ y Li et al. (2008) en un 81% el P eliminado en la biomasa total (aérea más subterránea).

No obstante, en FG solamente se cosechó la celda FG1 (octubre 2009), consiguiendo con ello retirar del sistema, de forma permanente, el 14% del P eliminado en la misma (Tabla 6-35). Con respecto a la carga anual de P a esta celda, esto supuso el 5%. En el resto de celdas, la mayor parte del P asimilado probablemente fue de nuevo liberado a la columna de agua en el periodo de senescencia y muerte de la vegetación (Brix, 1997), salvo un 10-20% que pudo quedar retenido de forma permanente en el suelo, dando lugar a nuevo suelo y sedimento en el humedal (Kadlec, 2005a). Con lo cual, el porcentaje real de P retirado del sistema mediante la cosecha de las plantas en el humedal FG fue del 5% (Ec. 25).

Aunque el almacenamiento de P en las plantas es importante, el principal mecanismo de eliminación de P en FG es la sedimentación de la fracción particulada (Martín et al., 2013), de acuerdo con otros estudios llevados a cabo en HAFS (Braskerud, 2002a; Coveney et al., 2002; Dunne et al., 2012, 2015). El principal inconveniente que presenta este mecanismo es que la eliminación de P a largo plazo se encuentra limitada a la formación de suelo nuevo (Kadlec & Knight, 1996; Kadlec, 1999b), de otra forma, el P sedimentado puede ser reciclado a la columna de agua desde los sedimentos.

6.6.2.5 Rendimientos de eliminación y factores influyentes.

Además de ser interesante conocer las tasas de eliminación de las distintas fracciones de P estudiadas y los parámetros que influyen en las mismas, también lo es conocer la eficiencia alcanzada por el sistema y los factores que influyen en la misma. Como se ha comentado en diversas ocasiones, el objetivo perseguido en este proyecto no solo es eliminar la máxima masa de P posible, sino que también lo es alcanzar una baja concentración del mismo a la salida del humedal. El conflicto entre estos dos objetivos surge porque conseguir eliminar altas cantidades de P (en masa) implica trabajar a altas cargas, las cuales suelen estar inversamente relacionadas con la eficiencia alcanzada por el humedal para la eliminación de nutrientes (Nichols, 1993). El aumento de la carga de nutrientes a tratar por el humedal va

²⁴ Respecto al particulado eliminado.

acompañado de un aumento de la CH, y generalmente, como consecuencia de ello, una disminución del TRH. Esto implica que disminuya el tiempo de contacto entre los nutrientes y el sedimento o entre estos y las comunidades bióticas, dificultando de este modo que las reacciones tengan lugar. En estos casos, los procesos de eliminación se ven reducidos a la sedimentación de la materia particulada (Nichols, 1993). Con lo cual, probablemente estos dos objetivos no se puedan conseguir a la vez.

En la Tabla 6-36 se recoge el rango de valores de rendimientos de eliminación diarios obtenidos para el PT, PP y PID.

Tabla 6-36: Rendimientos de eliminación de P mínimos y máximos diarios obtenidos en el humedal FG durante el periodo de estudio.

	PT (%)	PID (%)	PP (%)
Mínimo	-103	-2131	-132
Máximo	89	99	82

Los rendimientos globales obtenidos fueron muy satisfactorios tanto para el PT, PID como para el PP (Tabla 6-37), estando el valor del PT en el rango de los valores encontrados en la literatura, tanto para aguas no residuales como residuales (Tabla 6-27).

Tabla 6-37: Rendimientos de eliminación de P globales, cargas de entrada totales (kg) y cargas de salida totales (kg) de abril del 2009 a octubre del 2012.

	PT	PID	PP
Carga de entrada total (kg P)	1991	596	1395
Carga de salida total (kg P)	912	174	738
Rendimiento global (%)	54	71	47

En la Tabla 6-38 se recogen los parámetros que han influido sobre los rendimientos alcanzados.

Tabla 6-38: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre los rendimientos de P obtenidos y la concentración de entrada (C_{in}), la carga de entrada (CM_{inf}), la temperatura (T), el oxígeno disuelto (OD), pH, la carga hidráulica (CH), el tiempo de residencia hidráulico (TRH) y la cobertura vegetal (CVe).

Rendimiento (%)	C_{inf} ($mg\ P\ L^{-1}$)	CM_{inf} ($g\ m^{-2}año^{-1}$)	T ($^{\circ}C$)	OD ($mg\ O\ L^{-1}$)	pH	CH ($m\ año^{-1}$)	TRH (días)	CVe (%)
PT	0.588**	0.429**	-0.139	0.018	0.047	0.095	0.007	0.347**
PID	0.814**	0.709**	-0.431**	0.506**	0.477**	-0.050	0.142	0.307**
PP	0.453**	0.276*	0.201	-0.320**	-0.276**	0.015	0.060	0.275*

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

Para todas las fracciones del fósforo estudiadas, se ha obtenido una correlación significativa y de tipo logarítmico entre la concentración medida en el influente (y aunque más débil, con la carga de entrada) y los rendimientos alcanzados (Tabla 6-38, Figura 6-61). Por tanto, la eficiencia del sistema de tratamiento incrementó con la concentración de P en el influente y

con la carga, permitiendo de este modo, obtener concentraciones de fósforo bajas en el efluente aún cuando estas últimas fueron altas.

El coeficiente de correlación de *Spearman* para la concentración de entrada es especialmente alto en el caso del PID. Esto podría relacionarse con las bajas concentraciones medidas en el influente (en el 33% de los casos inferiores al límite de detección del método analítico empleado (0.01 mg P L^{-1})), las cuales probablemente limiten la consecución de rendimientos positivos. De hecho, con concentraciones en el influente superiores a $0.082 \text{ mg P L}^{-1}$, siempre se obtuvieron eliminaciones positivas.

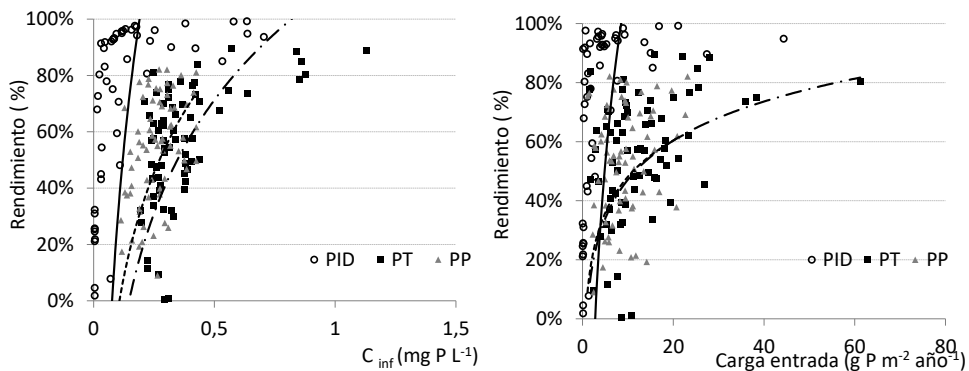


Figura 6-61: Concentraciones (mg P L^{-1}) y carga de entrada de P ($\text{g P m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) versus los rendimientos obtenidos (%). Solamente se representan rendimientos positivos. Las líneas negras representan el ajuste logarítmico.

Los resultados obtenidos de las relaciones logarítmicas (Figura 6-61) muestran que con concentraciones de entrada de PT, PP y PID superiores a $0.147 \text{ mg P L}^{-1}$, $0.107 \text{ mg P L}^{-1}$ y $0.076 \text{ mg P L}^{-1}$, respectivamente, incrementa la probabilidad de obtener eficiencias de eliminación positivas. Para el caso del PID, el valor obtenido es inferior al $0.082 \text{ mg P L}^{-1}$ medido y fijado como límite hasta este momento.

Los rendimientos de eliminación de PID también están significativamente correlacionados con la temperatura, el OD y el pH (Tabla 6-38)²⁵. En el caso de la temperatura, la correlación aunque es muy débil, sigue una tendencia lineal, obteniéndose las mejores eficiencias en las épocas más frías. Las relaciones con el OD y el pH siguieron una tendencia logarítmica. Altas concentraciones de OD en la columna de agua favorecen la retención del P en el sedimento del humedal y altos valores de pH podrían favorecer la co-precipitación de P con carbonato cálcico, tal y como se comentó en un epígrafe anterior.

²⁵ Aunque se ha obtenido una correlación débil pero significativa entre los rendimientos de eliminación del PP y el OD medido en la columna de agua (Tabla 6-38), gráficamente se observa que no existe tal relación. Lo mismo ocurre con el pH. Es probable, que la relación salga significativa debido a que tanto el OD como el pH están correlacionados significativamente con la presencia de fitoplancton (medida como $Cl\ a$), al igual que el rendimiento de eliminación de PP ($r=-0.595$, $p<0.01$).

Las CHs y los TRHs empleados en el sistema no parecen haber influido en los rendimientos de P obtenidos (Tabla 6-38), y además, no existen diferencias significativas entre los rendimientos obtenidos operando con CH medias entre 7 y 58 m año⁻¹. No obstante, el rendimiento medio de eliminación de PT (Tabla 6-39), y de PP (Tabla 10-1), mejoró al incrementar la CH desde 7 hasta 32 m año⁻¹ (al igual que con los SST), probablemente resultado del desarrollo de la vegetación en el humedal, resultando en una mejora del proceso de sedimentación. Operando a 58 m año⁻¹, se detectó una ligera disminución del rendimiento medio obtenido, lo cual se atribuyó a la pérdida progresiva de vegetación durante ese periodo de tiempo y a una disminución, desde aproximadamente diciembre del 2010, de la concentración de entrada. Los rendimientos obtenidos operando a 27 m año⁻¹ sí que fueron significativamente inferiores a los obtenidos en los periodos anteriores ($p < 0.05$). Este resultado se discutirá más adelante.

Tabla 6-39: Rendimientos de eliminación medios de PT, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), mediana, valores mínimos y máximos obtenidos para cada una de las CH medias aplicadas al humedal FG.

	7	25	32	58	27
Media $\pm \sigma$ (CV)	55 \pm 25 (45%)	57 \pm 25 (44%)	65 \pm 16 (25%)	61 \pm 12 (20%)	20 \pm 53 (265%)
Mediana	58	63	68	59	33
Mínimo	10	1	28	39	-103
Máximo	84	89	88	81	78

Con respecto al PID, la distribución de los rendimientos dentro de cada CH se aleja mucho de la distribución normal, por lo que es más apropiado analizar la mediana. No hay diferencias apreciables entre las distintas CH aplicadas al sistema Tabla 10-2, con excepción de la CH de 27 m año⁻¹ ($p < 0.05$). El mejor resultado se obtuvo con la CH de 58 m año⁻¹.

No obstante, factores distintos a la CH como son la pérdida de cobertura vegetal, la variación de la concentración de entrada o la resuspensión de los sedimentos, podrían estar enmascarando la influencia de esta variable sobre la eliminación del P. Wu et al. (2013) encontró que TRH altos resultaron en más contactos e interacciones del P con el medio y las raíces, lo que a su vez favoreció una mayor adsorción, transformación y consumo de P en los humedales. Además, se puede deducir que no se ha alcanzado el límite en la CH aplicada al sistema, pues las eficiencias obtenidas o bien se vieron mejoradas o bien se mantuvieron prácticamente iguales, sin diferencias significativas a medida que se incrementó la CH. Este resultado es interesante dado que, una mayor CH implica tratar más masa de nutrientes y de fitoplancton por unidad de superficie, lo que se traduce en una mayor cantidad eliminada de los mismos.

Los rendimientos obtenidos de las tres fracciones de P estudiadas están correlacionados con el grado de cobertura vegetal del humedal (Tabla 6-38). En la figura 6-62 se observa como los rendimientos medios obtenidos a distintos grados de CVe mejoran al aumentar el grado de

CVe²⁶. No obstante, la variabilidad encontrada en cada uno de los escalones fijados de CVE es alta, debido a la influencia de otras variables como la concentración de entrada.

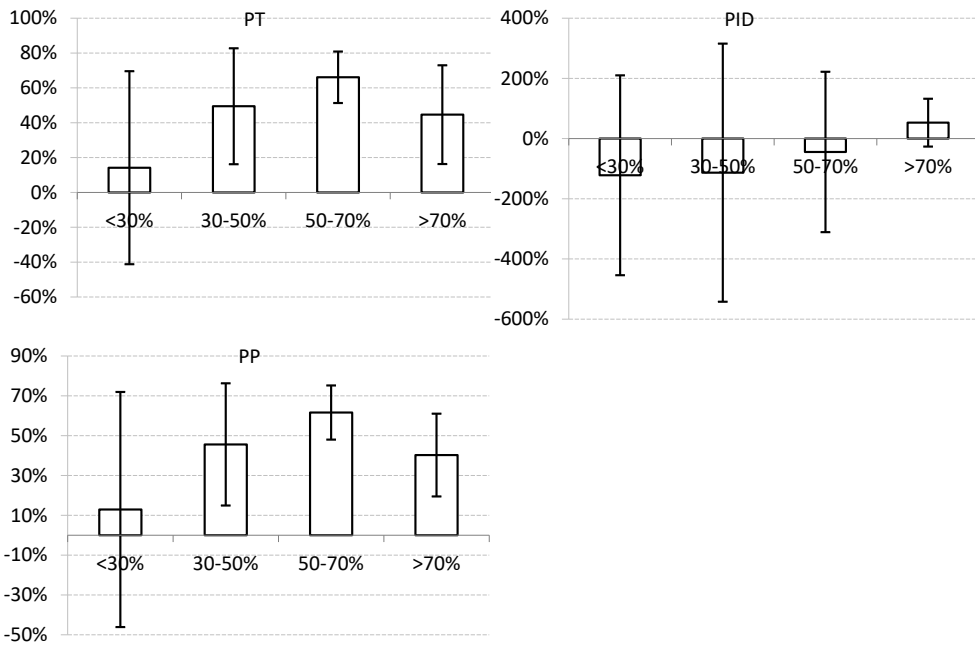


Figura 6-62: Rendimientos promedio de eliminación obtenidos a diferentes grados de cobertura vegetal en el humedal FG. Las líneas representan las desviaciones típicas.

La mejoría observada en la eliminación del PID con el aumento de la CVE (Figura 6-62), puede responder tanto al consumo del mismo (nutriente), como a la aparición de condiciones aerobias en el sedimento, resultado del aporte de oxígeno a través de las raíces de las plantas (Hammer & Bastian, 1989; Brix, 1994b, 1997; Armstrong et al., 2006; Vymazal, 2011b). Estas condiciones pudieron favorecer los procesos de precipitación de P y limitar la liberación del mismo desde el sedimento a la columna de agua. Es conocido que la falta de macrófitas profundamente enraizadas promueve sedimentos reducidos, los cuales pueden liberar nutrientes a la columna de agua (Erler et al., 2011). No obstante, no todos los efectos de la vegetación sobre la eliminación de fósforo son positivos. Kadlec & Knight (1996) recogen la posibilidad de aparecer concentraciones de OD por debajo de 1.0 mg O L⁻¹ cuando existe una vegetación muy densa, lo que puede desencadenar en una liberación de fósforo acumulado en el sedimento hacia la columna de agua. A este respecto, en FG no existe una correlación significativa entre la concentración de OD en la columna de agua y el grado de CVE del mismo.

²⁶ La disminución observada con el grado de CVE >70% se relaciona con una disminución de la concentración de entrada de PT y PP con respecto al grado de CVE entre 50-70%. Además, solamente se disponen de 6 datos para este grado de CVE.

En cuanto a las variaciones estacionales en los rendimientos alcanzados para el P (Figura 6-63), estos fueron en el caso del PT y del PID ligeramente superiores en otoño e invierno, coincidiendo con una mayor concentración de entrada y con mayor concentración de OD en la columna de agua. Para el PP los rendimientos más bajos se obtuvieron en invierno, coincidiendo con una menor concentración de entrada.

Tal y como ya se ha comentado, las bajas temperaturas pudieron ralentizar procesos biogeoquímicos, como la descomposición de la materia orgánica, y las altas concentraciones de OD pudieron mejorar la retención de P en los sedimentos. De hecho, en invierno el humedal siempre operó como sumidero de PID. Por el contrario, en las estaciones más cálidas, las altas temperaturas favorecen las tasas de mineralización de la materia orgánica y las bajas concentraciones de OD detectadas en la columna de agua pudieron favorecer la liberación de P desde los sedimentos. A partir del segundo año de funcionamiento, el humedal operó todos los veranos como exportador de PID. Kadlec et al. (2012) relacionó los valores negativos de eliminación que obtuvieron en julio y agosto (temperaturas cálidas) con una liberación de P, debido a las condiciones reductoras y a la descomposición de detritos.

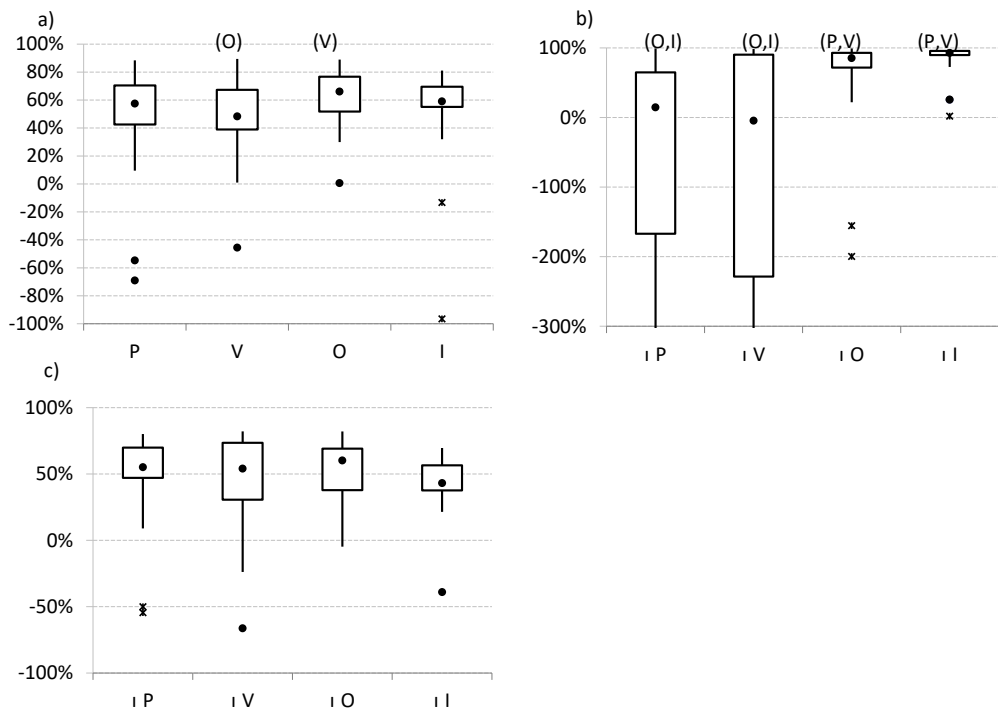


Figura 6-63: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan los rendimientos obtenidos en cada una de las estaciones del año. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. a) PT, b) PID y c) PP. Los ejes verticales han sido fijados en -100% para el PT y para el PP y en -300% para el PID, con el fin de facilitar la visualización de los resultados. Diferencias significativas al nivel estadístico $p < 0.05$.

6.6.2.5.1 Evolución de los rendimientos obtenidos a lo largo del periodo de estudio.

En la Tabla 6-40 se recogen los rendimientos obtenidos de los balances anuales (abril-marzo). De dicha tabla se extrae que en todos los periodos de estudio, el humedal operó como sumidero de P. Los dos primeros años se obtuvieron eliminaciones muy buenas y entre los valores más altos encontrados para el P en la literatura (Tabla 6-27). No obstante, se observa una reducción significativa en los rendimientos alcanzados en los dos últimos años, siendo del orden de los valores más bajos encontrados para aguas no residuales en la bibliografía (Tabla 6-27). No obstante, el último periodo (marzo-octubre) no es totalmente comparable con el resto.

Tabla 6-40: Rendimientos de eliminación anuales de P obtenidos en FG.

Años	PT (%)	PID (%)	PP (%)
1	64	83	56
2	65	82	57
3	39	30	40
4	26	39	20

Los valores alcanzados durante los dos primeros periodos de estudio, se podrían relacionar con una alta adsorción, una mejor sedimentación de la fracción particulada y con el crecimiento de la biomasa vegetal del humedal (Kadlec et al., 2012; Wu et al., 2013). En algunos estudios se ha visto que, la retención de P es alta durante los primeros años de funcionamiento del humedal y va disminuyendo de manera continua conforme los sedimentos y suelos del humedal se van saturando de P (Fink & Mitsch, 2004). Nichols (1983) señaló que durante los dos primeros años, se pueden esperar retenciones de hasta un 70% a cargas de P tan altas como $10-15 \text{ g P m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, pero si se siguen aplicando esas cargas de P al sistema, estas eliminaciones no se mantendrán en el tiempo debido a una disminución de la capacidad de retención del sistema.

La disminución significativa de la eficiencia en FG durante los dos últimos periodos de estudio, podría relacionarse con varios factores. Por un lado, durante el tercer año se registró una importante disminución de la concentración de P en el influente. Además, a lo largo del tiempo, se produjo una importante acumulación de materia orgánica sobre los sedimentos del humedal, la cual es mineralizada, liberando nutrientes a la columna de agua. Por otra parte, como se ha comentado en el párrafo anterior, cuando se añaden importantes cantidades de P, se puede llegar a saturar la capacidad de adsorción del mismo (Nichols, 1983; Richardson, 1985) y por tanto, perder la capacidad de retención del humedal. Hay cierta discusión en la literatura sobre cual es el límite de la carga de P que se debe aplicar al humedal para que éste opere como sumidero de P a largo plazo. La regla se basa en que el almacenamiento de P en el humedal es proporcional a la carga de P, pero la concentración de salida incrementa exponencialmente después de que se alcance un cierto umbral. Richardson et al. (1997) sugirió que ese valor es $1 \text{ g P m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (*One Gram Rule*). Este umbral

se define como la capacidad de asimilación del humedal, y es aquella carga másica que no resulta en un incremento significativo en la concentración de salida. El análisis de los datos de la NADB (*North American Treatment Wetland Database*) reveló que cuando las cargas de P fueron inferiores a $1 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, la concentración de salida no sólo se mantuvo constante sino que fue extremadamente baja (mediana de 0.04 mg P L^{-1}). Si esto se cumple también en el humedal FG, entonces puede que el sistema esté sobrecargado y por tanto, los mecanismos de eliminación (el consumo de P por plantas y algas, la adsorción al suelo y la precipitación) se verán saturados a medio-largo plazo y la concentración de PT en el humedal incrementará. Más recientemente, Juston & DeBusk (2006) publicaron que con cargas de P en el influente iguales o inferiores a $1.3 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, las concentraciones de PT a la salida de varios humedales en el sur de Florida fueron inferiores a 0.03 mg P L^{-1} . Gu & Dreschel (2008) encontraron concentraciones de PT en el efluente de 0.02 mg P L^{-1} o inferiores cuando la carga de PT fue igual o menor que $1 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$. Kadlec (1999b) sostiene que ese umbral no es un valor único, sino que oscila entre $0.1\text{-}10 \text{ g P m}^{-2} \text{ año}^{-1}$. Aún así, la carga promedio de entrada de PT a FG es superior a esos valores y la mediana está en el límite superior de estos ($9.3 \text{ g P m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). Por tanto, es probable que el humedal termine operando como fuente de P, a menos que se reduzcan las cargas de P aplicadas al sistema de tratamiento.

Además de todo lo anterior, también la pérdida de cobertura vegetal probablemente influyó en la disminución de la eficiencia de eliminación de P por el humedal. Los beneficios de la vegetación en el humedal en lo referido a la eliminación de P ya han sido anteriormente expuestos.

No obstante, aunque el humedal perdió eficiencia en la eliminación de P a lo largo del periodo de estudio, la capacidad máxima de almacenar P no se ha alcanzado en el sistema, pues la eliminación de PT acumulada sigue una tendencia lineal (Figura 6-64). En cambio, para el PID sí que parece que a partir del segundo año de funcionamiento se alcanzó la capacidad máxima de eliminación. Por tanto, el mecanismo a largo plazo de eliminación de P parece responder a una sedimentación y posterior acreción, siempre que las condiciones ambientales sean apropiadas (Dunne et al., 2015). Otros autores también registraron una pérdida de eficiencia en la eliminación de P a lo largo de los años (Fink & Mitsch, 2004). Para frenar la exportación de P soluble, algunos autores sugieren llevar a cabo programas de dragado (Fisher et al. 2009).

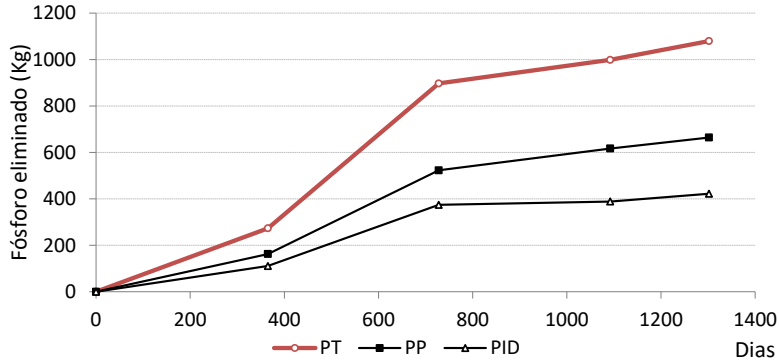


Figura 6-64: Fósforo eliminado acumulado (Kg) por el humedal FG desde abril del 2009 hasta octubre del 2012.

En la Tabla 6-41 se recogen las eficiencias de eliminación de P alcanzadas en cada una de las celdas de FG. Como se observa, los rendimientos de PT y PP en FG1 se vieron mermados después de su cosechado y en cambio, se obtuvieron durante todo el estudio excelentes rendimientos de eliminación de PID. Estos rendimientos fueron mejores en los meses de menor temperatura. Los rendimientos en la celda FG2 también disminuyeron con la pérdida de cobertura vegetal en la celda. La eficiencia de la celda FG3 mejoró a la par que su cobertura vegetal y con el empeoramiento de la calidad del efluente de FG2.

Tabla 6-41: Rendimientos anuales de eliminación de P en cada una de las celdas del humedal FG.

	PT			PID			PP		
	FG1	FG2	FG3	FG1	FG2	FG3	FG1	FG2	FG3
1	37	36	20	80	22	38	15	0	20
2	5	32	48	84	-198	47	-39	64	43
3	-25	25	35	83	-347	34	-47	14	39
4	9	18	-1	87	-47	21	-24	-238	19

6.6.3 Humedales fp y F4.

En este apartado se presentan de manera resumida los aspectos más destacados del funcionamiento de estos dos humedales en referencia a la eliminación de fósforo. La información completa de este apartado se recoge en el anexo 10.3.2.

6.6.3.1 Humedal fp

- La carga media de entrada de PT ($10.55 \pm 5.98 \text{ g P m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) ha sido un 15% inferior a la del humedal FG, porcentaje muy similar al de los SST.
- En promedio de todo el periodo estudiado, el humedal redujo la concentración de entrada de PT, PP y PID ($p < 0.05$), siendo la concentración media de PT en el efluente de $0.243 \pm 0.112 \text{ mg L}^{-1}$ (superior al obtenido en FG).

- Al igual que con los SST, la concentración de salida aumentó significativamente tras el cosechado de la celda fp2 ($r=-0.351$, $p<0.01$)²⁷.
- Al igual que en FG, la temperatura y la concentración de OD influyeron en la concentración de PID en el efluente, siendo ésta superior en los meses cálidos.
- La carga media eliminada de PT (3.55 ± 5.09 g m⁻² año⁻¹) ha sido la mitad que la de FG, lo que se relaciona con una menor carga de entrada y con una peor eliminación de la fracción particulada del PP (un 82% inferior), al igual que en los SST. La carga eliminada de PID fue prácticamente la misma que en FG.
- Así pues, los principales factores que influyeron sobre las cargas eliminadas han sido: las concentraciones de entrada, la carga de entrada, el grado de cobertura vegetal (en el PP), el OD y la temperatura (en el PID).
- Al igual que en FG, cuando la biomasa vegetal en la celda es elevada (como en el primer año de estudio), la acumulación de P en las plantas supone alrededor de un 20% del P eliminado. Cantidad nada despreciable. Además, el mejor resultado se alcanzó también al finalizar la primera estación de crecimiento y en la segunda celda (fp2), con una carga media de entrada de 14.16 ± 7.07 g P m⁻² año⁻¹, una carga eliminada media de 1.51 ± 5.69 g P m⁻² año⁻¹ y una biomasa vegetal de 1.57 kg ms m⁻².
- El rendimiento global de PT (29%) fue inferior al alcanzado en FG, debido a la baja eficiencia de eliminación de la fracción particulada en el humedal (5%). En cambio, la eliminación de PID fue muy alta (85%). Al igual que con los SST, se produjo una pérdida de eficiencia de eliminación del PP con el tiempo, y en consecuencia de PT.
- Los principales factores que influyeron en las eficiencias alcanzadas han sido: la concentración de entrada, la CH (para el PT y PP), el grado de cobertura vegetal (para el PT y PP), la temperatura y el oxígeno (para el PID).

6.6.3.2 Humedal F4.

- La carga media de entrada de PT (11.30 ± 7.88 g P m⁻² año⁻¹), ha sido muy parecida a la del humedal FG (sólo un 9% de diferencia). En cambio, la del PID ha sido un 24% inferior.
- En promedio de todo el periodo estudiado, el humedal redujo la concentración de PT ($p<0.05$), PP ($p>0.05$) y PID ($p<0.05$) medidas en el PC, siendo la concentración media de PT en el efluente de 0.257 ± 0.137 mg L⁻¹ (superior a fp y FG).
- La evolución de la concentración de PT en el efluente fue muy similar a la de los SST, coincidiendo los picos de PT en el efluente con picos en la concentración de SST en ese mismo agua.
- La concentración de PID en el efluente nuevamente se relacionó con la temperatura y el OD.

²⁷ Coeficiente de correlación de *Spearman* entre la concentración de PP en el efluente y el grado de cobertura vegetal.

- Al igual que en fp, la carga media eliminada de PT ($3.08 \pm 6.27 \text{ g P m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) ha sido la mitad que la de FG, debido principalmente a una peor eliminación de la fracción particulada del PT (un 87% inferior). La carga eliminada de PID es similar a la de FG.
- Las cargas eliminadas dependieron principalmente de las concentraciones y las cargas de entrada y la temperatura, mostrando una vez más, eliminaciones mayores en los meses más fríos.
- Con respecto a la carga de entrada, el P acumulado por las plantas solamente supuso entre un 1-17%.
- El rendimiento global obtenido para el PT (24%) es inferior al alcanzado en FG, por los mismos motivos que los citados para las cargas eliminadas. Este humedal también funcionó muy bien reduciendo PID (84%). Para el PT y PP, los rendimientos disminuyeron con el tiempo.
- La concentración de entrada y la temperatura influyeron sobre los rendimientos alcanzados en el humedal.

6.7 ELIMINACIÓN NITRÓGENO.

6.7.1 Caracterización del nitrógeno en el agua de entrada.

La concentración de nitrógeno total (NT) en el agua de entrada desde el lago AV es altamente variable debido a las diferentes fuentes de nitrógeno existentes en el mismo: nitrógeno orgánico contenido en la biomasa fitoplanctónica, nitratos procedentes de la escorrentía agrícola y amonio procedente tanto de los sedimentos del mismo lago como de la escorrentía urbana y agrícola.

Las concentraciones de las distintas fracciones del N medidas en las entradas por el BP y por el PC se recogen en la Tabla 6-42. Como se observa, tanto el valor medio como el máximo de las concentraciones medidas en el PC, son marcadamente superiores a los obtenidos en el agua del BP.

Tabla 6-42: Concentraciones medias de N, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos registrados en el BP y en el PC en el periodo de estudio.

	NT (mg N L ⁻¹)		N-NH ₄ ⁺ (mg N L ⁻¹)		N-NO ₂ ⁻ (mg N L ⁻¹)		N-NO ₃ ⁻ (mg N L ⁻¹)	
	BP	PC	BP	PC	BP	PC	BP	PC
Media ±	3.75	5.39	0.440	0.642	0.139	0.161	1.929	3.296
σ	1.99	4.51	0.609	0.871	0.122	0.176	1.445	3.844
CV (%)	53%	84%	138%	136%	88%	109%	75%	117%
Mínimo	0.50	1.00	0.012	0.005	0.015	0.009	0.100	0.100
Máximo	11.50	21.45	3.110	6.000	0.670	1.160	7.200	17.100
Fracción NID			18%	19%	6%	6%	76%	75%

El componente mayoritario del NT en el BP y en el PC es el nitrógeno inorgánico disuelto (NID) (promedio del 61% y del 62%, respectivamente) y no el nitrógeno orgánico (Norg) como cabría esperar de unas aguas eutróficas como las que nos ocupan.

Entre los componentes que forman parte del NID, el componente mayoritario en ambas entradas son los N-NO₃⁻, seguido del N-NH₄⁺ y menos importante los N-NO₂⁻ (Tabla 6-42). La dominancia de los N-NO₃⁻ en estas aguas, queda justificada por la estabilidad química del compuesto y por la influencia de escorrentía agrícola en las mismas, al encontrarse el emplazamiento de los humedales rodeado por campos agrícolas destinados al cultivo del arroz. Los nitratos están presentes de manera importante en el agua de escorrentía agrícola, debido a la oxidación de los fertilizantes de amonio en las zonas no saturadas de los campos de cultivo. Además, en el PC en 5 ocasiones (n=75) fue detectada una concentración de nitratos superior a 50 mg NO₃⁻ L⁻¹ (11.3 mg N-NO₃⁻ L⁻¹), valor límite a partir del cual se declara zona afectada por la contaminación agrícola (Directiva 91/676/CEE).

Respecto al N-NH₄⁺, su concentración en los influentes presenta una alta variabilidad (Tabla 6-42), llegando a ser el componente mayoritario del NID después de episodios de lluvia.

Además, la concentración de este componente llegó a superar, en varias ocasiones (concretamente en el 16% de los datos obtenidos ($n=80$) para el BP y en el 28% ($n=75$) para el PC), la concentración umbral fijada en la Instrucción de Planificación Hidrológica ($<1 \text{ mg NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$) para establecer el buen estado de los ríos en España (ARM/2656/2008). Estas altas concentraciones de N-NH_4^+ generalmente se observaron después de importantes episodios de lluvias en la zona. Por tanto, este N-NH_4^+ parece proceder por una parte de la mineralización del Norg contenido en la paja del arroz no recogida en los campos y por otra parte, de la escorrentía superficial producida en episodios de lluvias. Además, el BP puede llevar altas concentraciones de este componente procedente de aguas residuales urbanas (Soria et al., 1987), ya que actualmente aunque se ha mejorado mucho la red de saneamiento en el entorno del lago, todavía siguen existiendo deficiencias en la misma que desencadenan en desagües al BP de aguas pluviales y de aguas residuales, principalmente procedente de aliviós desde sistemas unitarios (Mondria, 2010). Con respecto al PC, cabe mencionar que las aguas pluviales del municipio de Catarroja junto con las aguas residuales y retornos de riego de la acequia de Favara, son introducidos en el lago a través del PC (Mondria, 2010), pudiendo ser este agua fuente de amonio y nitratos.

En el BP se llegó a registrar una concentración máxima de $4.04 \text{ mg NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$ y en el PC de hasta $7.80 \text{ mg NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$. La entrada de estas altas concentraciones de amonio al lago es preocupante, puesto que debido a la alta actividad fitoplanctónica presente en el mismo, el pH puede llegar a sobrepasar el valor de 9, lo que junto con las elevadas temperaturas que se dan en la zona durante la época estival, pueden provocar el incremento de la forma no ionizada del amonio (NH_3) respecto al total del nitrógeno amoniacal. Esta forma es tóxica para los peces y otras formas de vida acuáticas a bajas concentraciones, normalmente superiores a 0.2 mg L^{-1} (Kadlec & Wallace, 2009).

Las concentraciones medidas en los influentes están en el orden de los valores encontrados en la literatura referidos a lagos eutrofizados, ríos y aguas de escorrentía agrícola (Tabla 6-43).

Tabla 6-43: Concentraciones de NT de varias fuentes de agua que son tratadas con humedales, así como concentraciones en el efluente de los mismos y eficiencias de eliminación. Escor. agríc.= escorrentía agrícola, Tto. 2^{ario}= Efluente tratamiento secundario.

Tipo influente	HA	CH (m año ⁻¹)	C _{in} (mg N L ⁻¹)	Carga N entrada (g N m ⁻² año ⁻¹)	C _{efl.} (mg L ⁻¹)	Carga N eliminada (g m ⁻² año ⁻¹)	Eficiencia de eliminación (%)	Lugar	Referencia
Lago (eutrofizado)	HFS	234	NT:4.82 NH ₄ ⁺ :1.63 NO ₂ ⁻ :0.27 NO ₃ ⁻ :1.41	NT:3.97 NH ₄ ⁺ :1.37 NO ₂ ⁻ :0.19 NO ₃ ⁻ :0.85	NT:20 NH ₄ ⁺ :23 NO ₂ ⁻ :34 NO ₃ ⁻ :34	Taihu (China)		Li et al. (2008)	
Lago	HFS				NT: 22 NO ₃ ⁻ :87	Kis Balaton (Hungría)		Pomogy (1993)	
Lago (eutrofizado)	HFS	6.5-65	4.60	173		Apopka (Florida)	30-52	Coveney et al. (2002)	
Lago (eutrofizado)	HFS	34	4 (2.7-8-1)	136	2.0-6.4	Apopka (Florida)	24	Dunne et al. (2013)	
Agua subterránea	HFS	7.3-91.3	NO ₃ ⁻ :20	NO ₃ ⁻ :152-2440	NO ₃ ⁻ :0.24-24.05	NO ₃ ⁻ :153-332	>95-<20	Taiwan Lin et al. (2008)	
Escor. agríc.	HFS	43.8	NT:1.8-2.5 NO ₃ ⁻ :1-3	NT:0.6-1.0 NO ₃ ⁻ :<0.1	NT:57-63 NO ₃ ⁻ :90-93	Yakima Basin (Washington)		Beutel et al. (2009)	
Rio	HFS	2.4-17.3	NO ₃ ⁻ :3.2-21.6	NO ₃ ⁻ :3-17	NO ₃ ⁻ :78-95	Des Plaines River (Illinois)		Phipps & Crumpton (1994)	
Escor. agríc.	HFS	109.5	6.66	3.35	50	Imperial Valley (California)		Kadlec et al. (2010a)	
Rio	HFS	40.15	7.90	2.15	73	Imperial Valley (California)		Kadlec et al. (2010a)	
Tto. 2 ^{ario}	HFS	34.7	12.5**	449	7.7	180	29	Ohio Spieles & Mitsch (2000)	
Rio	HFS	38.3-38.7	4.6**	168-172	3.4-3.6	58.5-65.5	37-40	Olentangy River (Ohio) Spieles & Mitsch (2000)	
Rio (dominado por efluente nitrificado)	HFS		NO ₃ ⁻ :8.1	NO ₃ ⁻ :532		NO ₃ ⁻ :191	79	Prado Wetlands (California) Reilly et al. (2000)	
Tto. 2 ^{ario}	HFS		20.0	10.3				Japón Abe et al. (2014)	
Agua residual	HFS		277	126	45.6			Mitsch & Grosselink (2007)	
Agua residual	HFS		14.3	466	8.4	247	41	Vymazal (2007)	

**NO₂ + NO₃

En la Figura 6-65, se presentan las concentraciones medias obtenidas en cada periodo de estudio. En resumen, para todos los componentes se puede afirmar que en el PC la concentración recibida en el tercer periodo estudiado fue marcadamente superior a la de los restantes. En cambio, en el caso del BP, no se ha observado ninguna variación significativa entre los distintos años de estudio. Además, las concentraciones de NT, $N-NH_4^+$ y $N-NO_3^-$ medidas en el PC fueron superiores a las del BP ($p < 0.05$). Del análisis por años se obtiene que las concentraciones medidas de $N-NO_3^-$ en el PC en el segundo año y las de todas las fracciones del nitrógeno medidas en el tercer año, fueron estadísticamente superiores a las medidas en el BP en esos mismos periodos de tiempo ($p < 0.05$).

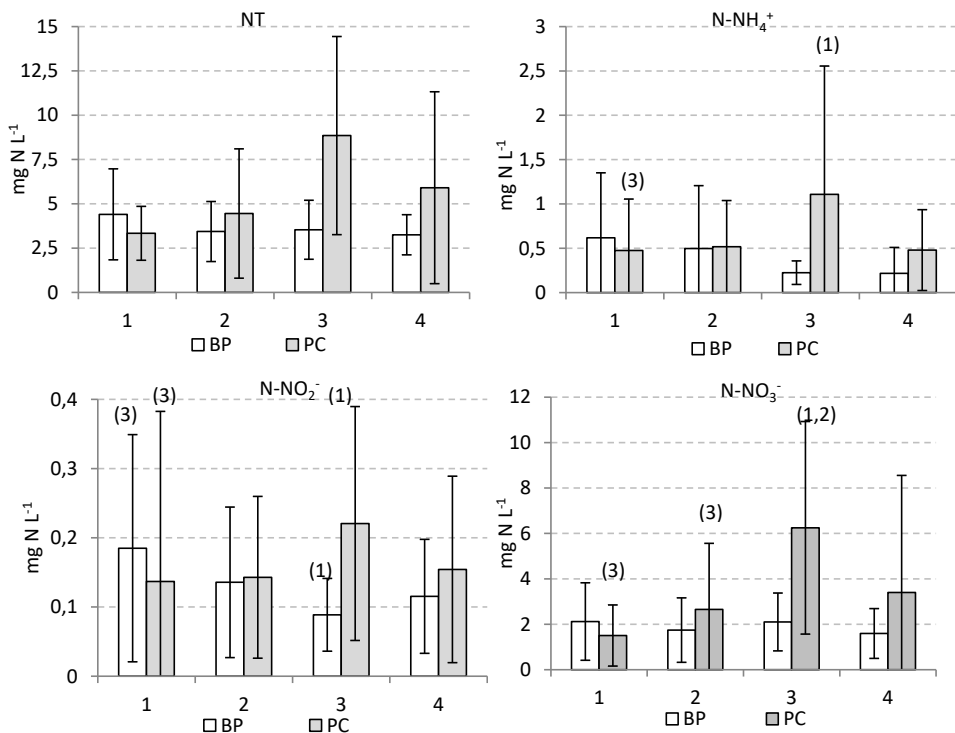


Figura 6-65: Concentración promedio y desviaciones estándar de NT, $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$ en cada uno de los periodos de estudio en el agua de entrada. Diferencias significativas al nivel estadístico $p < 0.05$.

Además, podrían darse variaciones estacionales en los influentes, ya que al igual que para el resto de variables estudiadas, la concentración de los diferentes componentes del nitrógeno está altamente relacionada con otras variables como la presencia de biomasa fitoplanctónica, el oxígeno disponible (tanto en la columna de agua como en el sedimento), la presencia de precipitaciones, el vaciado de los campos de arroz y la temperatura del aguas. Por ello, las concentraciones registradas en cada una de las estaciones del año fueron estadísticamente comparadas (Figura 6-66 y Figura 6-67).

Para el NT y para todos los componentes del NID, las concentraciones medias más bajas se registraron en verano y las más altas en primavera. Las altas concentraciones de NT registradas en primavera, seguidas por las de invierno, están relacionadas con el aporte de N desde el vaciado de los arrozales (aproximadamente desde finales de diciembre hasta mediados de abril) y con el aporte de N procedente de la escorrentía generada en periodos de lluvias. Está documentado que al lago llegan altos aportes de N resultado de la lixiviación de los fertilizantes agrícolas, sobre todo en la zona sur (Vicente & Miracle, 1992). Además, la estación primaveral también coincide con la época de mayor biomasa fitoplanctónica en el lago (junto con el otoño). A este respecto, la concentración de Norg está positivamente correlacionada con la concentración de Cl *a* medida en esas mismas aguas (BP: $r=0.570$, $p<0.01$; PC: $r=0.501$, $p<0.01$). Las bajas concentraciones de NID en verano estarían relacionadas con un alto consumo del mismo por parte del fitoplancton presente en el lago AV y con una baja entrada de éste desde la escorrentía, dado que es la época más seca del año y además, los campos de arroz se mantienen llenos. En un estudio llevado a cabo entre 1985-1986, se detectó en invierno la concentración media de N más alta en el lago, mientras que en verano descendió, lo cual fue atribuido a las proliferaciones algales primaverales, las cuales emplean el nitrato disponible como nutriente (Soria et al., 1987).

Con respecto a la influencia del agua procedente del vaciado de los campos de arroz de los alrededores sobre las concentraciones de N medidas en el influente, solamente se ha podido establecer una correlación significativa entre las concentraciones de amonio medidas en el agua de vaciado del Tancat de la Sardina y en el agua de entrada por el BP ($r=0.766$, $p<0.05$). No obstante, ello no significa que no exista influencia sobre las otras variables del N estudiadas, ya a que el número de datos disponibles del Tancat de la Sardina es demasiado bajo ($n=9$) como para extraer conclusiones fiables al respecto. Prueba de esta influencia son las altas concentraciones de $N-NO_3^-$ medidas, generalmente entre enero y marzo, tanto en el BP como en el PC.

Por otra parte, en estudios previos las aguas del BP han sido definidas como aguas con condiciones reductoras (Vicente & Miracle, 1992), por lo que altas concentraciones de amonio podrían estar relacionadas con la baja disponibilidad de OD en las mismas, al limitarse el proceso de nitrificación (estrictamente aerobio). En este caso, se ha encontrado una correlación inversa entre las concentraciones de amonio y de OD medidas en los influentes (BP: $r=-0.558$, $p<0.01$; PC: $r=-0.422$, $p<0.01$). Las concentraciones de amonio también están inversamente correlacionadas con el pH (BP: $r=-0.459$, $p<0.01$; PC: $r=-0.339$, $p<0.01$) y con la Cl *a* (BP: $r=-0.226$, $p<0.05$; PC: $r=-0.476$, $p<0.05$). Estas relaciones son esperables dado que cuando la concentración de clorofila *a* es alta, indicativo de alta biomasa fitoplanctónica, también lo es el consumo de amonio. A su vez, la alta actividad fotosintética produce altos niveles de OD y de pH en la columna de agua. Elevados pH

pueden propiciar la aparición de condiciones adecuadas para la volatilización del amonio (Vymazal, 2007).

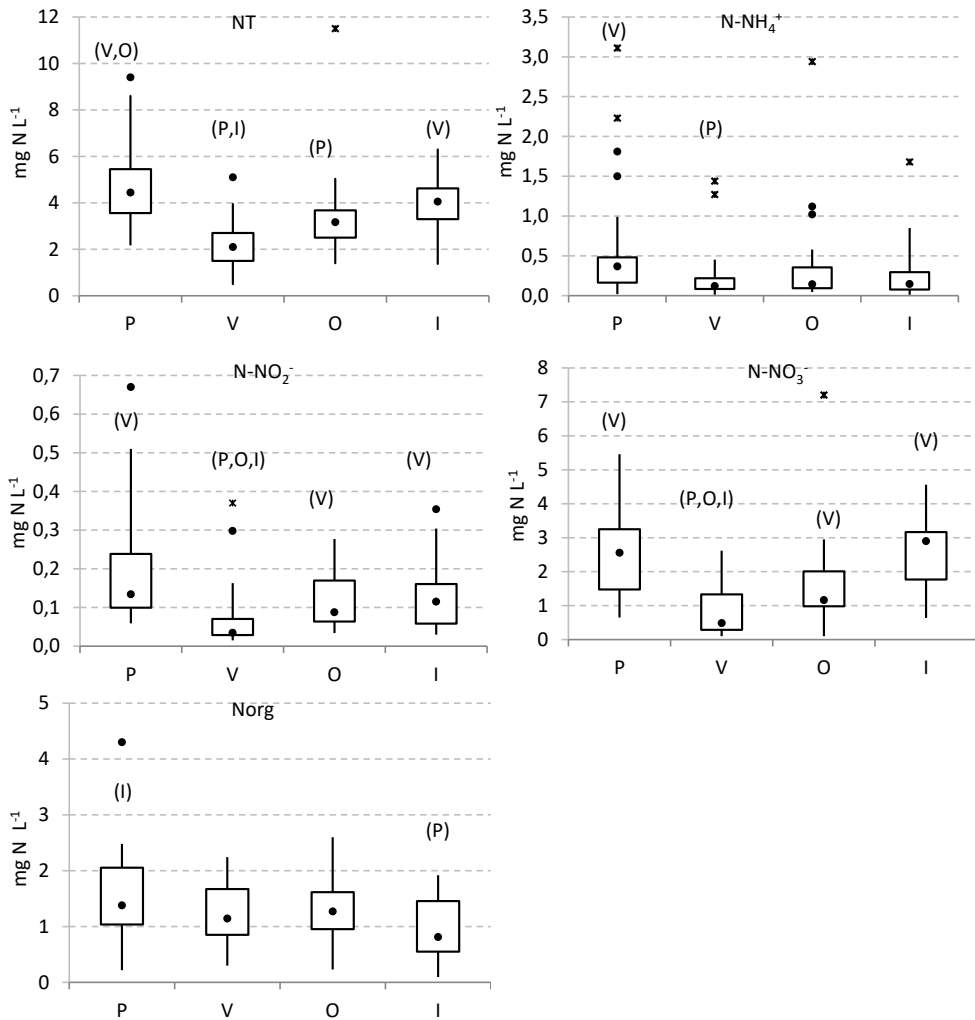


Figura 6-66: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones observadas de NT, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ y Norg en el BP para cada una de las estaciones del año. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. Diferencias significativas al nivel estadístico p<0.05.

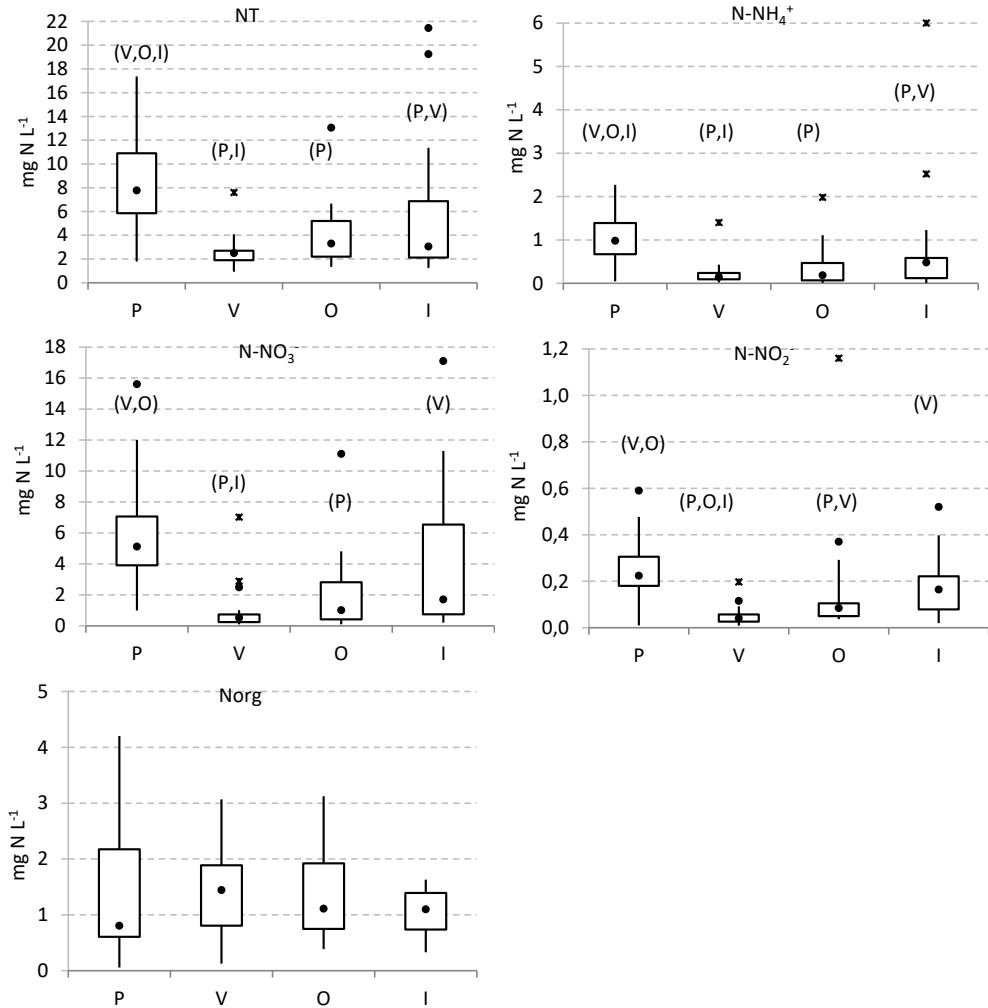


Figura 6-67: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones observadas de NT, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ y Norg en el PC y para cada una de las estaciones del año. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. Diferencias significativas al nivel estadístico $p < 0.05$.

6.7.2 Humedal FG.

6.7.2.1 Cargas másicas de entrada al humedal.

Las cargas de entrada ($\text{g N m}^{-2} \text{año}^{-1}$) de las distintas variables del N estudiadas oscilaron ampliamente (Tabla 6-44), una vez más debido a las variaciones en la concentración de entrada y en la CH aplicada. Los valores medios son inferiores, aunque del mismo orden, a los medidos en otros influentes procedentes de aguas eutróficas (muy similar al valor medido en el lago Apopka) y bastante menores a las cargas medidas en humedales destinados a depurar aguas residuales (Tabla 6-43).

Tabla 6-44: Cargas de entrada medias de N, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal FG durante el periodo de estudio.

	NT ($\text{g N m}^{-2} \text{año}^{-1}$)	N-NH ₄ ⁺ ($\text{g N m}^{-2} \text{año}^{-1}$)	N-NO ₂ ⁻ ($\text{g N m}^{-2} \text{año}^{-1}$)	N-NO ₃ ⁻ ($\text{g N m}^{-2} \text{año}^{-1}$)
Media \pm σ	120.05 \pm 78.07	14.31 \pm 22.74	4.34 \pm 4.51	61.20 \pm 57.10
(CV)	(65%)	(159%)	(104%)	(93%)
Mínimo	15.33	0.66	0.29	2.19
Máximo	433.01	117.27	25.77	245.75

6.7.2.2 Concentración del efluente y factores influyentes.

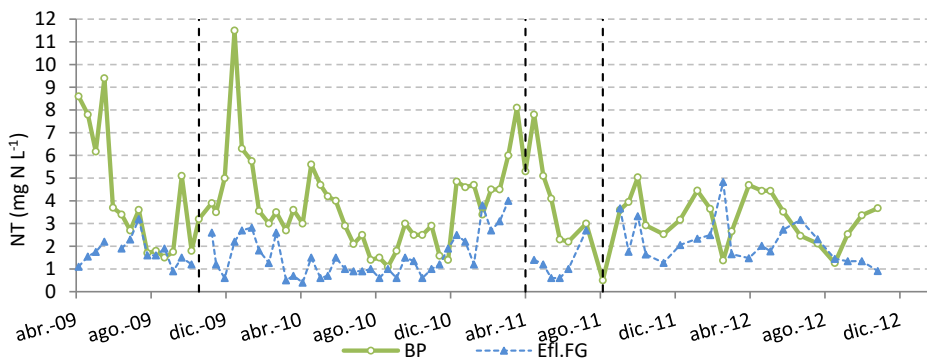
Las concentraciones de NT, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ y Norg medidas en el influente del humedal FG (BP) fueron generalmente superiores a las medidas en el efluente del mismo ($p < 0.05$), con diferencias mayores entre las concentraciones de entrada y de salida de N-NO₂⁻ y N-NO₃⁻, indicando con ello una mayor retención de estas dos fracciones. La concentración de NT fue reducida en el 88% de las ocasiones, la de N-NH₄⁺ en el 68%, la de Norg en el 64% y la de N-NO₂⁻ y N-NO₃⁻ en el 91%.

Tabla 6-45: Concentraciones medias de N, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos registrados en el efluente del humedal FG durante el periodo de estudio.

	NT (mg N L^{-1})	N-NH ₄ ⁺ (mg N L^{-1})	N-NO ₂ ⁻ (mg N L^{-1})	N-NO ₃ ⁻ (mg N L^{-1})
Media \pm σ (CV)	1.74 \pm 0.93 (53%)	0.154 \pm 0.171 (111%)	0.042 \pm 0.046 (110%)	0.54 \pm 0.69 (126%)
Mínimo	0.40	0.005	0.006	0.10
Máximo	4.83	1.060	0.274	3.22

Las concentraciones medidas en el efluente (Tabla 6-45) están en el rango inferior de los valores encontrados en la bibliografía consultada (Tabla 6-43).

En el caso del NT, la diferencia más baja entre la concentración de entrada y la de salida se obtuvo durante los meses cálidos (junio-septiembre), en los cuales la entrada de NT también fue baja (Figura 6-68), resultado de una disminución en la entrada de NID.

**Figura 6-68:** Concentraciones de NT (mg N L^{-1}) a la entrada y a la salida del humedal FG durante todo el periodo de estudio. Las líneas negras verticales indican los periodos de parada del funcionamiento del sistema y secado del humedal.

La Tabla 6-46 recoge los valores máximos, mínimos y medios medidos de NT en los diferentes años de estudio y en cada una de las celdas de tratamiento que componen el humedal FG. Se puede observar como la concentración media medida fue siempre reducida de una celda a la siguiente, funcionando todas como sumideros de NT. Las reducciones más altas tuvieron lugar en la primera celda.

Tabla 6-46: Concentración de NT en influente y en la salida de cada una de las celdas de tratamiento del humedal FG. N= número de datos; σ = desviación típica.

	Influente	Efluente FG1	Efluente FG2	Efluente FG3
Abril 2009- marzo 2010				
N	26	22	24	24
Media \pm σ (mg L ⁻¹)	4.40 \pm 2.57	2.36 \pm 0.92	2.11 \pm 0.78	1.74 \pm 0.74
Máximo (mg L ⁻¹)	11.50	5.01	4.28	3.20
Mínimo (mg L ⁻¹)	1.50	0.60	0.50	0.50
Abril 2010- marzo 2011				
N	25	25	25	25
Media (mg L ⁻¹)	3.44 \pm 1.69	2.53 \pm 1.14	1.93 \pm 0.95	1.51 \pm 1.00
Máximo (mg L ⁻¹)	8.10	4.80	3.70	4.00
Mínimo (mg L ⁻¹)	1.10	0.60	0.40	0.40
Abril 2011- marzo 2012				
N	18	16	16	16
Media (mg L ⁻¹)	3.54 \pm 1.66	2.75 \pm 0.82	2.32 \pm 0.93	2.03 \pm 1.16
Máximo (mg L ⁻¹)	7.80	4.59	3.90	4.83
Mínimo (mg L ⁻¹)	0.50	1.32	0.50	0.60
Abril 2012- octubre 2012				
N	11	11	11	11
Media (mg L ⁻¹)	3.25 \pm 1.13	2.87 \pm 0.91	2.05 \pm 0.73	1.85 \pm 0.70
Máximo (mg L ⁻¹)	4.70	4.19	3.36	3.17
Mínimo (mg L ⁻¹)	1.26	1.26	1.03	0.91

A lo largo del humedal FG, se experimenta un enriquecimiento de nitrógeno orgánico, asociado a un incremento del contenido de materia orgánica en el agua del humedal y a una disminución del NID (especialmente de nitratos), fracción que es eliminada en mayor medida en el sistema (Figura 6-69).

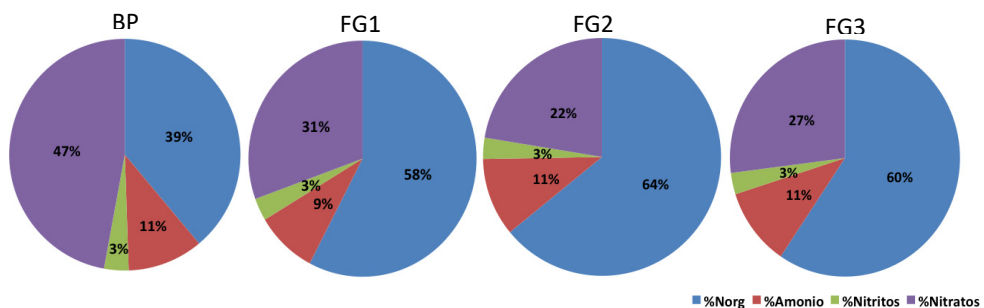


Figura 6-69: Proporción de cada variable del N con respecto al NT a lo largo del humedal FG.

Con respecto al amonio, las elevadas concentraciones registradas en el BP fueron satisfactoriamente reducidas en el humedal, alcanzándose reducciones superiores al 90%, y disminuyendo de este modo el impacto de la escorrentía sobre el lago AV (Figura 6-70).

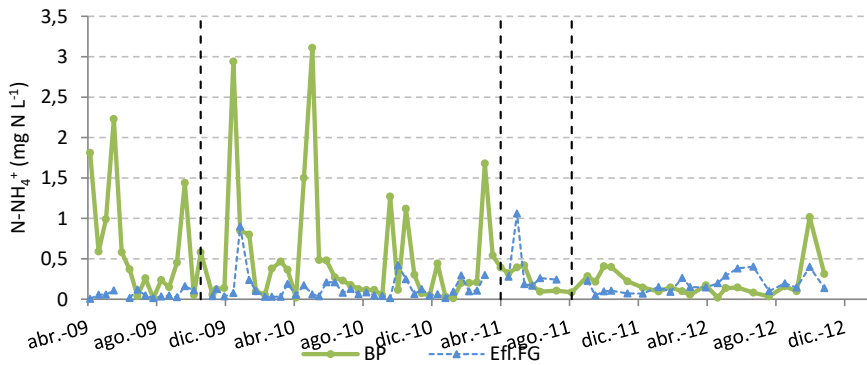


Figura 6-70: Concentraciones de N-NH_4^+ (mg N L^{-1}) a la entrada y a la salida del humedal FG durante todo el periodo de estudio. Las líneas negras verticales indican los periodos de parada del funcionamiento del sistema y secado del humedal.

Dado que el N-NH_3 puede ser tóxico para los peces, su concentración en el efluente se ha estimado a partir de la concentración de amonio, del pH y de la temperatura en el mismo (BOE, 2006). La concentración en todos los casos fue inferior a $0.2 \text{ mg NH}_3 \text{ L}^{-1}$, siendo la concentración máxima calculada de $0.011 \text{ mg NH}_3 \text{ L}^{-1}$.

También fueron satisfactoriamente reducidas por el humedal FG, las elevadas concentraciones de N-NO_3^- que se registraron en el influente a finales de la estación de invierno y principios de la de primavera (relacionadas con la influencia de la escorrentía agrícola) (Figura 6-71). La concentración de este nutriente fue en promedio reducida un 92% en primavera y un 47% en invierno.

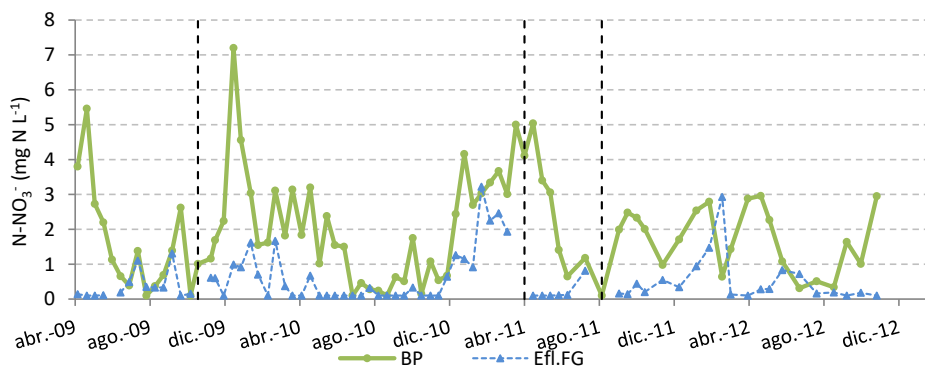


Figura 6-71: Concentraciones de N-NO_3^- (mg N L^{-1}) a la entrada y a la salida del humedal FG durante todo el periodo de estudio. Las líneas negras verticales indican los periodos de parada del funcionamiento del sistema y secado del humedal.

Este sistema también consiguió laminar los picos de N-NO_2^- medidos en el influente (Figura 6-72). Las reducciones alcanzadas en el primer mes de funcionamiento (momento en que se detectaron las concentraciones más altas en el BP) fueron superiores al 90%.

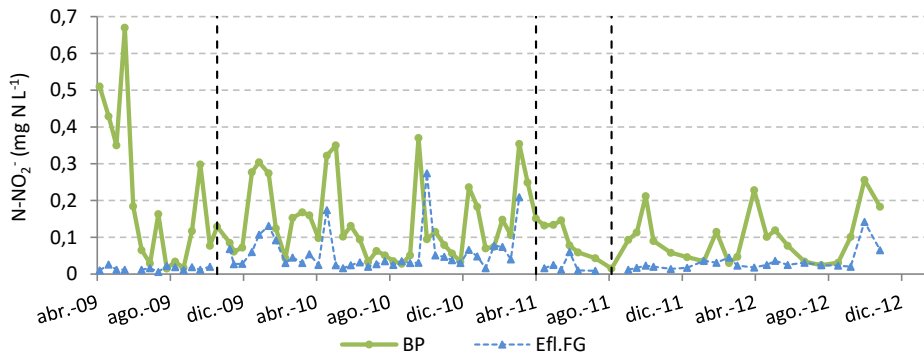


Figura 6-72: Concentraciones de N-NO_2^- (mg N L^{-1}) a la entrada y a la salida del humedal FG durante todo el periodo de estudio. Las líneas negras verticales indican los periodos de parada del funcionamiento del sistema y secado del humedal.

En la literatura es común encontrar humedales destinados a reducir las cargas de nitrógeno procedentes de la escorrentía agrícola (Hammer, 1992; Comín et al., 1997, 2001; Woltemade, 2000; Mitsch et al., 2001; Braskerud, 2002b; Koskiaho et al., 2003; Jordan et al., 2003; Mitsch et al., 2005; Kadlec, 2005b; Kovacic et al., 2006; Moreno et al., 2007; Jiang et al., 2007; Sollie et al., 2008; Garcia- Garcia et al., 2009; Beutel et al., 2009; Kadlec et al., 2010a; Díaz et al., 2012). Estos sistemas protegen del impacto de la contaminación difusa de origen agrícola a los ríos y lagos situados en las partes más bajas de las cuencas.

En cuanto a la concentración de Norg (Figura 6-73), su reducción no fue tan exitosa como la del NID, siendo en un 36% de los datos exportador el humedal. La evolución de la concentración del Norg en el efluente estuvo ligada a la de los SST ($r=0.539$, $p<0.01$) y a la presencia de fitoplancton, medida como $\text{Cl } a$ ($r=0.525$, $p<0.01$). Además, se postula que hubo una alta producción de Norg en forma soluble en el humedal, puesto que las reducciones de SST fueron más altas.

El empeoramiento de las concentraciones medidas en el efluente observado para todas las variables del nitrógeno estudiadas entre octubre 2010 y marzo del 2011, fue debido a la entrada del efluente de mala calidad procedente del humedal fp a la celda FG3. No obstante, las concentraciones de NT, N-NH_4^+ y Norg (Figura 6-68, Figura 6-70, Figura 6-73) no mejoraron cuando se reinició el funcionamiento normal del humedal.

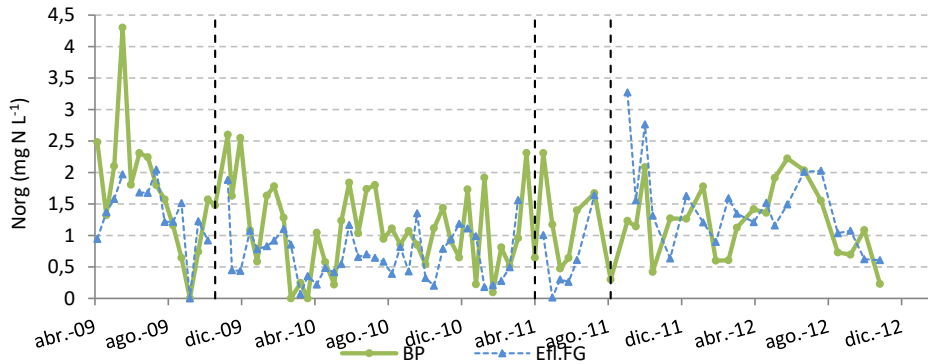


Figura 6-73: Concentraciones de Norg (mg N L^{-1}) a la entrada y a la salida del humedal FG durante todo el periodo de estudio. Las líneas negras verticales indican los periodos de parada del funcionamiento del sistema y secado del humedal.

Con respecto a los factores que pudieron influir en las concentraciones medidas en el efluente del humedal, únicamente las concentraciones de nitratos y nitritos están significativamente correlacionadas, aunque débilmente, con la temperatura medida en ese mismo agua ($r=-0.359$, $p<0.01$, $r=-0.483$, $p<0.01$; respectivamente). De modo que, durante los meses más fríos hubo una mayor concentración de estos dos componentes en el efluente de FG.

En relación con lo anterior, se ha analizado la existencia de variaciones estacionales en las concentraciones de cada componente del N estudiado en el efluente de FG. Así pues, las concentraciones más altas de NT se registraron en la estación de invierno ($p<0.05$) siendo resultado de una mayor concentración de N-NO_x ($\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$) (Figura 6-74). Varios factores podrían explicar este resultado. Por una parte, las altas concentraciones de OD medidas en invierno (6.4.2) podrían haber favorecido los procesos de mineralización del Norg y de nitrificación del N-NH_4^+ (Vymazal et al., 1998), así como limitado el proceso de desnitrificación²⁸ (Maltais-Landry et al., 2009). De hecho, se ha encontrado una correlación significativa, aunque débil, entre el OD y los N-NO_3^- medidos en el efluente ($r=0.382$, $p<0.01$). No obstante, la concentración de OD en la superficie del agua no predice las concentraciones de OD experimentadas por las bacterias desnitrificantes en los sedimentos (Bachand & Horne, 2000b). Es decir, aunque la concentración de OD en la columna de agua es elevada, puede no serlo en el sedimento (ambiente en el que mayoritariamente se localizan las bacterias desnitrificantes). Por otra parte, las bajas temperaturas del invierno podrían haber afectado negativamente a los procesos de nitrificación²⁹ y desnitrificación³⁰.

²⁸ El proceso de desnitrificación se ha observado con presencia de oxígeno en algunos humedales (Phipps & Crumpton, 1994)

²⁹ La temperatura óptima para la nitrificación en cultivos puros oscila desde 25 a 35°C y en suelos desde los 30 hasta los 40°C (Vymazal, 2007).

³⁰ La desnitrificación es un proceso dependiente de la temperatura (Nichols, 1983; Phipps & Crumpton, 1994; Bachand & Horne, 2000b; Reilly et al., 2000; Beutel et al., 2009), siendo más eficiente a temperaturas entre 20-

En el caso del N-NH_4^+ , el porcentaje de reducción de su concentración en esta estación fue inferior al 50%.

No obstante, aunque las pérdidas de N-NO_3^- son a menudo atribuidas al proceso de desnitrificación (Kadlec & Knight, 1996; Vymazal, 2007), también existen otros procesos que pueden participar en mayor o menor medida en ello. Tales procesos son: su asimilación por parte de las plantas, algas y microorganismos y su reducción a amonio (Kadlec & Knight, 1996). En lo que se refiere a las plantas, el consumo de amonio está limitado por su velocidad de crecimiento y por la concentración de nutrientes en sus tejidos (Vymazal, 2007). En climas templados, este proceso es un fenómeno que se produce en primavera-verano (Vymazal, 2007). Así pues, el consumo de N pudo ser muy bajo o incluso nulo durante el invierno, contribuyendo también a una mayor concentración de N-NO_3^- en el efluente del humedal.

Pese a todo lo anterior, la concentración de N-NO_3^- en invierno fue en término medio reducida un 47%, mostrando que el proceso de desnitrificación sí que ocurrió aunque a menores tasas que en las otras estaciones.

Después de lo comentado anteriormente, cabría esperar que las concentraciones de NT más bajas se dieran en verano (bajas concentraciones de OD y elevadas temperaturas), dado que su principal componente son los N-NO_3^- . No obstante, la concentración promedio de NT registrada en verano fue ligeramente superior a la obtenida en las estaciones de primavera y otoño (Figura 6-74), respondiendo a una acumulación de la materia orgánica, y con ello a un aumento del Norg durante esta estación, llegando a superar la concentración media de Norg del influente. Es probable que las bajas concentraciones de OD limitaran la mineralización de la materia orgánica y además, como se verá más adelante, en los meses cálidos se produce un aumento de la concentración de Cl α en el interior del humedal (6.9). Además, la proporción más alta de Norg con respecto al NT (promedio del 72%) y la más baja del NID (promedio del 28%) se registra durante el verano.

El N-NH_4^+ a la salida del humedal presentó mayores concentraciones en primavera y en invierno (Figura 6-74). La alta concentración en invierno podría relacionarse con el bajo consumo de este nutriente por parte de la vegetación y con la ralentización del proceso de nitrificación por las bajas temperaturas. De hecho, la concentración de N-NH_4^+ en el efluente del humedal está significativamente correlacionada con la cobertura vegetal ($r=-0.435$, $p<0.01$).

25°C (Sutton et al., 1975). En estudios llevados a cabo en laboratorio, los organismos desnitrificantes mostraron temperaturas óptimas entre los 35 y 45°C, en las que las constantes de velocidad fueron máximas (Kadlec & Reddy, 2001). Kuschik et al. (2003), encontró una clara restricción de la desnitrificación a temperaturas por debajo de los 15°C.

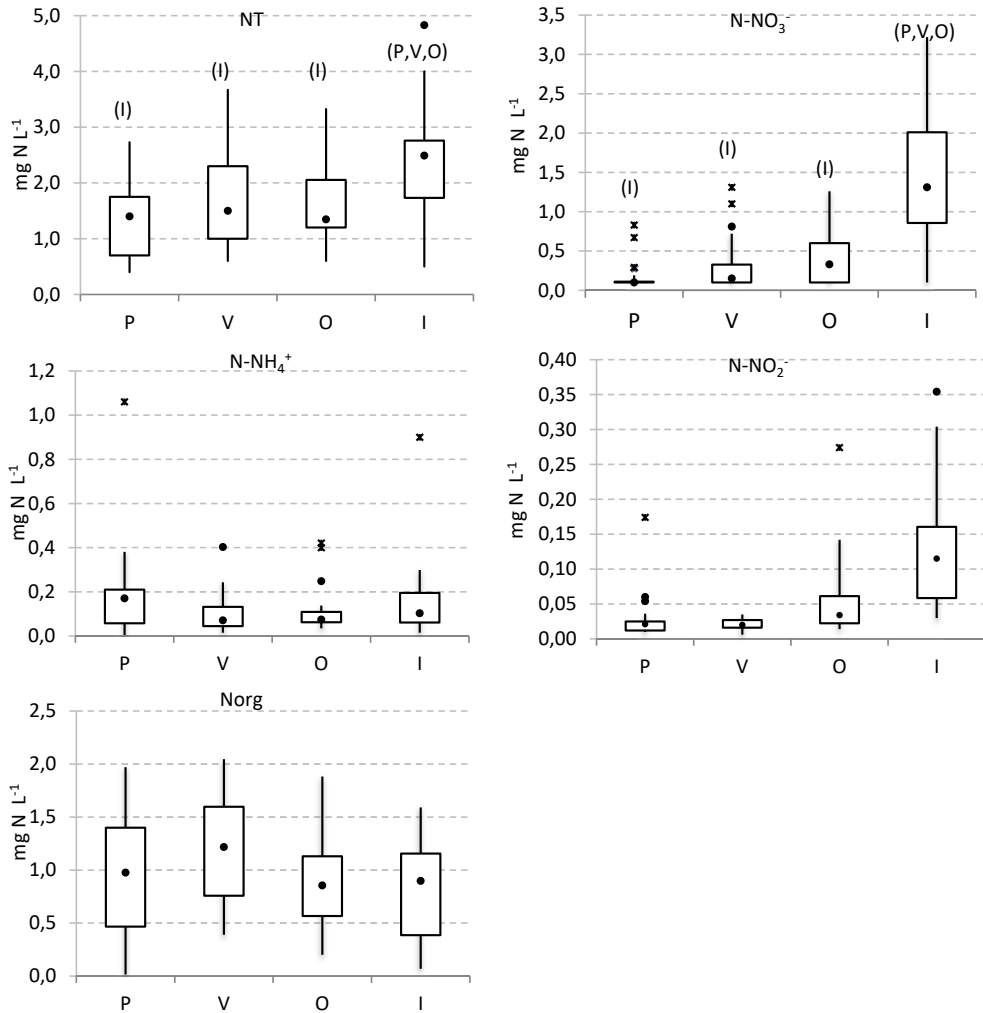


Figura 6-74: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones observadas en el efluente de FG de NT, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ y Norg para cada una de las estaciones del año. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. Diferencias significativas al nivel estadístico $p < 0.05$.

En cuanto a la CH aplicada al sistema, únicamente la concentración de Norg medida en el efluente está débil y significativamente correlacionada con ella ($r = -0.277$, $p < 0.05$). A priori, parece pues que la CH aplicada no influyó en las concentraciones obtenidas en el efluente.

Como se ha indicado en apartados anteriores, la representación gráfica de la relación de la carga de entrada y la concentración de salida (Figura 6-75) es una herramienta útil para el dimensionamiento del humedal y para ilustrar el funcionamiento del mismo (Kadlec & Wallace, 2009). Sin embargo, en el presente estudio solamente están correlacionadas significativamente en el caso de los N-NO₂⁻ ($r = 0.472$, $p < 0.01$) y de los N-NO₃⁻ ($r = 0.590$,

$p < 0.01$). Como se ha comentado en otras ocasiones, la importancia de este tipo de representación gráfica en este estudio radica en la búsqueda de las condiciones óptimas que permitan obtener una determinada concentración objetivo a la salida del humedal, la cual favorezca la recuperación del lago AV. No obstante, la falta de correlación no permite establecer una carga de entrada óptima para el N.

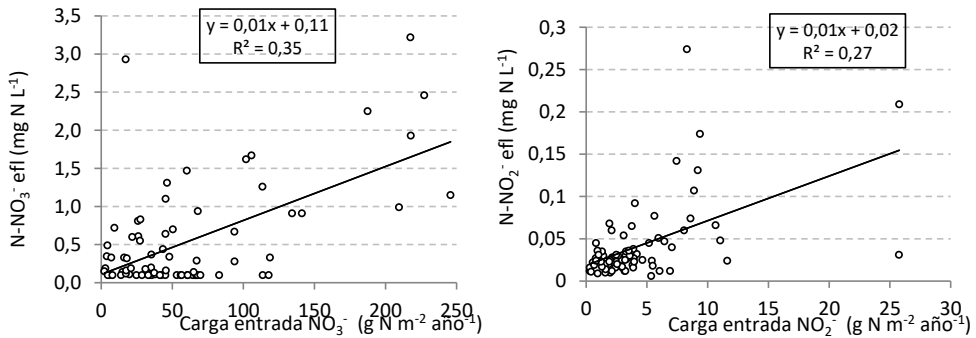


Figura 6-75: Concentraciones de N-NO_3^- y N-NO_2^- en el efluente versus carga de entrada de los mismos al humedal. Las líneas negras continuas representan el ajuste lineal.

6.7.2.3 Cargas eliminadas y factores influyentes.

Las cargas de NT eliminadas (Tabla 6-47) oscilaron ampliamente durante todo el periodo de estudio, siendo significativamente superiores durante el segundo año de operación, coincidiendo con un mayor caudal de agua a tratar. En el caso del N-NH_4^+ tampoco fueron constantes (Tabla 6-47), siendo significativamente mayores las obtenidas durante los dos primeros años de estudio (de abril 2009 a marzo del 2011). Las cargas eliminadas de N-NO_2^- y N-NO_3^- también presentaron una alta variabilidad (Tabla 6-47), aunque no se observaron diferencias significativas entre los diferentes años de estudio. La variabilidad encontrada en las cargas eliminadas no es sorprendente puesto que como se ha comentado en apartados anteriores, tanto el caudal de entrada como las concentraciones en el influente también lo fueron.

Tabla 6-47: Cargas de eliminación medias de N, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal FG durante el periodo de estudio.

	NT ($\text{g N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$)	N-NH_4^+ ($\text{g N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$)	N-NO_2^- ($\text{g N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$)	N-NO_3^- ($\text{g N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$)	Norg ($\text{g N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$)
Media $\pm \sigma$	60.07 \pm 54.88	8.85 \pm 22.22	2.59 \pm 3.73	38.69 \pm 39.06	10.50 \pm 25.66
(CV)	(91%)	(251%)	(144%)	(101%)	(244%)
Mínimo	-90.65	-22.38	-11.26	-60.21	-50.08
Máximo	273.30	101.29	23.59	180.55	9.93

Las cargas eliminadas del NT y de los N-NO_3^- fueron las más altas (Tabla 6-47). El valor medio obtenido para el NT es casi el doble del valor obtenido por Dunne et al. (2013), con una carga de entrada similar, mientras que el de los N-NO_3^- , está próximo a los valores obtenidos

por Spieles & Mitsch (2000), con una carga de entrada mayor, y a los obtenidos por Beutel et al. (2009) (Tabla 6-43).

Las cargas eliminadas de todas las fracciones del nitrógeno están significativamente correlacionadas con las concentraciones y con las cargas de entrada (Tabla 6-48). Las relaciones son de tipo lineal (Figura 6-76 y Figura 6-77), de modo que las cargas eliminadas más altas se alcanzaron cuando las concentraciones y las cargas a la entrada del humedal también lo fueron, en línea con lo publicado por otros autores (Phipps & Crumpton, 1994; Fleischer et al., 1994; Tanner et al., 1995a; Kadlec & Knight, 1996; Spieles & Mitsch, 2000; Saunders & Kalff, 2001; Ran et al., 2002; Babourina & Rengel, 2011; Dunne et al., 2013; Hsueh et al., 2014).

Tabla 6-48: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre la carga eliminada de N y la concentración de entrada (C_{in}), la carga de entrada (CM_{inf}), la temperatura (T), la carga hidráulica (CH), el tiempo de residencia hidráulico (TRH) y el grado de cobertura vegetal (CVe).

Carga eliminada	C_{inf} (mg L ⁻¹)	CM_{inf} (g m ⁻² año ⁻¹)	T (°C)	CH (m año ⁻¹)	TRH (días)	CVe (%)
NT	0.580**	0.767**	-0.314**	0.311**	-0.242*	0.112
Norg	0.414**	0.519**	0.079	0.224	-0.195	0.210
N-NH ₄ ⁺	0.770**	0.713**	-0.067	0.012	0.082	0.343**
N-NO ₂ ⁻	0.859**	0.821**	-0.213	0.081	-0.047	0.078
N-NO ₃ ⁻	0.750**	0.841**	-0.394**	0.067	-0.040	-0.068

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

Las altas concentraciones de NT y de N-NO₃⁻ en el influente explican las altas eliminaciones de estos componentes. En el caso del amonio, la baja concentración en la entrada medida en la mayoría de las ocasiones, junto con que fue productor el humedal en el 32% de los casos, condujo a una carga de eliminación promedio significativamente menor a la obtenida para los nitratos. Por último, los nitritos pese a ser eliminados en la mayoría de las ocasiones, las bajas concentraciones en la entrada resultaron en bajas cargas de eliminación (Figura 6-76).

Para el caso del NT y de los N-NO₃⁻, algunos datos podrían estar indicando una tendencia logarítmica entre la carga eliminada y la carga de entrada (Figura 6-77) y con ello, un umbral máximo de eliminación de estos dos componentes. Por tanto, la capacidad máxima de tratamiento del sistema para el caso del NT y de los N-NO₃⁻ se podría haber alcanzado. Esto se ha visto también en otros estudios. Por ejemplo, Lin et al. (2008), encontraron el límite en los nitratos entorno a 3 g N m⁻² d⁻¹ en un HAFS y Jing & Lin (2004) encontraron un máximo en la eliminación de amonio. No obstante, es necesario recopilar más datos operando a altas cargas de entrada para definir dicho umbral. Además, los resultados procedentes de la NADB (*North American Treatment Wetland Database*) muestran un incremento de las tasas de eliminación de NT con cargas de entrada de NT tan elevadas como 1095 g m⁻² año⁻¹ (Kadlec & Knight, 1996), lo que supone valores mucho más elevados que los del sistema de tratamiento estudiado.

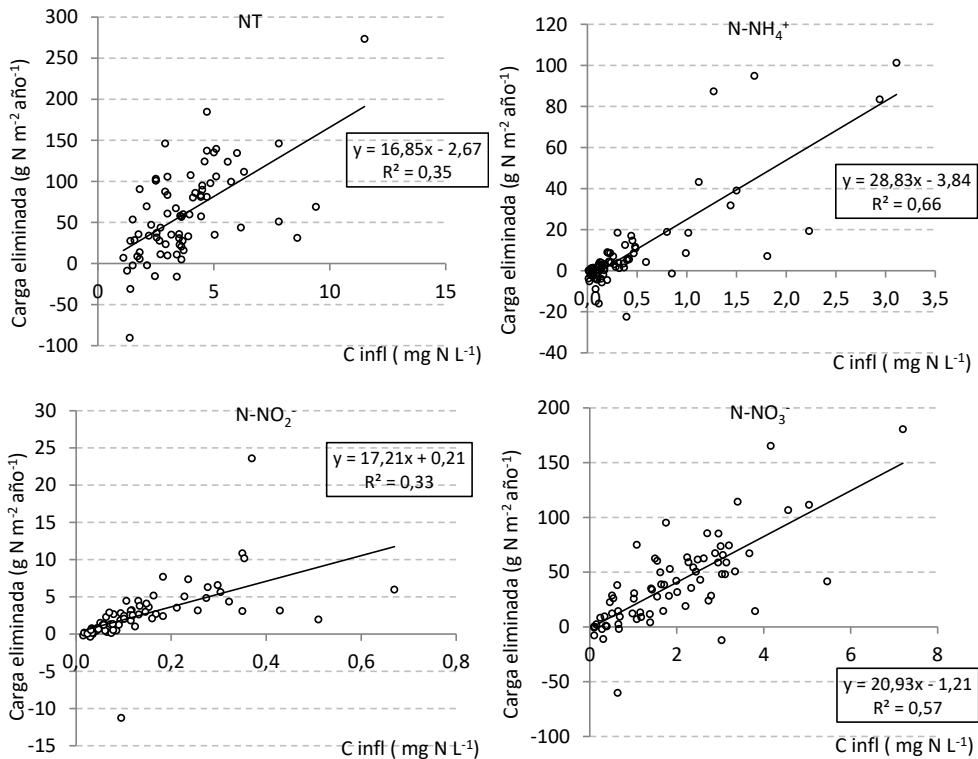


Figura 6-76: Concentración de las distintas fracciones del nitrógeno estudiadas en el agua de entrada (mg N L⁻¹) versus las cargas eliminadas (g N m⁻² año⁻¹). Las líneas negras representan el ajuste lineal.

La variación estacional en la eliminación de nitrógeno también se ha analizado (Figura 6-78). Para el NT y los N-NO₃⁻, las eliminaciones más altas (excluyendo los valores atípicos o extremos) se obtuvieron en primavera y en invierno, coincidiendo con las dos estaciones del año con mayores concentraciones en el influente. Las bajas eliminaciones en verano (a menudo negativas) son resultado de la baja concentración de nitratos en el influente, dado que en esta estación se dan las condiciones adecuadas para la desnitrificación (bajo OD y altas temperaturas). Las cargas eliminadas de N-NH₄⁺ fueron en promedio ligeramente superiores en otoño y las de los N-NO₂⁻ en invierno y en primavera. En resumen, verano fue la estación en la que se eliminó una menor carga de nitrógeno procedente de las aguas eutrofizadas del lago.

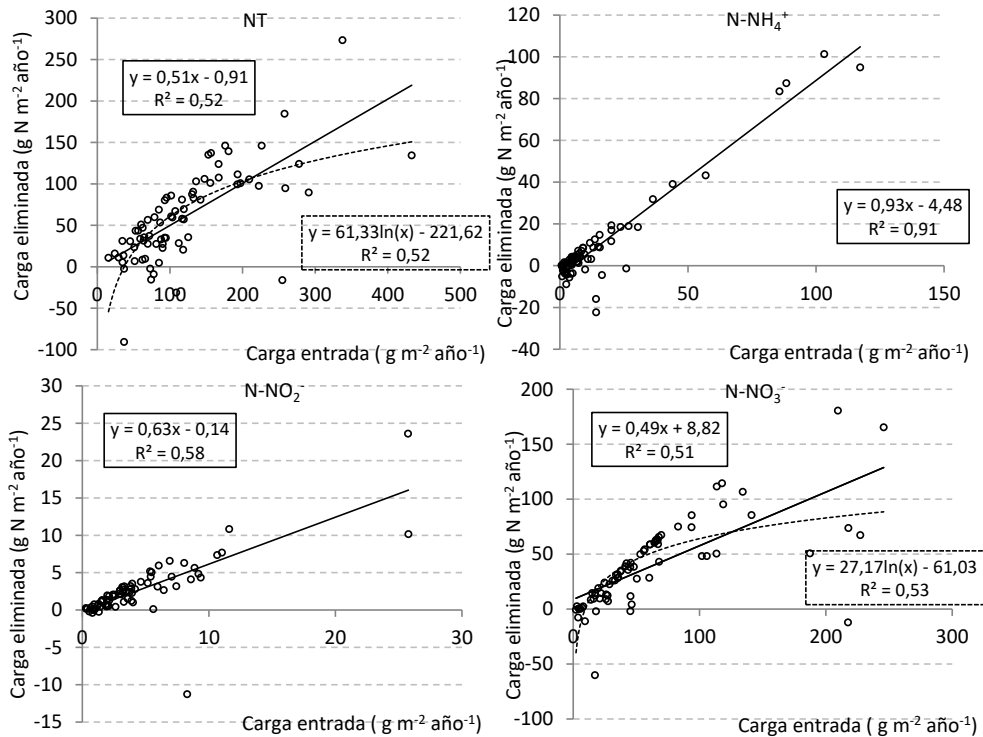


Figura 6-77: Carga ($\text{g N m}^{-2} \text{año}^{-1}$) de las distintas fracciones del nitrógeno estudiadas en el agua de entrada versus las cargas eliminadas ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$). Las líneas negras representan el ajuste lineal.

Además de la carga de entrada de nitrógeno, la forma en la que éste se encuentra en el influente también influye en la regulación del proceso de nitrificación-desnitrificación y por tanto, en la eliminación del nitrógeno en el humedal. Phipps & Crumpton (1994), encontraron que cuando los nitratos eran el componente mayoritario del NT, el humedal operaba eficientemente como sumidero de N. En contra, en los periodos de verano, con baja carga de nitratos y con el Norg como componente mayoritario del NT, el humedal operó mayoritariamente como fuente de N. Esto explicaría las altas cargas de eliminación de NT obtenidas por el humedal FG, en comparación con las cargas obtenidas por otros humedales tratando también aguas eutrofizadas, en los que el componente mayoritario de NT es la forma particulada (Dunne et al., 2013). El proceso de desnitrificación permite una eliminación permanente del nitrógeno del sistema, a través de la liberación a la atmósfera del N_2 o N_2O producido, en cambio, el nitrógeno particulado acumulado en los sedimentos puede ser reciclado de nuevo a la columna de agua, disminuyendo de esta forma la eliminación de nitrógeno.

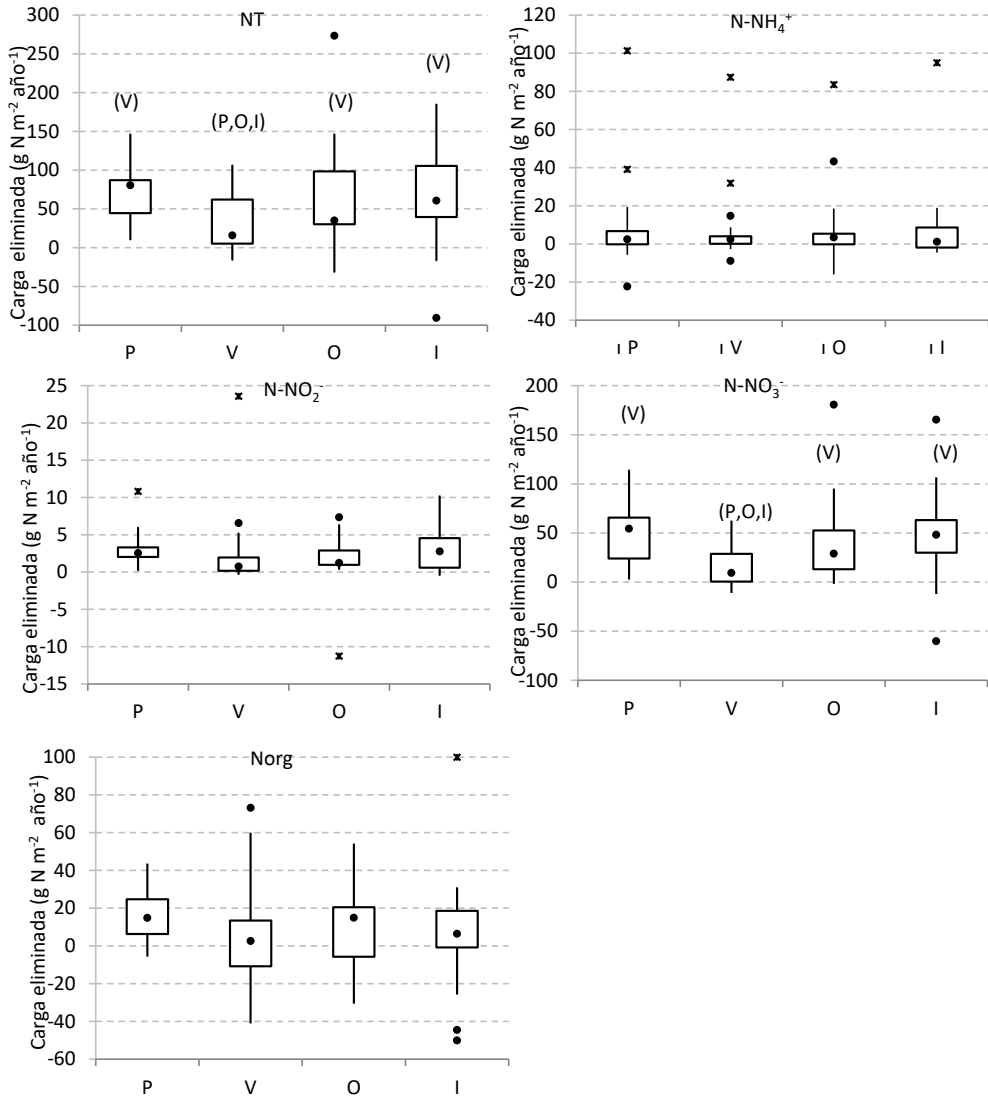


Figura 6-78: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las cargas eliminadas de NT, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ y Norg para cada una de las estaciones del año. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. Diferencias significativas al nivel estadístico $p < 0.05$.

En cuanto a la temperatura del agua, sólo las cargas eliminadas de NT y de N-NO₃⁻ están significativamente correlacionadas con ella (Tabla 6-48). La relación entre ellas es inversa, resultado de la también inversa relación entre las concentraciones de entrada y los datos de temperatura. Es por ello que las cargas de eliminación fueron mas altas en invierno que en verano. Por tanto, la influencia de la temperatura sobre la eliminación del N se ve minimizada en este estudio por la fuerte influencia de la concentración de entrada, la cual es altamente variable, sobre las eliminaciones conseguidas de N.

Otro factor que podría haber influido en la eliminación de N es la CH (Spieles & Mitsch, 2000; Babourina & Rengel, 2011). En este estudio, solamente la carga eliminada del NT está correlacionada, aunque débilmente, con la CH (Tabla 6-48). Este resultado no es sorprendente ya que el componente mayoritario del NT, el NID, no es eliminado mediante sedimentación, a excepción del N-NH_4^+ que pueda quedar retenido por partículas cargadas negativamente. Por tanto, su dependencia con la CH, como ha quedado reflejado, no es tan importante como se ha visto en el caso de los SST y del PT (cuyo componente principal es la forma particulada). Otros autores, tampoco han observado cambios significativos en la eliminación de nitrógeno a diferentes CH ($47\text{-}142 \text{ m año}^{-1}$) (Bastviken et al., 2009). En cambio, por ejemplo Tanner et al. (1995a) encontró que tanto la eliminación del N como del P disminuyeron marcadamente al aumentar la carga en los humedales no vegetados, cayendo a un tercio por debajo de los valores obtenidos a cargas equivalentes en humedales vegetados.

No obstante, los procesos que gobiernan la eliminación del NID dependen también en su mayoría del TRH y por tanto, de la CH aplicada al sistema. Es probable que operar con CH más elevadas, influya negativamente en la eliminación de NID al reducir el TRH y por tanto, el tiempo de contacto entre los microorganismos y las plantas con los contaminantes. En este caso, a excepción del NT, tampoco existe una correlación entre el TRH y las cargas eliminadas de las variables estudiadas (Tabla 6-48).

A pesar de la relación débil establecida entre las cargas de NT eliminadas en el sistema y la CH, los datos recogidos en la Tabla 6-49 se han ajustado a una función de tipo cuadrática. A partir de esta función, se extrae que el umbral máximo de CH aplicable al sistema para obtener la máxima carga eliminada de NT está en torno a los 65 m año^{-1} (Figura 6-79). No obstante, la relación es muy débil y la carga eliminada de N es fuertemente dependiente de la concentración en la entrada.

Tabla 6-49: Carga eliminada media de NT obtenida en cada CH aplicada. Solamente se contabilizan los valores positivos de cargas eliminadas.

CH (m año^{-1})	Carga eliminada ($\text{g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$)
7	33.18
25	43.17
32	95.56
58	93.02

Lin et al. (2008) observaron un incremento de las tasas de eliminación de nitratos con la CH, alcanzándose un valor máximo para CH de 0.07 y 0.12 m d^{-1} . Para CH mayores, observaron una reducción de la carga eliminada. Las tasas máximas alcanzadas en dicho trabajo fueron 0.910 y $1.161 \text{ g N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

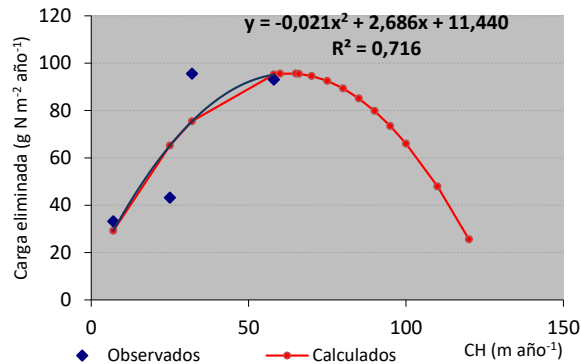


Figura 6-79: Cargas medias eliminadas de NT ($\text{g N m}^{-2} \text{año}^{-1}$) en el humedal FG versus la CH aplicada al sistema (m año^{-1}). La línea roja representan los valores calculados mediante la ecuación polinómica de orden 2 obtenida con los datos observados.

6.7.2.4 Almacenamiento de N en las plantas.

Al igual que en el caso del P, en la literatura existe mucha discusión sobre la importancia del papel de las plantas en la eliminación de N. Para algunos autores, el consumo de N por parte de la vegetación es el principal mecanismo de eliminación de N en sus humedales (Rogers et al., 1991; Koottatep & Polprasert, 1997; Comín et al., 1997; Romero et al., 1999; Ran et al., 2002; Zhou & Hosomi, 2008), mientras que para otros no este no es un mecanismo relevante (Huang et al., 2000; Bachand & Horne 2000a,b; Reilly et al., 2000). Además, algunos estudios han obtenido mejores eliminaciones en humedales vegetados que en no vegetados (Tanner et al., 1995a; Lin et al., 2002; Zhu & Sikora, 1995; Ibekwe et al., 2007, Lee & Scholz, 2007), constatando que la presencia y el tipo de vegetación son factores importantes en la eliminación de N (García-Lledó et al., 2011; Lee et al., 2009). No obstante, también existen estudios en los que no se encontraron diferencias entre humedales vegetados y no vegetados (Gersberg et al., 1983).

Toet et al. (2005) señaló que la eliminación de N a través de la cosecha de la vegetación podría ser útil en humedales artificiales con cargas de N inferiores a $120 \text{ g N m}^{-2} \text{año}^{-1}$ y para Vymazal (2007) en cargas menores de $100\text{-}200 \text{ g N m}^{-2} \text{año}^{-1}$. Gersberg et al. (1986) estimó que las plantas solamente eliminaron entre el 12-16% de todo el N eliminado en el humedal, un 20% para Reilly et al. (2000), inferior a un 10% para Bachand & Horne (2000a), un 0.7% para Gottschall et al. (2007) y un porcentaje más bajo, del 0.4%, fue encontrado por Mustafa & Scholz (2010). Debido a esta disparidad de resultados, también hay mucha discusión sobre la recomendación o no de cosechar la vegetación para la eliminación de N. Así por ejemplo, Borin & Salvato (2012) defienden la cosecha para eliminar nitrógeno del sistema, al menos a medio-corto plazo. En cambio, Fisher et al. (2009) no recomienda el cosechado de la vegetación argumentando que es necesario asegurar una fuente de materia orgánica que facilite la eliminación biológica de nitrógeno.

En FG, el N acumulado en las plantas con respecto del total eliminado por el humedal (Ec. 24) representó entre un 7-31% (Tabla 6-50). Este porcentaje osciló dependiendo principalmente de la carga de entrada y eliminada en el humedal (Figura 6-80) y de la biomasa vegetal, de igual manera que se ha comentado para el P en un apartado anterior. Dado que el último periodo de tiempo no puede ser comparado con el resto, el mayor porcentaje (e inferior a un 20%) se obtuvo el primer año de estudio con una carga de entrada promedio de $90.60 \pm 70.93 \text{ g N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y una biomasa aérea de $0.71 \text{ kg ms m}^{-2}$ (Tabla 6-7).

No obstante, solamente se cosechó la vegetación de la celda FG1 al finalizar la primera estación de crecimiento, consiguiendo con ello eliminar permanentemente del sistema por esta vía, el 9% del N eliminado en esa celda. El N retenido en la vegetación restante, pudo ser devuelto nuevamente a la columna de agua mediante la descomposición de los tejidos vegetales. Con lo cual, el porcentaje retirado permanentemente del sistema a través del consumo de N por las plantas solamente representó un 5% del total de N eliminado por el humedal en los 43 meses de estudio (Ec. 25).

Tabla 6-50: Porcentaje de N acumulado en las plantas con respecto al total eliminado en cada año y en cada una de las celdas de tratamiento del humedal FG, incluyendo el conjunto del mismo.

	FG1	FG2	FG3	FG
Abril 2009-marzo 2010	9%	101%	1%	18%
Abril 2010-marzo 2011	0%	15%	8%	7%
Abril 2011-marzo 2012	1%	24%	16%	14%
Abril 2012-octubre 2012	5%	4%	72%	31%

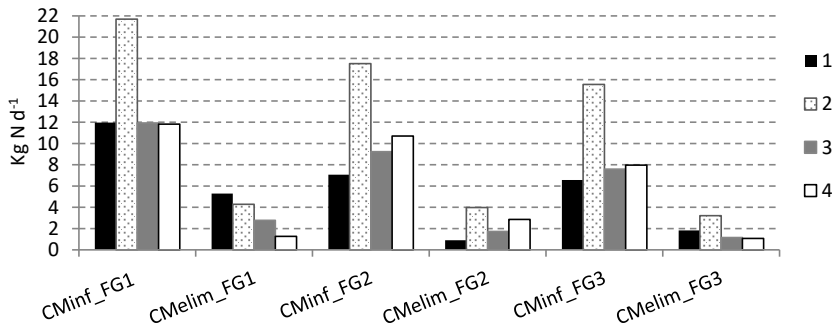


Figura 6-80: Carga de N de entrada (CMinf) y carga de N eliminada (CMelim) promedio en cada una de las celdas de tratamiento y para cada uno de los años de estudio.

En este estudio se constata que la eliminación de N vía cosechado de la vegetación es un mecanismo importante para eliminar N permanentemente del sistema, sobre todo a cargas de entrada por debajo de $141.28 \pm 105.63 \text{ g N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (en línea con los valores citados por Toet et al. (2005) y Vymazal (2007)) y una biomasa vegetal de $1.28 \text{ kg ms m}^{-2}$ (Tabla 6-7), valores correspondientes a la celda FG2 en el primer año de estudio. Tang et al. (2009)

también concluyó que el consumo de nitrógeno por parte de la vegetación es un mecanismo de eliminación de nitrógeno importante en HA destinados a tratar aguas eutróficas.

No obstante, el principal mecanismo de eliminación de N en el humedal FG es el proceso de nitrificación-desnitrificación, en línea con otros autores (Pomogyi, 1993; Reilly et al., 2000). Este proceso es considerado como el principal mecanismo de eliminación de N en la mayoría de los HA (Vymazal, 2007), aunque en otros estudios han dominado otros mecanismos como el consumo de N, por parte de las macrófitas, microorganismos y algas presentes en el humedal, o la sedimentación de las formas particuladas (Zhou & Hosomi, 2008; Dunne et al., 2013).

Además de lo comentado hasta el momento, la filtración de nitratos hacia el agua subterránea pudo haber sido también un sumidero de N (Larson et al., 2000), especialmente porque los HAFSTP no fueron impermeabilizados. Al contrario de lo que ocurre con el amonio, el nitrato no es inmovilizado por las partículas del suelo cargadas negativamente, por tanto, puede ser movilizadado en solución. Las pérdidas por infiltraciones no fueron medidas pero fueron consideradas despreciables ya que mediante el balance hídrico se estimaron en torno a un 5% o inferior del total de agua de entrada al sistema. No obstante, aunque de manera insignificante, algo de N podría haberse perdido mediante este mecanismo.

6.7.2.5 Rendimientos de eliminación y factores influyentes.

En este apartado se van a analizar los rendimientos de eliminación obtenidos para cada una de las variables de N estudiadas, así como los factores que influyeron en los mismos.

En la Tabla 6-51 se recogen los valores entre los que oscilaron dichos rendimientos. Como se puede observar, estos fueron altamente variables, sobre todo en el caso del amonio y del Norg.

Tabla 6-51: Rendimientos de eliminación mínimos y máximos de N obtenidos en el humedal FG durante el periodo de estudio.

	NT (%)	N-NH ₄ ⁺ (%)	N-NO ₂ ⁻ (%)	N-NO ₃ ⁻ (%)	Norg (%)
Mínimo	-245	-588	-136	-350	-265
Máximo	90	100	99	99	99

Los rendimientos globales alcanzados fueron muy satisfactorios, llegando a ser la eliminación de NT del 48% y el de los componentes inorgánicos disueltos superior al 50% (Tabla 6-52). Por tanto, ha quedado probada la eficiencia del humedal FG para reducir las cargas de N procedentes principalmente del lago AV y de la escorrentía agrícola.

Tabla 6-52: Rendimientos de eliminación globales (%), cargas de entrada totales (kg) y cargas de salida totales (kg) de abril del 2009 a octubre del 2012.

	NT	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻
Carga de entrada total (kg N)	19061	2134	662	9483
Carga de salida total (kg N)	9894	901	268	3543
Rendimiento global (%)	48	58	60	63

El menor rendimiento del NT frente al obtenido por las variables del NID, queda justificado por el enriquecimiento en nitrógeno orgánico del agua a su paso por el humedal. La eliminación global del NID fue del 61%.

Comparando los resultados obtenidos con los recogidos en la Tabla 6-43, se observa que los valores son superiores a los alcanzados por otros autores tratando también aguas eutrofizadas (Li et al., 2008, Dunne et al., 2013) y además, están en el orden de los valores obtenidos depurando aguas de escorrentías agrícolas y de ríos (Kadlec et al., 2010, Spieles & Mitsch, 2000) e incluso aguas residuales (Mitsch & Grosselink, 2007).

En la Tabla 6-53 se recogen los factores ambientales o operacionales con los que se han correlacionado los rendimientos de eliminación obtenidos. Estos últimos están correlacionados significativamente, y siguiendo una relación de tipo logarítmica, con la concentración de entrada medida (Tabla 6-53). Por tanto, al incrementar la concentración en la entrada, también lo hicieron los rendimientos de eliminación, permitiendo obtener concentraciones bajas en el efluente aunque las concentraciones en la entrada fueran altas (mediados de invierno-principios de primavera). Los rendimientos de eliminación del Norg y del N-NH₄⁺ también están significativa y logarítmicamente correlacionados con la carga de entrada.

Tabla 6-53: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre los rendimientos de N y la concentración de entrada (C_{in}), la carga de entrada (CM_{inf}), la temperatura (T), el oxígeno disuelto (OD), el pH, la carga hidráulica (CH), el tiempo de residencia hidráulico (TRH) y el grado de cobertura vegetal (CVe).

Rendimientos (%)	C_{inf} (mg N L ⁻¹)	CM_{inf} (g N m ⁻² año ⁻¹)	T (°C)	OD (mg O L ⁻¹)	pH	CH (m año ⁻¹)	TRH (días)	CVe (%)
NT	0.496**	0.118	-0.113	0.075	0.111	-0.276*	0.328**	0.138
N-Norg	0.378**	0.243*	0.078	-0.161	-0.126	-0.008	0.044	0.250*
N-NH ₄ ⁺	0.752**	0.571**	-0.036	0.278*	0.284*	-0.158	0.270*	0.413**
N-NO ₂ ⁻	0.615**	0.217	0.101	0.132	0.059	-0.496**	0.484**	-0.009
N-NO ₃ ⁻	0.481**	0.254	-0.018	0.064	0.029	-0.371**	0.361**	-0.141

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

De las relaciones logarítmicas obtenidas entre los rendimientos y las concentraciones medidas en el influente se obtiene que con concentraciones de entrada de NT, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ y Norg superiores a 1.15 mg N L⁻¹, 0.179 mg NH₄⁺-N L⁻¹, 0.01 mg NO₂⁻-N L⁻¹, 0.25 mg NO₃⁻-N L⁻¹ y 0.823 mg N L⁻¹, respectivamente, incrementa la probabilidad de obtener eficiencias de eliminación positivas (Figura 6-81).

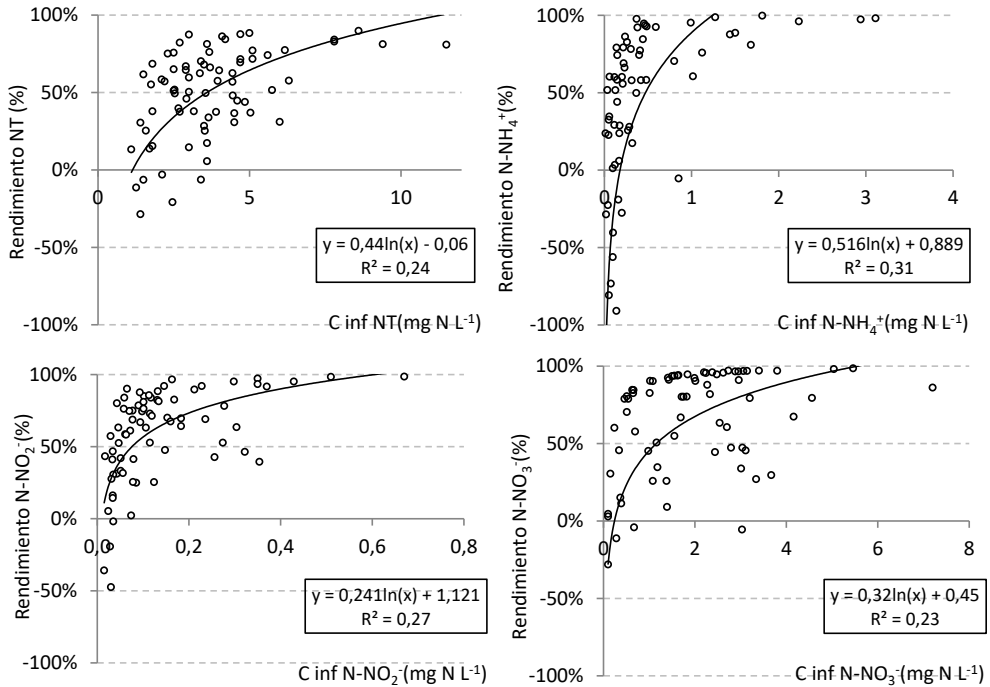


Figura 6-81: Concentraciones de entrada de N (mg L⁻¹) versus los rendimientos de eliminación obtenidos (%). Las líneas negras representan el ajuste logarítmico. El valor mínimo está fijado en -100% para facilitar la visualización de los resultados.

Los rendimientos de ninguna variable del N están correlacionados significativamente con la temperatura medida en el humedal. Así pues, los rendimientos más altos del NT, N-NO₂⁻ y N-NO₃⁻ se obtuvieron en primavera y, aunque inferiores, en otoño (Figura 6-82). En invierno, pese a tener altas concentraciones en la entrada, los rendimientos obtenidos fueron menores, de acuerdo con una mayor concentración en el efluente (6.7.2.2). En verano, los bajos rendimientos detectados se relacionaron principalmente con las bajas concentraciones registradas en la entrada y con el aumento de la concentración de Norg en el efluente. Para el caso del N-NH₄⁺, los rendimientos en otoño fueron superiores a los de las restantes estaciones (Figura 6-82). En un análisis paralelo substrayendo del conjunto de datos los valores extremos y atípicos, se obtuvieron diferencias significativas entre las estaciones de otoño e invierno ($p < 0.01$).

En cuanto al OD y al pH medidos en el efluente del humedal, únicamente los rendimientos obtenidos de N-NH₄⁺ están positiva y significativamente correlacionados con estas variables (Tabla 6-53). No obstante, en la representación gráfica para el pH, no se observa ninguna relación y en el caso del OD se observa mucha dispersión en los datos.

Los rendimientos obtenidos para el NT, N-NO₂⁻ y N-NO₃⁻ están correlacionados linealmente con la CH aplicada al sistema y con el TRH (Tabla 6-53). No obstante, estas relaciones

resultan de que la concentración media más altas de estas sustancias se registró con la CH de 7 m año⁻¹ y como se puede observar en la Figura 6-83, la CH no influyó en los rendimientos obtenidos. Una vez más, la fuerte dependencia de los rendimientos con la concentración de entrada, minimiza la influencia de otros factores como la CH o el TRH, los cuales han sido identificados por otros autores como factores importantes en la eliminación de N (Tanner et al., 1995a; Taylor et al., 2005; Huang et al., 2000; Svedin et al., 2008; Reilly et al., 2009).

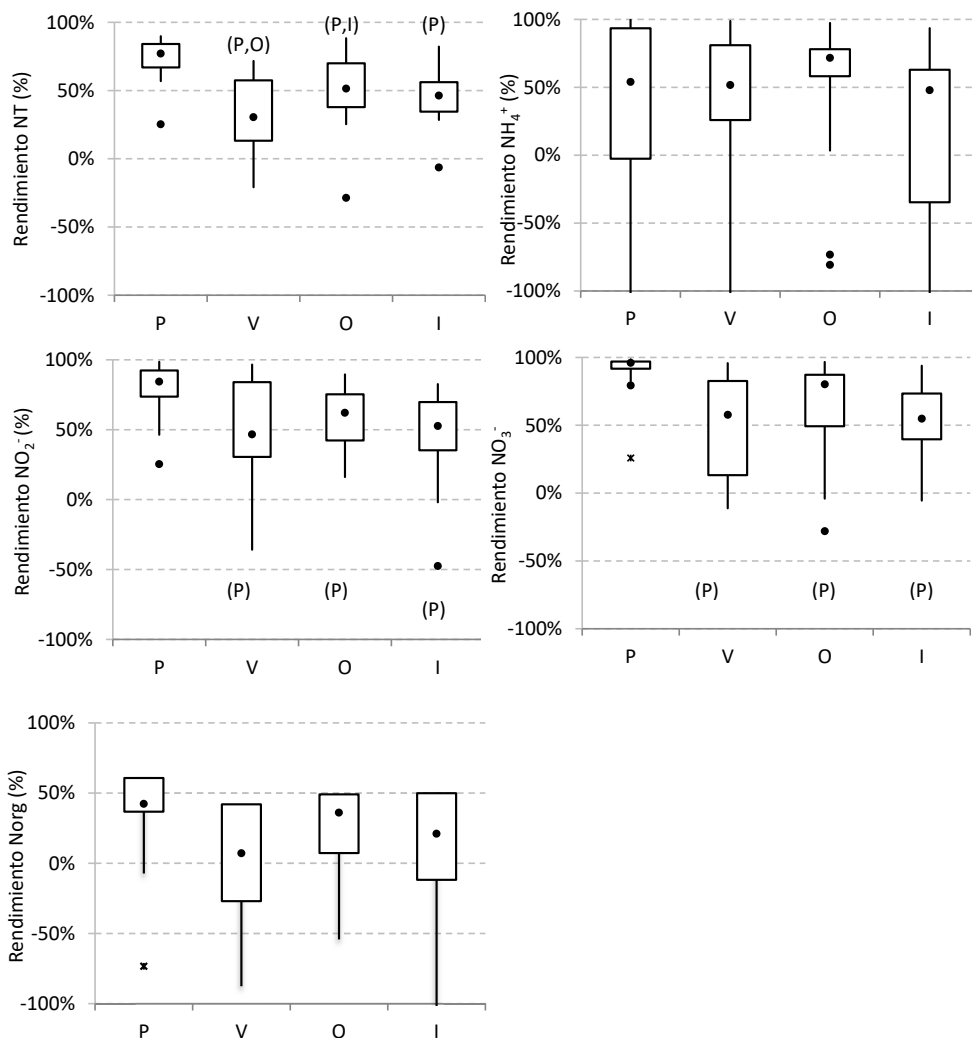


Figura 6-82: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan los rendimientos obtenidos (%) de NT, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ y Norg para cada una de las estaciones del año. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. El valor mínimo está fijado en -100% para facilitar la visualización de los resultados. Diferencias significativas al nivel estadístico p<0.05.

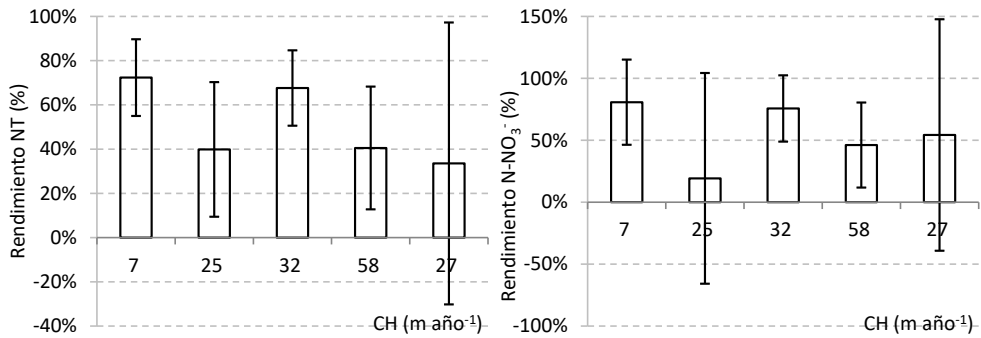


Figura 6-83: Promedio y desviación estándar de las eficiencias de eliminación (%) obtenidas en cada CH aplicada al sistema (m año⁻¹).

Las plantas juegan un papel importante en la eliminación de N y no sólo es a través de su consumo como nutriente (1.5.3.1 y 1.5.3.5). A pesar de ello, en este estudio solamente los rendimientos obtenidos para el N-NH_4^+ están correlacionados con el grado de obertura vegetal (Tabla 6-53). No obstante, si se agrupan los rendimientos obtenidos en diferentes grados de CVE, tal y como aparece en la Figura 6-84, se puede observar como al menos, los rendimientos medios sí que incrementaron³¹ con el aumento de la CVE en el humedal.

³¹ El rendimiento medio obtenido para el grupo correspondiente a CVE superiores al 70% no es comparable con el resto debido al bajo número de datos (n=6).

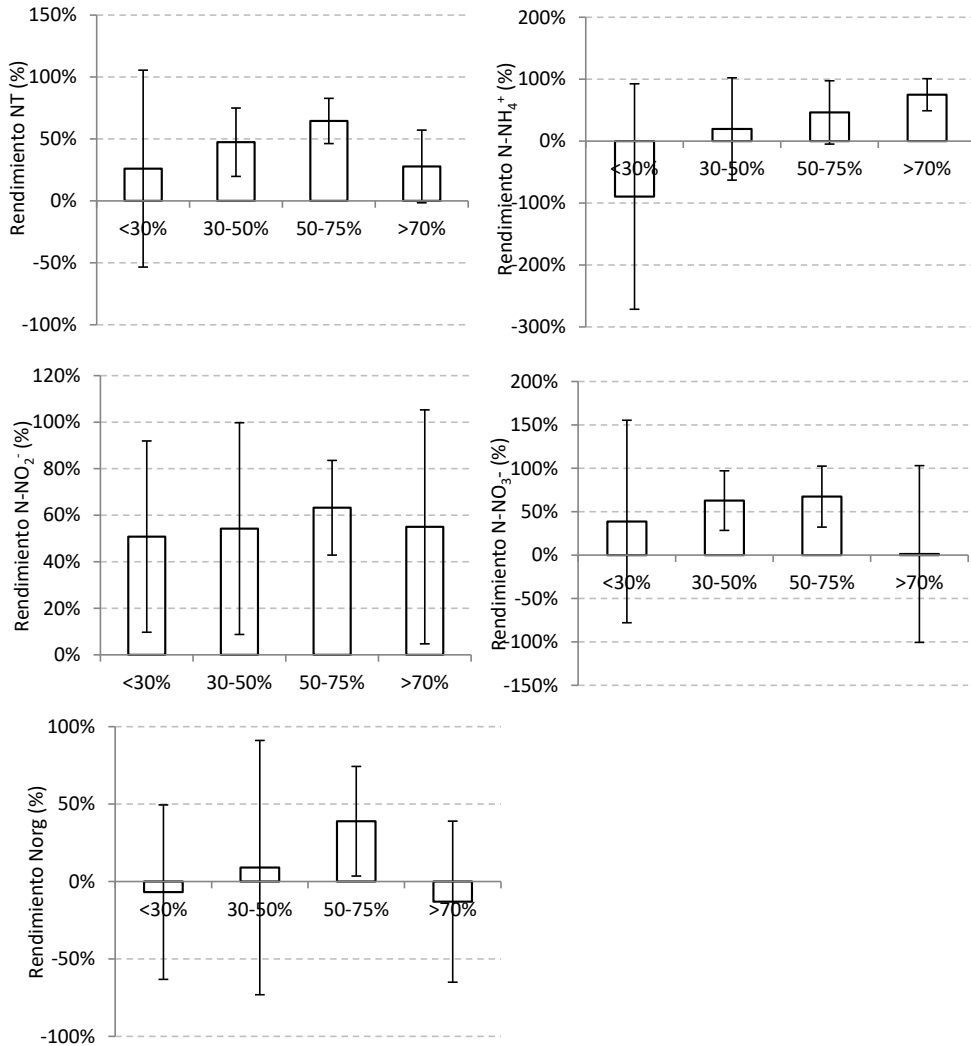


Figura 6-84: Rendimientos promedio de eliminación de N obtenidos a diferentes grados de cobertura vegetal en el humedal FG.

6.7.2.5.1 Evolución de los rendimientos obtenidos a lo largo del periodo de estudio.

En la Tabla 6-54 se recogen los rendimientos obtenidos de los balances anuales (abril-marzo). Destaca la disminución de los mismos en el caso del NT, N-NH₄⁺ y Norg.

Tabla 6-54: Rendimientos obtenidos para el N en cada periodo anual por el humedal FG.

Años	NT (%)	N-NH ₄ ⁺ (%)	N-NO ₂ ⁻ (%)	N-NO ₃ ⁻ (%)	Norg (%)
1	58	77	71	68	19
2	48	71	50	51	34
3	42	-9	70	66	9
4	39	-7	62	79	0

Varios factores podrían explicar esta pérdida de eficiencia. Por una parte, la concentración de entrada de estas variables, a excepción de los nitratos, experimentó una disminución con el tiempo, más acusada en el caso del N-NH_4^+ (Figura 6-65), la cual ha sido identificado como el principal factor que influye en los rendimientos obtenidos (Tabla 6-55).

Tabla 6-55: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre los rendimientos obtenidos (%) y la concentración de entrada de cada una de las variables estudiadas (mg N L^{-1}) a cada celda.

	Coeficiente de <i>Spearman</i>				
	TN	Norg	N-NH_4^+	N-NO_2^-	N-NO_3^-
FG1	0.759**	0.630**	0.410**	0.260*	0.222
FG2	0.495**	0.449**	0.399**	0.360*	0.372**
FG3	0.076	0.080	0.593**	0.485**	0.303**

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

La elevada eficiencia en la eliminación del N-NH_4^+ durante los dos primeros años de funcionamiento del humedal, y sobre todo en la celda FG1 (Tabla 6-56), podría relacionarse con: un alto consumo del mismo por parte de la vegetación plantada, una elevada nitrificación, y/o una probable adsorción a partículas cargadas negativamente (detritus, sedimentos inorgánicos o suelos). No obstante, el amonio adsorbido es unido de manera débil al sustrato y cuando las condiciones químicas cambian, por ejemplo cuando la concentración de amonio en la columna de agua disminuye, éste puede ser liberado fácilmente (Vymazal, 2007). Además, los dos eventos de secado del humedal propiciaron la exposición del sustrato a la atmósfera, lo que pudo llevar a un incremento de la tasa de mineralización de la materia orgánica acumulada en las capas superiores del sedimento³². El proceso de amonificación es más rápido en zonas aerobias, y además, es cinéticamente más rápido que la nitrificación, factores que pueden contribuir a la acumulación del amonio bajo estas características. Por otro lado, la pérdida progresiva de vegetación en el humedal, también pudo influir en la disminución de los rendimientos de eliminación del N-NH_4^+ debido a la disminución de su consumo como nutriente, a la pérdida del sustrato para los microorganismos nitrificantes y a la disminución del aporte de OD a la rizosfera (necesario para mantener zonas aerobias en el sedimento). A lo largo del estudio se detectó una disminución en la concentración medida de OD en el efluente del humedal, que podría responder tanto a la maduración del humedal como a la pérdida de vegetación. No obstante, FG1 siempre operó en el balance anual como sumidero de N-NH_4^+ (Tabla 6-56), pudiendo relacionarse ello con la actividad de las algas: tanto por el consumo como por la aparición de pH por encima de 8.5, favoreciendo el proceso de volatilización.

La pérdida de vegetación también conlleva el empeoramiento de las condiciones para la sedimentación de la fracción particulada del nitrógeno, además de favorecer la aparición de

³² Esto se analiza con mayor profundidad en el apartado 6.11.

caminos preferenciales, la resuspensión del N ya sedimentado y el desarrollo de biomasa algal (principalmente en la celda FG1). Todo esto explicaría la pérdida de eficiencia en la eliminación del Norg en las celdas FG1 y FG2 con el tiempo (Tabla 6-56).

Tabla 6-56: Rendimientos obtenidos de N (%) en cada celda del humedal FG durante los diferentes años de estudio.

	NT			N-NH ₄ ⁺			N-NO ₂ ⁻		
	FG1	FG2	FG3	FG1	FG2	FG3	FG1	FG2	FG3
1	44	13	28	61	12	41	48	35	19
2	20	19	21	45	16	43	23	23	21
3	16	17	17	16	-110	40	47	23	49
4	7	25	14	8	38	-88	30	27	-6

	N-NO ₃ ⁻			N-Norg		
	FG1	FG2	FG3	FG1	FG2	FG3
1	61	15	23	9	10	26
2	39	36	-11	-25	16	78
3	46	46	-17	-32	12	25
4	44	66	-4	-32	4	24

Las eliminaciones de N-NO₂⁻ y N-NO₃⁻ fueron por lo general muy buenas, con rendimientos anuales por encima del 50% (Tabla 6-54). Por una parte, la pérdida de vegetación dentro del humedal pudo favorecer la aparición de zonas anóxicas (debido a la pérdida del suministro de OD a la rizosfera y por el crecimiento de biomasa algal) y por tanto, contribuir positivamente al proceso de desnitrificación. Un ejemplo de ello es la eliminación de los N-NO₃⁻ en la celda FG1 después de su cosechado (Tabla 6-56). Además, el perifiton puede promover altas tasas de desnitrificación en los humedales mediante el aporte de carbono orgánico rápidamente degradable, y ayuda a la eliminación de N, al menos a corto plazo, a través de su consumo³³ (Toet et al., 2003; Sirivedhin & Gray, 2006). Por otra parte, la concentración de N-NO₃⁻ en el influente no disminuyó con el tiempo (a excepción del influente en la celda FG3 y que explicaría la pérdida de eficiencia en esta celda (Tabla 6-56)). Mientras se mantenga el suministro de N-NO₃⁻, y no se agote el suministro de carbono orgánico disponible en el humedal, la desnitrificación debería continuar a la misma tasa (Nichols, 1983). En varios estudios se ha observado una mejora en la eliminación de nitratos al madurar el humedal (mayor acumulación de materia orgánica en los sedimentos) (Craft, 1997; Poe et al., 2003, Borin & Tocchetto, 2007, Bastviken et al., 2009). Mitsch et al. (2012) sugirió una eliminación de nitratos más eficiente con el tiempo.

No obstante, varios autores han señalado el importante papel que juegan las plantas en el proceso de nitrificación-desnitrificación (Weisner et al., 1994; Gersberg et al., 1986; Bastviken et al., 2009). Además, si la cobertura vegetal en FG no mejora en el futuro, la desnitrificación se podría ver limitada, debido a la reducción en el suministro de carbono

³³ Este N puede ser reciclado nuevamente a la columna de agua, por lo que este consumo no es considerado un sumidero neto de nitrógeno a largo plazo.

orgánico³⁴ (Gersberg et al., 1983, Weisner et al., 1994, Bachand and Horne, 2000b, Hume et al., 2002), y con ello la eliminación de nitratos por el humedal.

A pesar de la pérdida de eficiencia en la eliminación de NT con el tiempo, la capacidad máxima de eliminar N no se ha alcanzado (Figura 6-85), aunque, para el N-NH_4^+ y para el Norg parece lo contrario. Por tanto, el mecanismo de la eliminación de N a largo plazo es vía desnitrificación.

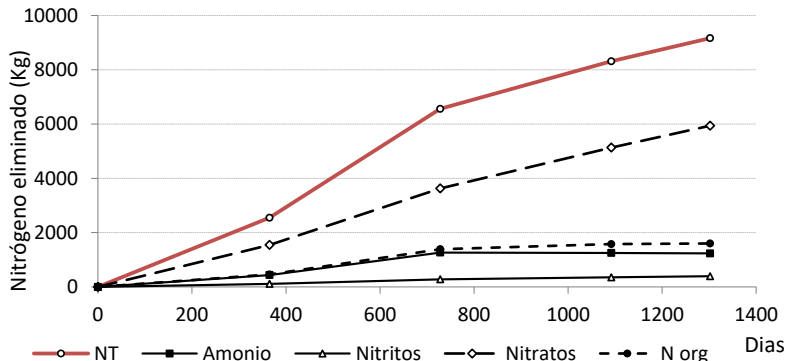


Figura 6-85: Nitrógeno eliminado acumulado (Kg) por el humedal FG desde abril del 2009 hasta octubre del 2012.

6.7.3 Humedales fp y F4.

En este apartado se presentan de manera resumida los aspectos más destacados del funcionamiento de estos dos humedales en referencia a la eliminación de nitrógeno. La información completa de este apartado se recoge en el anexo 10.3.3.

6.7.3.1 Humedal fp.

- La carga media de entrada de NT ($126.48 \pm 88.69 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) ha sido muy parecida a la del humedal FG, mientras que la de nitratos casi un 20% superior, resultado de las altas concentraciones procedentes de PC en los dos últimos periodos de estudio.
- La concentración media de NT en el efluente ($2.29 \pm 1.28 \text{ mg N L}^{-1}$) ha sido un 24% superior a la medida en el efluente de FG, un porcentaje inferior al de los SST y PT. En promedio de todo el periodo estudiado, el humedal redujo la concentración de entrada de todas las variables de N estudiadas, siendo la diferencia mayor en el caso de los nitritos y de los nitratos, indicando una mayor retención de estas dos fracciones.

³⁴ Los restos de plantas en descomposición y los exudados de las plantas vivas son fuentes potenciales de carbono orgánico para la desnitrificación (U.S. EPA, 2000a).

- Al igual que FG, el humedal redujo muy bien los picos observados en el influente, especialmente los de amonio y los de nitratos.
- Análogamente también a FG, en invierno, las bajas temperaturas, la elevada concentración de OD en el agua y la alta concentración en el influente, resultaron en concentraciones de nitratos más altas en el efluente.
- La carga media eliminada de NT ($60.82 \pm 65.73 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) ha sido prácticamente la misma que la de FG, y la de nitratos ha sido un 22% superior.
- Los factores más influyentes en las cargas eliminadas han sido la concentración y la carga de entrada.
- El porcentaje de N acumulado en la vegetación, con respecto del total eliminado por el humedal fp, osciló entre un 6-61%. Durante el primer año, la celda fp1 consiguió un porcentaje cercano al 20% con una carga media de entrada de $346.98 \pm 282.57 \text{ g N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, una carga eliminada promedio de $134.46 \pm 246.20 \text{ g N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y una biomasa vegetal de $1.47 \text{ kg ms m}^{-2}$. En el conjunto de fp, el mejor resultado (17%) se obtuvo en el segundo año, con una carga media de entrada de $87.31 \pm 69.53 \text{ g N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, una carga eliminada promedio de $50.14 \pm 55.63 \text{ g N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y una biomasa vegetal de $0.48 \text{ kg ms m}^{-2}$. Por tanto, cuando la carga de entrada es inferior a $100 \text{ g N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y la biomasa es del orden $0.48 \text{ kg ms m}^{-2}$, la cantidad de N que puede ser eliminado vía cosechado de la vegetación emergente es casi del 20%.
- El rendimiento global obtenido para el NT (48%) es igual al alcanzado en FG y los de las restantes variables muy similares.
- Los rendimientos aumentaron con la concentración y con la carga de entrada al humedal.

6.7.3.2 Humedal F4.

- La carga media de entrada de NT al humedal F4 ($226.22 \pm 320.01 \text{ g N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) ha sido significativamente superior a la de los otros dos HAFSTP (casi el doble), resultado de las altas concentraciones de nitratos procedentes de PC, sobre todo en los dos últimos periodos de estudio.
- El humedal redujo la concentración en PC de todas las variables estudiadas ($p < 0.01$), siendo la concentración media de NT en el efluente de $2.60 \pm 1.31 \text{ mg L}^{-1}$ (superior a FG y similar a fp).
- En F4, al igual que en los otros dos humedales, las elevadas y puntuales concentraciones registradas en el agua de entrada, han sido reducidas de manera efectiva, alcanzándose reducciones por encima del 90%.
- En el caso de los nitratos, también se detectaron concentraciones más altas en los meses más fríos (influencia de la temperatura y del OD).
- La carga media eliminada de NT ($130.99 \pm 230.43 \text{ g N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) ha sido más del doble que la de FG, resultado de las altas concentraciones procedentes de PC. Destaca la elevada eliminación de nitratos ($109.21 \pm 191.92 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$).

- Las cargas eliminadas dependieron principalmente de las concentraciones y las cargas de entrada.
- Con respecto a la carga de entrada, el N acumulado por las plantas solamente representó entre un 0.4-4%.
- El rendimiento global obtenido para el NT (57%) es superior al alcanzado en FG y en fp. También el de los nitratos (76%).
- Los rendimientos aumentaron con la concentración y con la carga de entrada al humedal.

6.8 ELIMINACIÓN MATERIA ORGÁNICA.

6.8.1 Caracterización de la materia orgánica en el agua de entrada.

Las concentraciones de las distintas fracciones estudiadas de materia orgánica (DQO) en el agua de entrada desde el Barranco del Poyo y desde el Puerto de Catarroja se recogen en la (Tabla 6-57). En ambos influentes el componente mayoritario fue la materia orgánica soluble (DQO_s), constituyendo en promedio el 67% y el 70%, respectivamente, de la DQO_T. No obstante, el reparto de las distintas fracciones de la materia orgánica no fue constante a lo largo de todo el periodo de estudio, llegando a constituir la materia particulada (DQO_p) alrededor del 70% de la DQO_T presente en las dos entradas, coincidiendo con altas concentraciones de Cl *a* en las aguas.

Tabla 6-57: Concentraciones medias de DQO, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos registrados en el BP y en el PC en el periodo de estudio.

	DQO _T (mg L ⁻¹)		DQO _s (mg L ⁻¹)		DQO _p (mg L ⁻¹)	
	BP	PC	BP	PC	BP	PC
Media $\pm \sigma$	34.7 \pm 12.3	34.7 \pm 19.5	22.7 \pm 8.3	22.5 \pm 9.9	11.9 \pm 7.6	12.1 \pm 14.4
CV (%)	35%	56%	37%	44%	64%	118%
Mínimo	13.0	12.0	6.8	8.3	0.0	0.1
Máximo	72.0	128.0	49.0	56.5	48.1	99.1

Las concentraciones medidas en el influente están en el rango bajo de los valores encontrados en la bibliografía para aguas eutrofizadas y son valores significativamente inferiores a los medidos en aguas residuales (Tabla 6-58).

Tabla 6-58: Concentraciones de DQO medidas en diferentes aguas tratadas en HAS, así como concentraciones en el efluente de los mismos y eficiencias de eliminación alcanzadas. MF: macrófitas flotantes.

Tipo influente	HA	C _{inf} (mg L ⁻¹)	C _{eff} (mg L ⁻¹)	Rendimientos de eliminación (%)	Referencia
Lago eutrofizado	HFS	7.37	5.93	17	Li et al. (2008)
Rio contaminado	HFS	38-278		-10-40	Jing et al. (2001b)
Agua eutrofizada	HFSS	106	69	35	Tang et al. (2009)
Rio eutrofizado	HFSS	24		16-80	He et al. (2007)
Agua eutrofizada	MF	34-86		85	Hu et al. (2008)
Agua residual	HFS	600		68	Kotti et al. (2010)
Agua residual	HFS	249	91	62	Song et al. (2006)

Las concentraciones medias variaron anualmente en ambos influentes, siendo superiores en el primer y último año de estudio³⁵ para DQO_T, DQO_p y DQO_s (Figura 6-86). Las bajas

³⁵ No obstante, como ya se ha comentado en diversas ocasiones, el último año no es comparable, dado que sólo abarca el periodo comprendido entre abril y octubre, coincidiendo con los meses de mayores temperaturas en la columna de agua.

concentraciones medidas el segundo año, podrían responder a que 2010 fue un año singularmente húmedo, por lo que pudo haberse producido un lavado de la materia orgánica acumulada en el lago AV. La primavera del 2011 también fue más húmeda que en el 2009 y en el 2012.

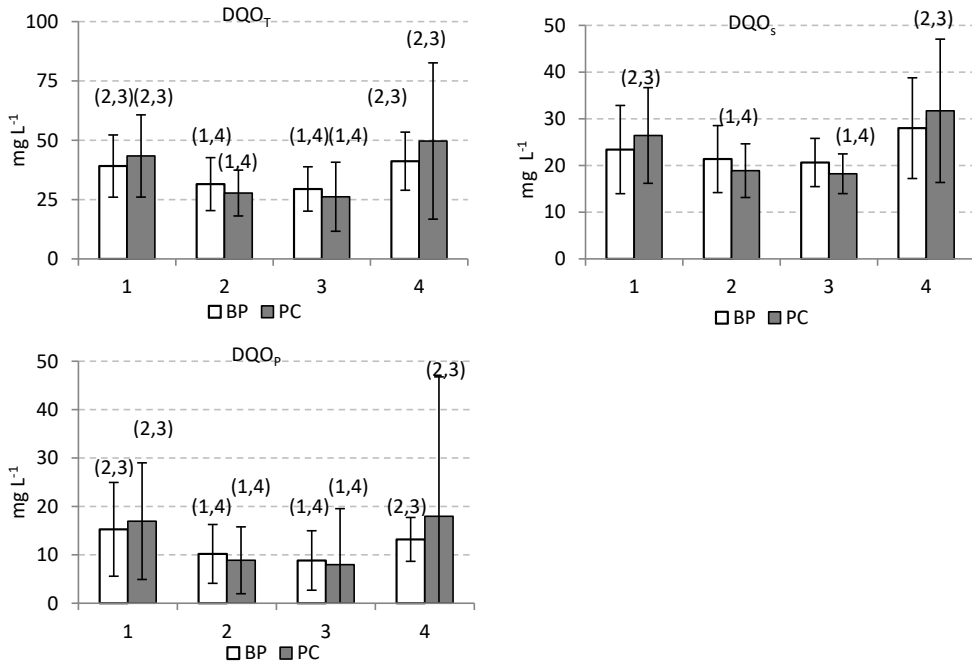


Figura 6-86: Concentración promedio y desviaciones estándar de DQO_T, DQO_S y DQO_P, en cada uno de los periodos de estudio en el agua de entrada por el BP y por el PC. Diferencias significativas al nivel $p < 0.05$.

No se han encontrado diferencias significativas entre las concentraciones de materia orgánica medidas en las dos entradas. Del análisis por años, solamente se han obtenido diferencias estadísticamente significativas en la DQO_T observada en el tercer año, siendo superior en el caso del BP.

Aparte de las diferencias interanuales, se ha analizado también la existencia de variaciones estacionales (Figura 6-87, Figura 6-88), ya que al igual que para el resto de variables estudiadas, la concentración de la materia orgánica en el influente está relacionada con la presencia de biomasa fitoplanctónica en el lago, el oxígeno disponible (tanto en la columna de agua como en el sedimento), la ocurrencia de precipitaciones, el vaciado de los arrozales, etc.. Para la DQO_T y la DQO_S, las concentraciones medias más altas fueron medidas, en ambas entradas, en verano y en otoño. En cuanto a la DQO_P, los valores medios más altos se obtuvieron en primavera y otoño para el BP y en verano y otoño para el PC, coincidiendo con las estaciones de mayor biomasa fitoplanctónica en esas aguas, variable con la que presentó correlación significativa ($r=0.611$, $p < 0.01$ y $r=0.770$, $p < 0.01$; respectivamente). Estas fuertes

relaciones muestran el carácter fitoplanctónico de la materia orgánica particulada presente en ambos influentes.

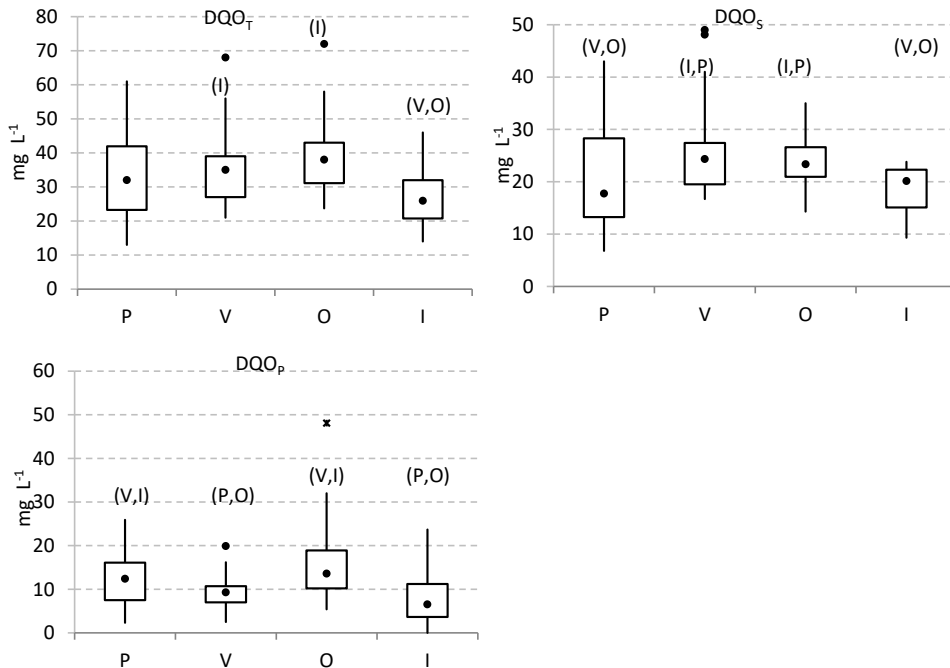


Figura 6-87: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones observadas de DQO_T, DQO_S y DQO_P en el BP para cada una de las estaciones del año. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. Diferencias significativas al nivel $p < 0.05$.

La concentración de DQO_S en ambas entradas está significativamente correlacionada con la temperatura del agua ($r=0.404$, $p < 0.01$ para el BP y $r=0.309$, $p < 0.01$ para el PC) indicando una mayor concentración de la materia orgánica en forma soluble durante los meses más cálidos. Ello podría responder a una mayor hidrólisis de la materia orgánica particulada y a una disminución de la biodegradación, probablemente limitada por la reducción de OD en el lago.

Con respecto a la influencia del agua procedente del vaciado de los arrozales de los alrededores sobre las concentraciones medidas en el BP, no se ha encontrado ninguna relación entre los valores medidos en el agua desaguada por el Tancat de la Sardina y los valores medidos en la entrada por el BP. Ello no significa que no exista relación, ya que como se ha comentado en varias ocasiones, el número de datos disponibles del Tancat de la Sardina es demasiado bajo ($n=9$) como para extraer conclusiones fiables al respecto. No obstante, debido a que no se recoge la paja del arroz después de la cosecha, es probable que se acumule materia orgánica en los campos, que supondrá un aporte de la misma al agua del BP y del PC cuando los campos de arroz de aguas arriba del Tancat de la Pipa se vacíen.

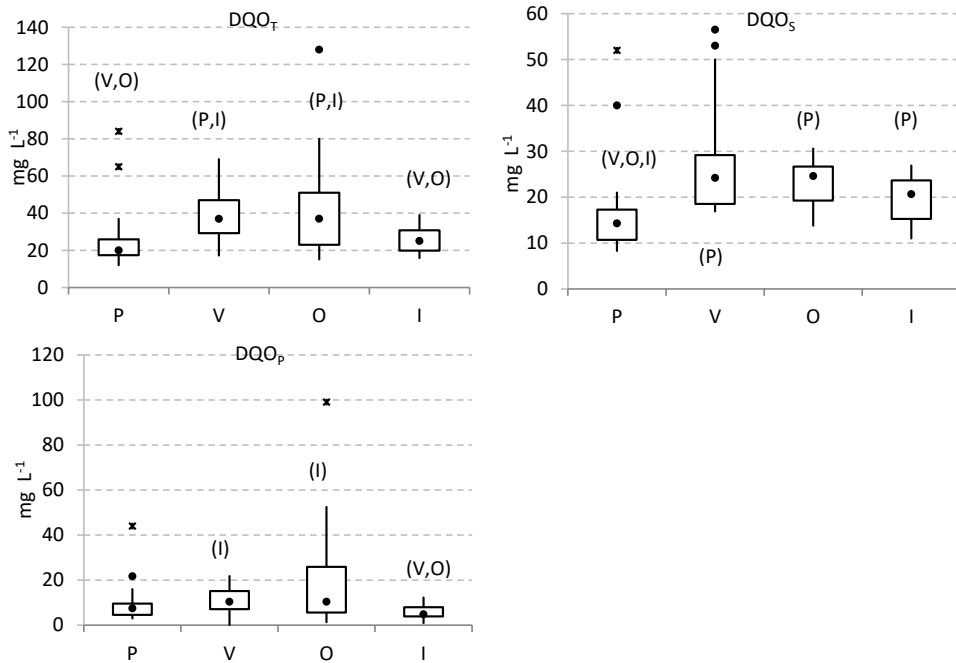


Figura 6-88: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones observadas en el PC de DQO_T , DQO_5 y DQO_p para cada una de las estaciones del año. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. Diferencias significativas al nivel $p < 0.05$.

6.8.2 Humedal FG.

6.8.2.1 Cargas máscas de entrada al humedal.

Las cargas máscas de entrada presentaron una alta variabilidad (Tabla 6-59), resultado, como en las otras variables estudiadas, de la variabilidad en los caudales y en las concentraciones de entrada.

Tabla 6-59: Cargas de entrada medias de DQO, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos al humedal FG durante el periodo de estudio.

	DQO_T ($g\ m^{-2}\ año^{-1}$)	DQO_5 ($g\ m^{-2}\ año^{-1}$)	DQO_p ($g\ m^{-2}\ año^{-1}$)
Media \pm σ (CV)	1275.4 \pm 743.4 (58%)	824.9 \pm 519.0 (63%)	452.2 \pm 304.1 (67%)
Mínimo	157.7	57.2	36.1
Máximo	3568.5	2433.2	1473.5

El valor medio medido es mucho menor que la carga media de entrada obtenida por Tang et al. (2009) ($30959\ g\ m^{-2}\ año^{-1}$, empleando también aguas eutróficas) y que las cargas que contienen las aguas residuales urbanas (Vymazal, 2009).

6.8.2.2 Concentración del efluente y factores influyentes.

Las concentraciones de DQO_T en el BP, no difirieron significativamente de las concentraciones medidas en el efluente de FG (Tabla 6-60, Figura 6-89). En cambio, en el caso de la DQO_S la concentración promedio medida en el efluente fue significativamente superior a la de la entrada ($p < 0.05$) y en el caso de la DQO_P fue a la inversa ($p < 0.05$), indicando que el sistema retuvo en mayor medida la fracción particulada y que fue productor de materia orgánica en forma soluble.

Durante todo el periodo de estudio, la DQO_T fue reducida en el 55% de las ocasiones (Figura 6-89), la DQO_P en el 66% y la DQO_S en el 36%.

Tabla 6-60: Concentraciones medias de DQO , desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos registrados en el efluente del humedal FG.

	DQO_T ($mg L^{-1}$)	DQO_S ($mg L^{-1}$)	DQO_P ($mg L^{-1}$)
Media $\pm \sigma$ (CV)	33.5 \pm 11.8 (35%)	25.3 \pm 8.9 (35%)	8.3 \pm 6.5 (78%)
Mínimo	15.0	12.7	0.6
Máximo	72.0	55.0	35.7

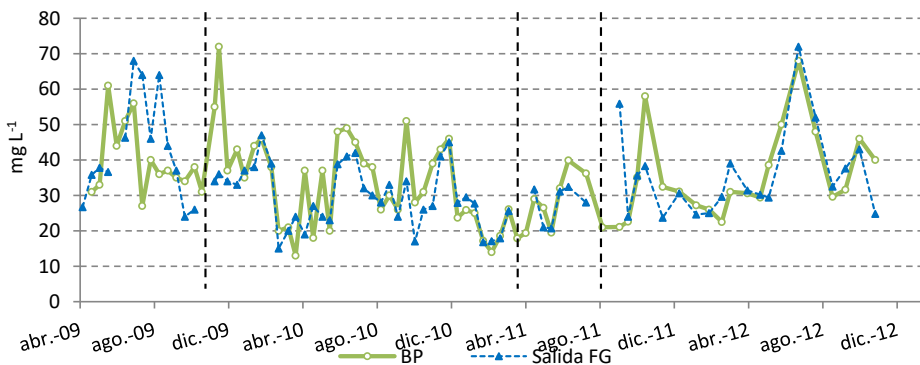


Figura 6-89: Evolución temporal de la concentración de DQO_T en el BP y en el efluente de FG. Las líneas negras indican los periodos de parada del funcionamiento del sistema y secado del mismo.

En la Figura 6-89 se observa como la concentración de DQO_T medida en el efluente de FG siguió la tendencia de la concentración medida en el BP. Así pues, la disminución de las concentraciones en el efluente en el año 2010 y primera mitad del 2011, coincide con una disminución de la concentración en el BP y el aumento de la concentración de DQO_T en el efluente de FG que se aprecia a partir del verano del 2011 coincide con un aumento de la concentración medida en el BP.

La Tabla 6-61 recoge los valores máximos, mínimos y medios obtenidos de DQO_T en los diferentes años de estudio y en las diferentes celdas de tratamiento del humedal. Durante todo el periodo de estudio, independientemente del funcionamiento de las celdas que componen FG (como sumidero o como fuente), la concentración del efluente de FG3 fue

muy próxima a la del BP, indicando que al menos, la concentración media de materia orgánica contenida en el agua del lago no se vio significativamente incrementada a su paso por el humedal FG.

Tabla 6-61: Concentración de DQO_T en influente y en la salida de cada una de las celdas de tratamiento del humedal FG. N= número de datos; σ = desviación típica.

	Influente	Efluente FG1	Efluente FG2	Efluente FG3
Abril 2009- marzo 2010				
N	26	22	24	24
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	39.1 \pm 13.1	36.9 \pm 11.0	36.5 \pm 12.6	38.1 \pm 13.3
Máximo (mg L ⁻¹)	72.0	64.0	70.0	68.0
Mínimo (mg L ⁻¹)	13.0	16.0	17.0	15.0
Abril 2010- marzo 2011				
N	25	25	25	25
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	31.5 \pm 11.2	37.1 \pm 13.5	35.5 \pm 12.4	28.6 \pm 8.2
Máximo (mg L ⁻¹)	51.0	72.0	64.0	45.0
Mínimo (mg L ⁻¹)	14.0	18.0	18.0	16.8
Abril 2011- marzo 2012				
N	18	16	16	16
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	29.5 \pm 9.3	40.5 \pm 22.5	33.5 \pm 8.6	30.7 \pm 8.8
Máximo (mg L ⁻¹)	58.0	96.0	46.5	55.9
Mínimo (mg L ⁻¹)	19.4	18.8	19.0	20.7
Abril 2012- octubre 2012				
N	11	11	11	11
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	38.8 \pm 14.0	43.1 \pm 16.3	42.2 \pm 18.3	37.4 \pm 15.0
Máximo (mg L ⁻¹)	68.0	72.0	85.0	72.0
Mínimo (mg L ⁻¹)	15.2	26.6	16.4	16.2

A lo largo del humedal se experimenta un incremento de la fracción soluble de la materia orgánica y una disminución de la fracción particulada (Figura 6-90). Indicando, una vez más, una mayor capacidad del humedal para eliminar la materia particulada con respecto a la soluble.

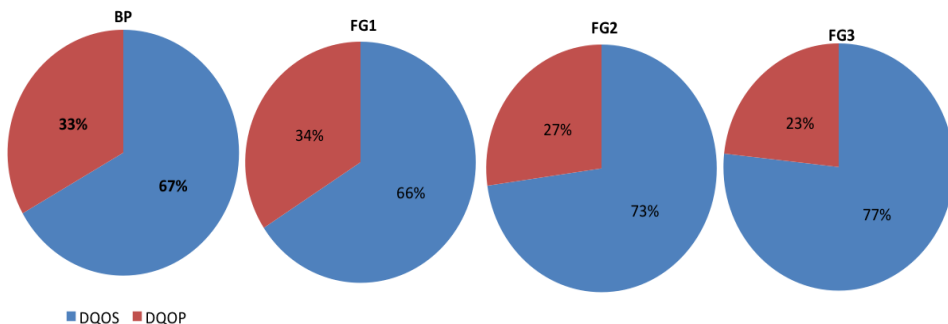


Figura 6-90: Proporción de DQO_P y DQO_S con respecto a la DQO_T a lo largo del humedal FG.

Para la DQO_T y la DQO_S , las concentraciones medidas en el efluente fueron superiores en verano e inferiores en invierno (Figura 6-91), coincidiendo con las concentraciones de

entrada (Figura 6-88) y correlacionándose significativamente con la temperatura medida en el efluente ($r=0.384$, $p<0.01$ y $r=0.631$, $p<0.01$; respectivamente). Las altas concentraciones de materia orgánica soluble registradas en verano, también podrían responder a un incremento del proceso de hidrólisis y a una limitación del proceso de biodegradación aeróbica, debido a la menor concentración de OD en la columna de agua ($r=-0.237$, $p<0.05$). Aunque la materia orgánica puede ser degradada también por vía anaeróbica, ésta es mucha más lenta que la aeróbica (Vymazal et al., 1998), pudiendo resultar en un mayor contenido de materia orgánica en el efluente. Tang et al. (2009), concluyó que el principal factor limitante en la eliminación de DQO fue el OD disponible y la implantación de un sistema de aireación artificial, mejoró el rendimiento del humedal. En otros humedales también se han observado concentraciones más altas de materia orgánica en el efluente durante las estaciones de primavera y verano (Kadlec & Reddy, 2001).

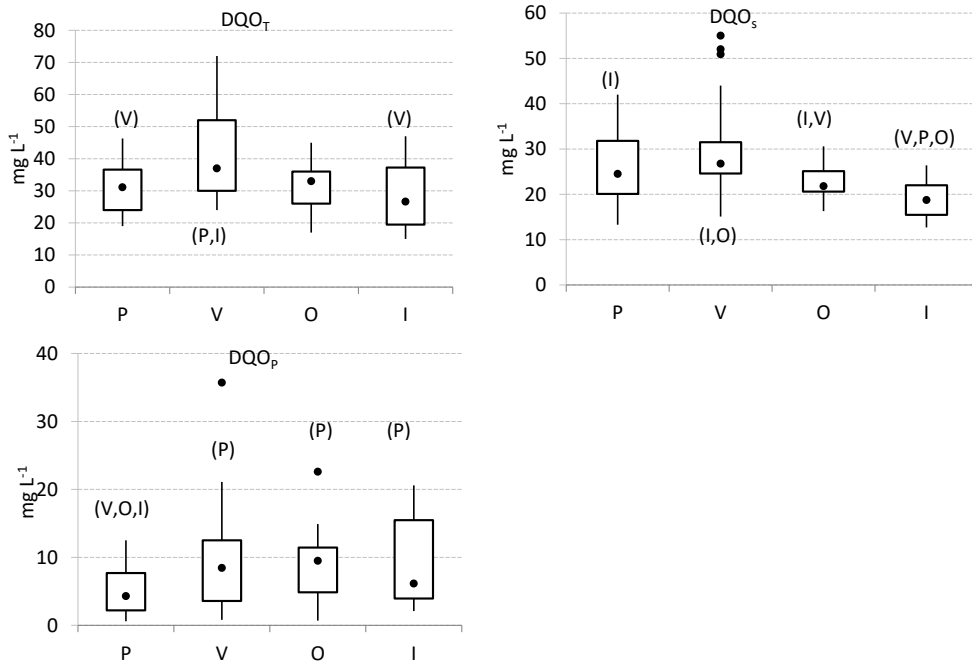


Figura 6-91: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones observadas en el efluente de FG de DQO_T, DQO_s y DQO_p para cada una de las estaciones del año. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. Diferencias significativas al nivel $p<0.05$.

Una de las razones potenciales para la existencia de una concentración de fondo (C^*) en el humedal, es el desarrollo de biomasa fitoplanctónica en la columna de agua. Por ello, es muy importante limitar el crecimiento de las algas con el fin de conseguir en el efluente del humedal la concentración objetivo fijada para la materia orgánica, y en este aspecto, como

se verá más adelante, la presencia de vegetación emergente en el humedal juega un papel crucial³⁶.

No se ha encontrado ninguna relación significativa entre la CH aplicada al sistema y las concentraciones de materia orgánica medidas en el efluente, por tanto, los valores de CH aplicados al sistema no influyeron en estas últimas. Tampoco se ha podido establecer ninguna relación entre la carga de entrada de las distintas componentes de la DQO estudiadas y las concentraciones de las mismas en el efluente del humedal, con lo que no se pueden emplear para fijar la concentración de salida en un valor deseable de alcanzar o en un objetivo de calidad que cumplir.

6.8.2.3 Cargas eliminadas y factores influyentes.

La masa eliminada por unidad de superficie y de tiempo osciló ampliamente a lo largo del periodo de estudio (Tabla 6-62), sobre todo en el caso de la fracción soluble, siendo en término medio, el humedal productor de ésta. Los valores máximos de eliminación se alcanzaron durante el segundo año de estudio, coincidiendo con los caudales más altos. Además, la carga eliminada promedio de DQO_s alcanzada en el segundo año fue positiva, a diferencia de los demás periodos en los cuales fue negativa. No obstante, no existen diferencias estadísticamente significativas entre las cargas eliminadas de DQO en los distintos años de estudio.

Tabla 6-62: Cargas de eliminación medias de DQO, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal FG durante el periodo de estudio.

	DQO _r (g m ⁻² año ⁻¹)	DQO _s (g m ⁻² año ⁻¹)	DQO _p (g m ⁻² año ⁻¹)
Media \pm σ (CV)	166.0 \pm 355.2 (214%)	-9.9 \pm 227.9 (2306%)	176.6 \pm 281(159%)
Mínimo	-1068.4	-800.3	-438.2
Máximo	1213.3	1096.3	1109.7

El valor obtenido de carga eliminada de DQO es inferior al obtenido por otros autores (Tang et al., 2009). Es conocido que bajas cargas de entrada de DQO resultan en bajas tasas de eliminación de esta variable (Li et al., 2008; Tang et al., 2009). En este estudio, la carga eliminada estuvo significativamente correlacionada con la concentración de entrada y con las cargas de entrada, a excepción de la DQO_s (Tabla 6-63). Además, para la carga de entrada no se ha alcanzado el máximo (Figura 6-92), con lo cual se espera que el sistema siga eliminando materia orgánica a cargas superiores que las empleadas durante el periodo de estudio.

³⁶ No obstante, solamente la DQO_p se ha correlacionado débilmente con la cobertura vegetal ($r=0.289, p<0.05$).

Tabla 6-63: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre la carga eliminada de DQO y la concentración de entrada (C_{in}), la carga de entrada (CM_{inf}) y la temperatura (T), carga hidráulica (CH), tiempo de residencia hidráulico (TRH), concentración de Cl a ($Cl a$) y grado de cobertura vegetal (CVe).

Carga eliminada ($g m^{-2} año^{-1}$)	C_{in} ($mg L^{-1}$)	CM_{inf} ($g m^{-2} año^{-1}$)	T ($^{\circ}C$)	CH ($m año^{-1}$)	TRH (días)	Cl a ($\mu g L^{-1}$)	CVe (%)
DQO _T	0.458**	0.420**	-0.060	0.168	-0.137	-0.376**	0.147
DQO _S	0.450**	0.204	-0.259*	0.003	0.025	0.137	-0.029
DQO _P	0.472**	0.577**	0.082	0.125	-0.125	-0.564**	0.018

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

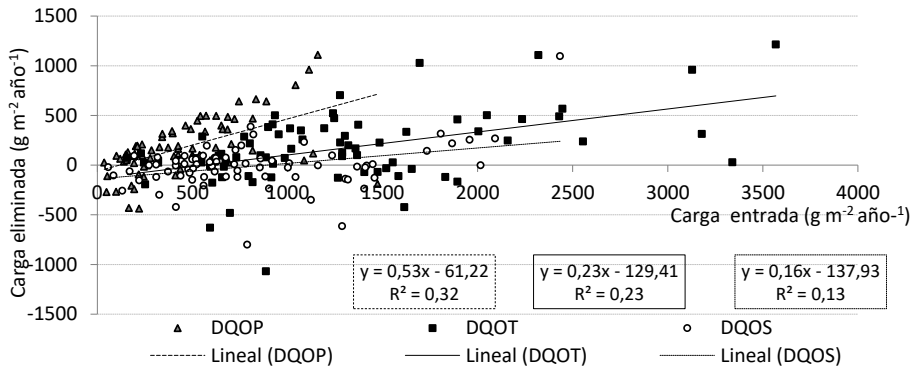


Figura 6-92: Cargas de entrada de DQO_T, DQO_S y de DQO_P ($g m^{-2} año^{-1}$) versus las cargas eliminadas ($g m^{-2} año^{-1}$). Las líneas negras representan el ajuste lineal.

Para la DQO_T y DQO_S, la carga media eliminada más elevada se alcanzó en otoño, coincidiendo con una mayor concentración en el BP (Figura 6-93). En el caso de la DQO_S también en invierno se alcanzó una elevada eliminación, coincidiendo con las bajas concentraciones medidas en el efluente. Con respecto a la DQO_P, las cargas más altas de eliminación se registraron en primavera y en otoño, de acuerdo con las concentraciones más altas en la entrada.

Sólo la carga eliminada de DQO_S está correlacionada, aunque débilmente, con la temperatura medida en el efluente del humedal (Tabla 6-63), indicando que en las estaciones más cálidas, las eliminaciones de la materia orgánica soluble fueron más bajas. Tampoco se han encontrado relaciones entre la carga eliminada con la carga hidráulica, el TRH ni con la cobertura vegetal (Tabla 6-63). No obstante, gráficamente sí que se observa un incremento de la carga eliminada de DQO_P y de DQO_T con la CH.

En cuanto a la vegetación, como se ha comentado ya en varias ocasiones a lo largo del documento, mejora las condiciones para la sedimentación de la materia particulada y la eliminación de materia orgánica al suministrar OD a la zona de los sedimentos (Jing et al., 2001b). Por otro lado, es fuente de materia orgánica (particulada o soluble) en el humedal, reduce la penetración de la luz solar a la columna de agua y absorbe nutrientes (limitando el crecimiento de biomasa fitoplanctónica) y suministra sustrato para los microorganismos

(Karathanasis et al., 2003), por lo que era de esperar obtener una correlación positiva. Una posible explicación es que su influencia esté enmascarada por la fuerte influencia de otras variables como la concentración de entrada.

En aguas eutróficas, la producción de biomasa fitoplanctónica dentro del humedal limita, como es lógico, la consecución de altas eliminaciones de materia orgánica (Tabla 6-63). Por lo que es muy importante limitar bien su crecimiento a través de una buena cobertura vegetal.

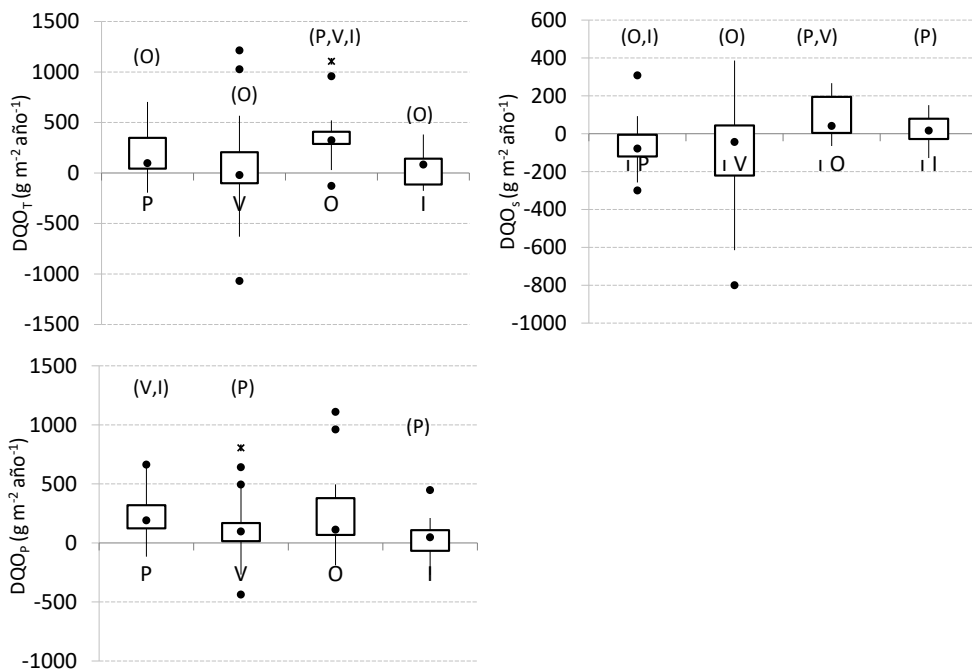


Figura 6-93: Diagrama de cajas y bigotes donde se representan las cargas eliminadas de DQO_T , DQO_S y de DQO_P ($g\ m^{-2}\ año^{-1}$) observadas en cada una de las estaciones del año. P=primavera, V=verano, I=invierno y O= otoño. Diferencias significativas al nivel $p < 0.05$.

6.8.2.4 Rendimientos de eliminación y factores influyentes.

En la Tabla 6-64 se recogen los valores mínimo y máximo entre los que han oscilado los rendimientos obtenidos de DQO_T , DQO_S y DQO_P durante todo el periodo de estudio.

Tabla 6-64: Rendimientos de eliminación mínimos y máximos de DQO obtenidos en el humedal FG durante el periodo de estudio.

	DQO_T (%)	DQO_S (%)	DQO_P (%)
Mínimo	-120	-196	-561
Máximo	61	48	96

Los rendimientos globales se presentan en la Tabla 6-65. A partir de los resultados obtenidos, se puede afirmar que el humedal FG fue eficiente eliminando materia orgánica particulada; en cambio, no lo fue eliminando materia orgánica soluble, y ello resultó en el bajo rendimiento obtenido de DQO_T . Estos resultados, una vez más, parecen indicar una efectiva sedimentación e hidrólisis de la materia particulada y una limitación en la degradación de la materia orgánica soluble. Varios factores se podrían relacionar con esto último: que se trata de una materia orgánica lentamente biodegradable, que se produce una liberación desde los sedimentos y las condiciones de anoxia que tienen lugar durante la noche y especialmente en los meses cálidos.

Gran parte de esta materia orgánica proviene de la descomposición del fitoplancton y de la enea. Varios autores han publicado valores bajos de las tasas de descomposición para la *Typha* spp. (Emery & Perry, 1996; Jaques & Pinto, 1997; Álvarez & Becares, 2006; Chimney & Pietro, 2006; Corstanje et al., 2006). La enea es definida como una de las macrófitas emergentes más resistentes en los humedales y la baja tasa de descomposición de la misma significa que el detrito permanecerá en el sistema durante un largo periodo de tiempo (Álvarez & Becares, 2008). Los resultados obtenidos de los ensayos de DBO realizados en este trabajo, muestran valores de la constante de degradación de la materia orgánica (K_1') inferiores a los valores típicos de AR urbanas (Chapra, 1997). Estos valores se encuentran entre 0.11-0.13 d^{-1} para el BP y entre 0.07-0.08 d^{-1} para el efluente de FG, mostrando que se trata de materia orgánica lentamente biodegradable, especialmente la del efluente.

El rendimiento obtenido en este humedal para la DQO_T es muy próximo al valor obtenido por Li et al. (2008) y el de la DQO_P a obtenido para la DQO_T por Tang et al. (2009) (Tabla 6-58), ambos tratando también aguas eutrofizadas.

El rendimiento de materia orgánica particulada se considera satisfactorio, dado que dentro del humedal hubo una alta producción de restos vegetales y de algas, así como aportes de materia orgánica a través de los excrementos de las aves. Además, la concentración de entrada es baja comparada con la de otros humedales. Normalmente, la materia orgánica particulada es rápidamente eliminada en el humedal, bajo condiciones de reposo, mediante sedimentación y filtración (Vymazal, 1998).

Tabla 6-65: Rendimientos de eliminación globales de DQO, cargas de entrada totales (kg) y cargas de salida totales (kg) de abril del 2009 a octubre del 2012.

	DQO_T	DQO_S	DQO_P
Carga de entrada total (kg)	204099	133802	70297
Carga de salida total (kg)	179221	136372	42849
Rendimientos (%)	12	-2	39

Los rendimientos alcanzados en cada momento dependieron principalmente de la concentración de entrada (relación de tipo logarítmica) (Figura 6-94) y para la fracción

particulada, también de la producción de fitoplancton en el interior del humedal, tal y como se ha visto en las cargas eliminadas (Tabla 6-66).

Tabla 6-66: Coeficientes de correlación de Spearman obtenidos entre los rendimientos alcanzados de DQO y concentración de entrada (C_{inf}), la carga de entrada (CM_{inf}), la temperatura (T), la concentración de clorofila a ($Cl a$) en el humedal, la carga hidráulica (CH), el tiempo de residencia hidráulico (THR) y la cobertura vegetal (CVe).

Rendimiento (%)	C_{inf} ($mg L^{-1}$)	CM_{inf} ($g m^{-2} año^{-1}$)	T ($^{\circ}C$)	OD ($mg L^{-1}$)	$Cl a$ ($\mu g L^{-1}$)	CH ($m año^{-1}$)	THR (días)	CVe
DQO _T	0.442**	0.110	-0.055	-0.054	-0.409**	-0.146	0.169	0.106
DQO _S	0.534**	0.253*	-0.225*	0.103	0.169	0.040	-0.011	0.134
DQO _P	0.340**	0.170	0.191	-0.190	-0.663**	-0.190	0.163	-0.132

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

Con concentraciones de entrada de DQO_T, DQO_S y DQO_P mayores que $25.5 mg L^{-1}$, $24.9 mg L^{-1}$ y $4.5 mg L^{-1}$, respectivamente, se incrementa la probabilidad de obtener rendimientos de eliminación positivos en el humedal (Figura 6-94). En el caso de la DQO_T y la DQO_S, la asíntota de la curva se estabiliza en valores de rendimientos entre el 40 y el 60%. Para conseguir eliminaciones superiores al 80%, valores típicos alcanzados por otros autores, las concentraciones de entrada deberían ser significativamente superiores a las que se midieron en el BP, concretamente del orden de $225 mg L^{-1}$ para la DQO_T, según el débil ajuste logarítmico obtenido.

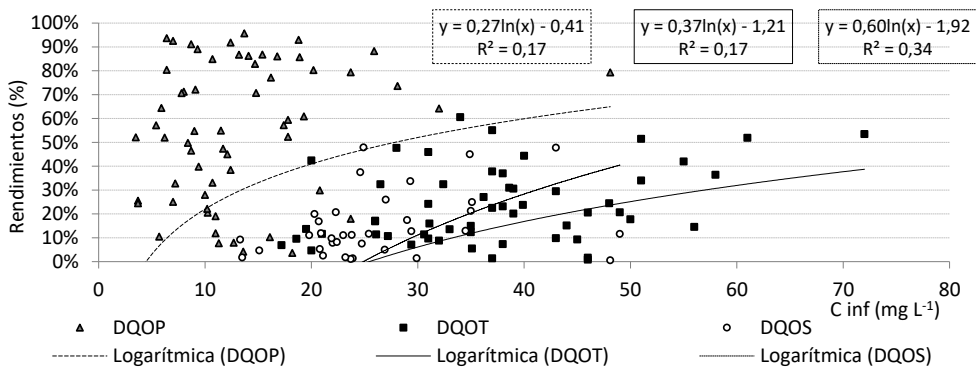


Figura 6-94: Concentraciones de DQO en el influente ($mg L^{-1}$) y cargas de entrada ($g m^{-2} año^{-1}$) versus los rendimientos obtenidos (solamente se representan los positivos). La línea punteada representa el ajuste logarítmico.

En la literatura se recogen valores de concentración de fondo para la DBO en función del tipo de agua. Estos valores oscilan ampliamente llegando a alcanzar los $20 mg L^{-1}$ (U.S. EPA, 2000a; Kadlec & Wallace, 2009; Knight, 2000; Kadlec, 2009). Este valor está próximo al valor medio medido de DQO_T en el influente ($35 mg L^{-1}$), es muy similar al valor medio de DQO_S ($23 mg L^{-1}$) y es superior al valor medio de DQO_P ($12 mg L^{-1}$). Por tanto, es muy probable que

la eliminación de materia orgánica en el humedal estuviera limitada por las bajas concentraciones de DQO en el influente.

La falta de dependencia de la eliminación de materia orgánica con la temperatura ha sido observada también por otros autores (Vymazal, 1999; Akratos & Tsihrintzis, 2007; Rozkosny, 2010) y podría responder a que las bacterias aerobias y anaerobias, encargadas de la eliminación de la materia orgánica pueden funcionar incluso con temperaturas inferiores a 5°C (Akratos & Tsihrintzis, 2007; Rozkosny, 2010). En este caso, los rendimientos de DQO_T y DQO_P fueron superiores en primavera y otoño, gobernados por la concentración de entrada (Figura 6-95). Para la DQO_S, los rendimientos más altos se alcanzaron en otoño e invierno, coincidiendo con las concentraciones más bajas medidas en el efluente.

Los rendimientos no están correlacionados significativamente con las siguientes variables: OD, CH, TRH y Cve (Tabla 6-66). El rendimiento medio más elevado tanto de DQO_T como de DQO_P, se alcanzó operando con la CH más baja (7 m año⁻¹), que a su vez coincide con el periodo de puesta en marcha del sistema de tratamiento. No obstante, en la literatura se encuentran casos en que la eliminación de materia orgánica mejoró al incrementar el TRH (Tanner et al., 1995b; Akratos & Tsihrintzis, 2007), o que fueron superiores en los humedales vegetados (Gersberg et al., 1986, Tanner et al., 1995b; He & Mankin, 2002; Karathanasis et al., 2003). También existen estudios en donde el papel de las plantas en la eliminación de la materia orgánica fue poco significativo (Soto et al., 1999; Akratos & Tsihrintzis, 2007; Rozkosny, 2010).

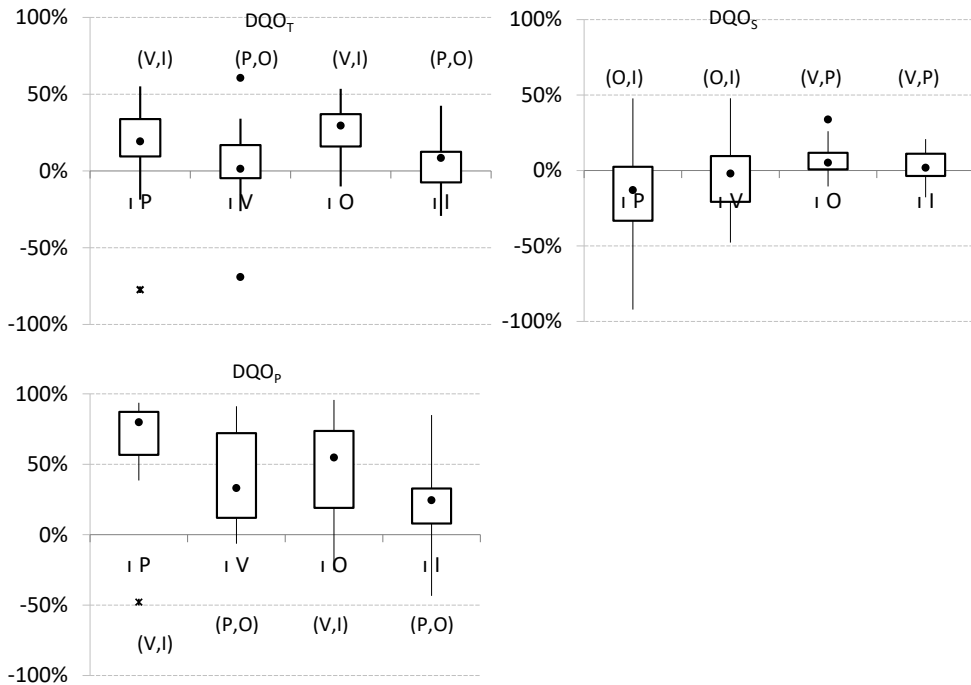


Figura 6-95: Rendimientos de DQO obtenidos en las diferentes estaciones del año. P=primavera, V=verano, I=invierno y O= otoño. El valor mínimo está fijado en -100% para facilitar la visualización. Diferencias significativas al nivel $p < 0.05$.

6.8.2.4.1 Evolución de los rendimientos obtenidos a lo largo del periodo de estudio.

Los rendimientos anuales se presentan en la Tabla 6-67. Los rendimientos permanecieron prácticamente estables a lo largo del tiempo.

Además, los rendimientos anuales también variaron en cada una de las celdas de FG (Tabla 6-68), en relación a que factores como la concentración de entrada (Tabla 6-69) o el grado de cobertura vegetal fueron distintos. Destaca la pérdida de eficiencia de eliminación después del cosechado de la celda FG1.

Tabla 6-67: Rendimientos obtenidos de DQO del balance anual.

Año	DQO _T (%)	DQO _S (%)	DQO _P (%)
1	14	-4	36
2	16	4	40
3	15	1	45
4	4	-11	41

Por tanto, sí que parece observarse una clara mejoría en las eficiencias de eliminación de la materia orgánica en las celdas vegetadas con respecto a las no vegetadas, y esta diferencia viene marcada por la eliminación o no de la materia orgánica particulada.

Tabla 6-68: Rendimientos obtenidos de DQO (%) en cada celda del humedal FG durante los diferentes años de estudio.

	DQO _T			DQO _S			DQO _P		
	FG1	FG2	FG3	FG1	FG2	FG3	FG1	FG2	FG3
1	7	8	8	-3	3	3	22	15	17
2	-14	5	22	0.4	-14	15	-44	33	38
3	-34	26	14	-5	-0.1	6	-101	57	36
4	-2	-6	13	-9	-3	1	13	-18	43

La eficiencia positiva de eliminación de DQO_S en FG3 podría estar relacionada con que la concentración de DQO_S en el influente de esta celda fue significativamente superior a la de las otras dos celdas de tratamiento ($p < 0.05$).

Tabla 6-69: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre los rendimientos obtenidos (%) y la concentración de DQO (mg L^{-1}) en el influente de cada celda.

Variable	Coeficiente de <i>Spearman</i>		
	FG1	FG2	FG3
DQO _T	0.343**	0.446**	0.362**
DQO _S	0.223	0.390**	0.336**
DQO _P	0.496**	0.300**	0.243*

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

6.8.3 Humedal fp y F4.

En este apartado se presentan de manera resumida los aspectos más destacados del funcionamiento de estos dos humedales en referencia a la eliminación de la materia orgánica. La información completa de este apartado se recoge en el anexo 10.3.4.

6.8.3.1 Humedal fp.

- La carga media de entrada de DQO_T ($1068.9 \pm 536.1 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$), es un 16% inferior a la del humedal FG, de acuerdo con un menor caudal de agua a tratar.
- Las concentraciones de DQO_T y la DQO_P no difirieron significativamente de las concentraciones medidas en el influente y para la DQO_S fueron superiores ($p < 0.01$). Por lo tanto, al igual que FG, este humedal fue productor de materia orgánica soluble y fue más efectivo eliminando materia orgánica particulada.
- Al igual que FG, las concentraciones medidas de la DQO_S aumentaron durante los meses más cálidos.
- La carga media eliminada de DQO_T ($52.4 \pm 354.7 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) es inferior a la de FG (un 68%).
- Los factores más influyente en las cargas eliminadas han sido la concentración de entrada y la carga de entrada (para la DQO_P). Es probable que, la variación de la concentración medida en la entrada y los procesos internos (producción de restos vegetales,

crecimiento de algas, resuspensión de los sedimentos, etc.) estén enmascarando la influencia de otras variables como la CH.

- El rendimiento global obtenido para el DQO_T (5%) es inferior al alcanzado en FG. Hubo una pérdida de eficiencia con el tiempo, al igual que con los SST.
- Los rendimientos aumentaron con la concentración de entrada al humedal y además, los de la fracción particulada disminuyeron con la CH aplicada.

6.8.3.2 Humedal F4.

- La carga media de entrada de DQO_T ($1127.9 \pm 947.5 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$), fue ligeramente superior a la de fp y un 13% inferior a la de FG.
- Las concentraciones medidas de DQO_T y de DQO_S en el efluente, fueron significativamente superiores a las medidas en el influente del humedal ($p < 0.01$). Para la DQO_P no existen diferencias significativas. Por lo tanto, el sistema fue productor de materia orgánica, especialmente en forma soluble.
- Como en los otros humedales, las concentraciones en el efluente aumentaron en los meses más cálidos.
- La carga media eliminada de DQO_T ($7.4 \pm 538.5 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) fue muy baja, indicando que gran parte de la materia orgánica particulada eliminada fue hidrolizada, encontrándose en el efluente de F4 en forma de DQO_S .
- Las cargas eliminadas dependieron principalmente de las concentraciones y de las cargas de entrada (para la fracción particulada).
- El rendimiento global obtenido para el DQO_T (2%) fue muy bajo e inferior al conseguido en FG y fp. También se observó una pérdida de eficiencia con el tiempo.
- Los rendimientos aumentaron con la concentración de entrada al humedal y además, los de la fracción particulada disminuyeron con la CH aplicada.

6.9 ELIMINACIÓN FITOPLANCTON.

6.9.1 Caracterización de la clorofila a en el agua de entrada.

La concentración de clorofila a (Cl a) en el agua de entrada desde el Barranco del Poyo osciló entre 3.34 y 257.03 $\mu\text{g L}^{-1}$, con un valor promedio de $58.14 \pm 49.29 \mu\text{g L}^{-1}$ y en el Puerto de Catarroja entre 3.70 y 231.83 $\mu\text{g L}^{-1}$, con un valor promedio de $44.52 \pm 49.04 \mu\text{g L}^{-1}$ (inferior al del BP). Como cabría esperar, la concentración en ambos influentes fue altamente variable, debido principalmente a la respuesta rápida del fitoplancton a cambios en la disponibilidad de nutrientes, en la temperatura y en la hidrodinámica del lago. Tal y como se ha indicado en el apartado 4.1, el lago funciona como una reserva de agua para los arrozales, estando su ciclo hidrológico supeditado al ciclo estacional del cultivo del arroz (Romo & Miracle, 1994; Romo et al., 2008).

En ambos influentes destacan sobremanera los valores de Cl a observados por debajo de 10 $\mu\text{g L}^{-1}$, a finales de invierno y principios de primavera³⁷ (entre enero y abril) (Figura 6-96), algo muy poco frecuente en el lago AV. Ello se relaciona principalmente con la alta tasa de renovación del lago producida en estos meses (debido al vaciado de los campos de arroz) y en casos puntuales, al lavado del fitoplancton resultado de los aportes de agua de mejor calidad procedente de desembalses técnicos (mediante técnicas de lavado rápido, *flushing*, fundamentalmente a través del Turia). Además de estas razones, e íntimamente ligado con el vaciado de los campos de arroz y con las condiciones climatológicas de la zona, después de la *Perellonà*³⁸, algunos años se han detectado en el lago AV la aparición de fases claras, donde la concentración de Cl a se sitúa con valores por debajo de 10 $\mu\text{g L}^{-1}$. Estas fases claras se caracterizan por un intenso efecto de depredación del zooplancton (principalmente por la pulga de agua o *Daphnia magna*) sobre el fitoplancton y por valores del disco de Secchi que llegan hasta el fondo del lago (Romo et al., 2008). La duración de la fase clara puede variar desde unos pocos días hasta semanas y suele depender de las condiciones meteorológicas (Mondria, 2010). En el año 2010, se detectó en el lago la existencia de esta fase y ello fue recogido en la prensa de ámbito local (Levante-EMV, 2010; Provincias, 2010).

³⁷ En el PC se detectaron estas bajas concentraciones de Cl a durante un periodo de tiempo ligeramente más prolongado que en el BP.

³⁸ Los arrozales permanecen inundados y sin cultivo en otoño y son vaciados durante el invierno y principios de primavera.

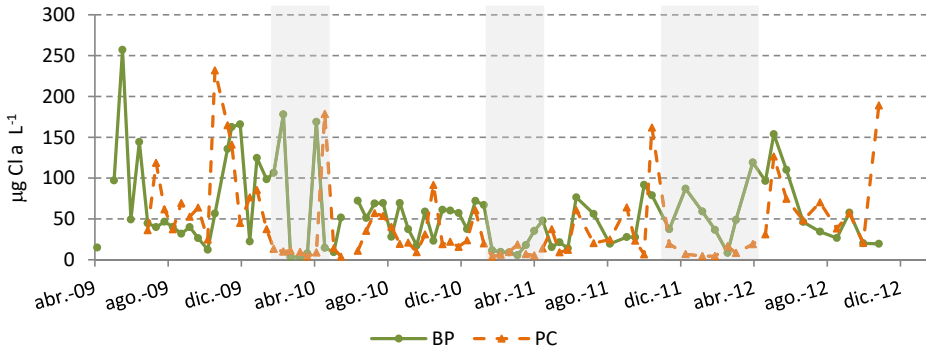


Figura 6-96: Concentración de Cl α medida en el BP y en el PC. Las áreas sombreadas delimitan los periodos con concentraciones de Cl α inusualmente bajas.

En ambas entradas, las concentraciones promedio más bajas se registraron durante el segundo y tercer año de estudio (Figura 6-97), siendo significativamente inferiores en el PC con respecto a las del BP ($p < 0.05$). Estos dos años fueron inusualmente húmedos, conduciendo al lavado del fitoplancton del lago. Con los datos de todo el periodo de estudio, las concentraciones medidas en PC fueron significativamente inferiores a las del BP ($p < 0.05$).

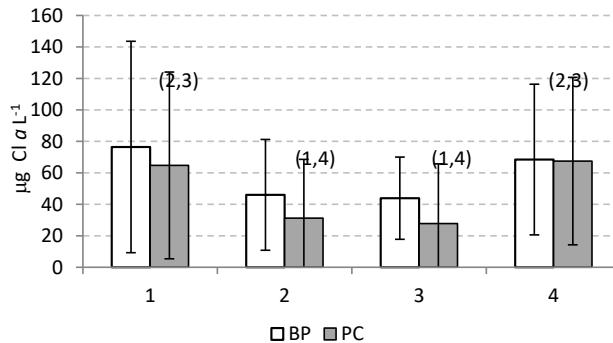


Figura 6-97: Concentración de promedio y desviación estándar de Cl α en cada periodo de estudio en el BP y en el PC. Diferencias significativas al nivel estadístico de $p < 0.05$.

La biomasa de fitoplancton en el lago, así como la concentración de Cl α , suelen seguir un claro patrón estacional, el cual es directamente proporcional a las concentraciones de nutrientes, pero inversamente relacionado con la luz (Romo & Miracle, 1994). De modo que las concentraciones de Cl α son mínimas en verano y a principios de otoño, coincidiendo con una baja disponibilidad de nutrientes y una elevada intensidad de luz en el mismo, y máximas en primavera y finales de otoño, coincidiendo con una intensidad de luz moderada y una elevada disponibilidad de nutrientes (Romo & Miracle, 1994). Con el fin de estudiar si esta tendencia también se observaba en el agua del BP y en el PC, las concentraciones registradas en cada una de las estaciones fueron comparadas estadísticamente (Figura 6-98).

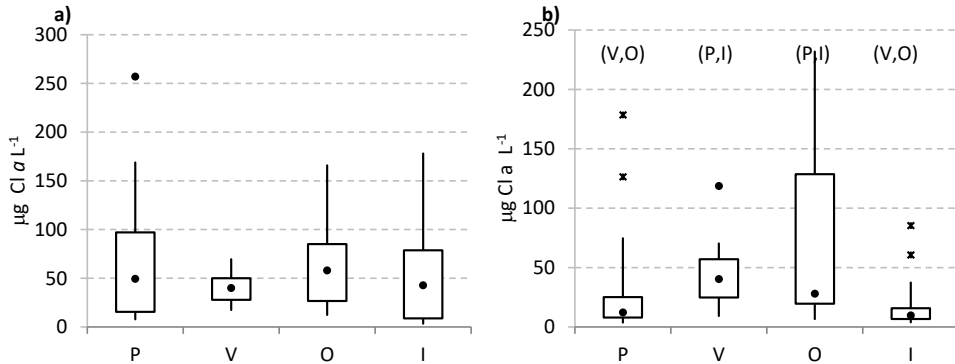


Figura 6-98: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones observadas en el a) BP y en el b) PC para cada una de las estaciones del año. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. Diferencias significativas al nivel estadístico de $p < 0.05$.

En el BP, las concentraciones más elevadas se registraron en primavera y en otoño y en el PC, en otoño y en verano. En cuanto a las concentraciones más bajas, en el BP fueron observadas en verano y en el PC en primavera e invierno, con un valor medio en esta última estación de $19.97 \pm 22.74 \mu\text{g Cl } a \text{ L}^{-1}$. La tendencia observada en el BP siguió el patrón observado en el lago desde los años 80 y es propia de un sistema altamente eutrófico.

En la Tabla 6-70 se recogen los factores que se relacionan con la Cl *a* medida en el BP y en el PC. Como se ha visto en apartados anteriores, la concentración de Cl *a* medida está significativamente correlacionada con los SST, los SSV, la turbidez y la materia orgánica, mostrando el carácter fitoplanctónico de la materia particulada presente en estas aguas. Estas características son típicas de un agua eutrofizada, como la que nos ocupa.

Tabla 6-70: Coeficientes de correlación de Spearman entre la concentración de Cl *a* en el BP y en el PC ($\mu\text{g L}^{-1}$) y distintas variables físico-químicas medidas en esas mismas aguas.

	SST (mg L^{-1})	SSV (mg L^{-1})	Turbidez (NTU)	DQO _T (mg L^{-1})	T (°C)	OD (mg L^{-1})	PID (mg L^{-1})	pH	Conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
BP	0.591**	0.791**	0.506**	0.489**	0.149	0.438**	-0.552**	0.355**	0.359**
PC	0.471**	0.682**	0.515**	0.798**	0.337**	0.319**	-0.602**	0.278*	0.295*

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

Además de los parámetros citados anteriormente, la concentración de Cl *a* también está correlacionada, aunque más débilmente, con la conductividad, el OD, el pH y en el caso del PC, también con la temperatura (Tabla 6-70). La relación con la conductividad se explica por la fuerte relación entre la dinámica del fitoplancton y el ciclo hidrológico del lago. De modo que en periodos con una elevada tasa de renovación del mismo, y por tanto, una disminución de la conductividad eléctrica, se produce el lavado de las algas en el lago. Además, las lluvias típicas de la zona, escasas pero de alta intensidad, también conducen a la dilución en esta agua, tanto de las sales como de la Cl *a*. La relación de la concentración de Cl *a* con la concentración de OD y con el pH medido en el agua es típica de aguas eutróficas. La

elevada presencia de algas produce altas concentraciones de OD en el agua debido a la alta actividad fotosintética. La relación es positiva porque las muestras fueron tomadas entre las 9:00 -14:00. No obstante, durante la noche, el proceso de respiración llevado a cabo por las algas consume oxígeno, con lo que se pueden alcanzar condiciones anóxicas en estas aguas tan eutróficas (6.4.2). La relación con el pH también viene determinado por la actividad fotosintética. El elevado consumo de CO₂ durante el día conduce un aumento del pH en el agua, mientras que la liberación de éste durante la noche conduce a una disminución del mismo (6.4.3).

Finalmente, la concentración de Cl α está inversamente relacionada con la concentración del fósforo bioasimilable medido en ese agua (Tabla 6-70). El fósforo en su forma inorgánica es el nutriente limitante en el lago ya que su concentración suele ser muy baja, tal y como se ha comprobado en un apartado anterior de la presente tesis. El fitoplancton en el lago responde rápidamente a cambios en la concentración de dicho nutriente, de modo que la biomasa algal aumenta seguidamente a la entrada de fósforo al sistema.

6.9.2 Humedal FG.

6.9.2.1 Cargas máxicas de entrada.

La carga de entrada presentó una elevada oscilación de valores (Tabla 6-71), resultado de la alta variabilidad de los caudales de entrada al sistema y de las concentraciones en el influente.

Tabla 6-71: Carga de entrada media de Cl α , desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valor mínimo y máximo al humedal FG durante el periodo de estudio.

Cl α (mg m ⁻² año ⁻¹)	
Media \pm σ (CV)	1850.2 \pm 1526.7 (83%)
Mínimo	57.9
Máximo	5735.3

6.9.2.2 Concentración del efluente y factores influyentes.

La concentración media en el efluente de FG fue de 33.29 \pm 39.40 μ g L⁻¹, oscilando los valores ampliamente desde un valor mínimo de 1.92 μ g L⁻¹ hasta un valor máximo de 253.65 μ g L⁻¹. Estas concentraciones fueron significativamente inferiores a las concentraciones medidas en el BP ($p < 0.01$). Así pues, la concentración de Cl α fue reducida en el 78% de los muestreos realizados (incluyendo la puesta en marcha del humedal), llegándose a alcanzar reducciones superiores al 90%.

En el 34% de los datos obtenidos (n=73), la concentración de Cl α en el efluente fue de 9 μ g L⁻¹ o inferior, correspondiente al estado trófico de aguas mesotróficas (Nürnberg, 1996)

(Figura 6-100), mientras que en el 62% de los casos fue inferior a $25^{39} \mu\text{g L}^{-1}$. El alcance de concentraciones inferiores a $25 \mu\text{g L}^{-1}$, supone mejorar el estado trófico del influente, de aguas hipereutróficas a aguas eutróficas. Esto se puede considerar como un buen resultado, teniendo en cuenta los problemas operacionales ocurridos en el humedal, como por ejemplo la pérdida de la cobertura vegetal, y que la concentración de entrada llegó a alcanzar en ocasiones, valores superiores a $200 \mu\text{g L}^{-1}$.

A modo orientativo, en la Figura 6-99 se puede observar como queda un filtro de fibra de vidrio después de filtrar agua procedente del BP y agua procedente del efluente del humedal FG. Se observa el color verdoso del agua de entrada, debido a la presencia de algas, y el color arena del filtro correspondiente al efluente, resultado de la falta de éstas.

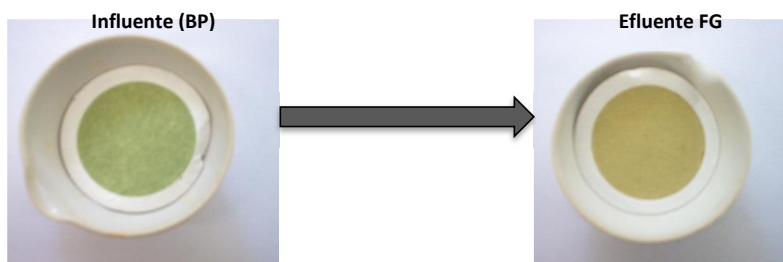


Figura 6-99: Fotografías realizadas a los filtros de fibra de vidrio después del filtrado de las muestras de agua recogidas en el BP y en el efluente de FG.

La concentración del efluente, se estabilizó entre los meses de enero del 2010 y principios de noviembre del 2010, con una concentración promedio de $12 \mu\text{g L}^{-1}$. Desde noviembre del 2010 hasta enero del 2011, la concentración en el efluente aumentó ligeramente a consecuencia de la entrada en FG3 del efluente de peor calidad de la celda fp3. No obstante, a finales de enero del 2011 se volvieron a alcanzar los valores estables del periodo anterior y se mantuvieron así hasta julio del 2011. A partir del secado del humedal en agosto de ese año, se observaron las mayores oscilaciones en la concentración de $\text{Cl } a$ en el efluente del humedal. Destaca el elevado valor registrado en el efluente a principios de septiembre del 2011 y que es debido al lavado de la biomasa fitoplanctónica que se había desarrollado en los pequeños charcos que quedaron en el interior del humedal.

³⁹ Valores de $\text{Cl } a$ en el rango entre $9\text{-}25 \mu\text{g L}^{-1}$ corresponden a un estado trófico de eutrofia (Nürnberg, 1996).

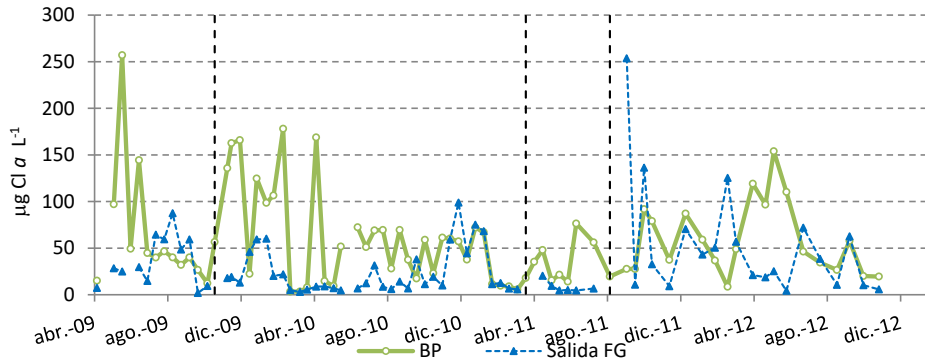


Figura 6-100: Evolución temporal de la concentración de $Cl a$ en el BP y en el efluente de FG. Las líneas negras verticales indican los periodos de parada del funcionamiento del sistema y secado del mismo.

La Tabla 6-72 recoge los valores máximos, mínimos y medios obtenidos de $Cl a$ en los diferentes años de estudio y en las diferentes celdas de tratamiento del humedal. Como se observa, durante el primer periodo de estudio las concentraciones media y máxima fueron reducidas desde el influente hasta el efluente de la celda FG3, produciéndose en FG1 la reducción más importante. En el segundo periodo de estudio, disminuyó la reducción alcanzada en esta celda, concondiciendo con una disminución de la concentración media en el BP y en el tercer año fue productora de $Cl a$. En cuanto a la celda FG2, la concentración de $Cl a$ prácticamente no varió a su paso. FG3 fue productora de $Cl a$ durante el tercer año, al igual que el conjunto del humedal.

Tabla 6-72: Concentración de $Cl a$ en influente y en la salida de cada una de las celdas de tratamiento del humedal FG. N= número de datos; σ = desviación típica.

	Influente	Efluente FG1	Efluente FG2	Efluente FG3
Abril 2009- marzo 2010				
N	26	22	24	24
Media $\pm \sigma$ ($\mu g L^{-1}$)	76.42 \pm 67.18	39.17 \pm 35.88	32.97 \pm 34.74	30.69 \pm 24.52
Máximo ($\mu g L^{-1}$)	257.03	157.12	139.77	87.43
Mínimo ($\mu g L^{-1}$)	3.34	2.87	1.16	1.92
Abril 2010- marzo 2011				
N	25	25	25	25
Media $\pm \sigma$ ($\mu g L^{-1}$)	46.01 \pm 35.21	37.86 \pm 33.13	40.34 \pm 34.36	23.99 \pm 26.30
Máximo ($\mu g L^{-1}$)	168.81	152.20	114.20	98.90
Mínimo ($\mu g L^{-1}$)	5.64	3.75	3.00	4.70
Abril 2011- marzo 2012				
N	18	16	16	16
Media $\pm \sigma$ ($\mu g L^{-1}$)	43.88 \pm 26.13	45.19 \pm 37.17	43.07 \pm 38.96	52.47 \pm 67.85
Máximo ($\mu g L^{-1}$)	91.75	157.41	141.33	253.65
Mínimo ($\mu g L^{-1}$)	8.51	12.57	3.74	4.60
Abril 2012- octubre 2012				
N	11	11	11	11
Media $\pm \sigma$ ($\mu g L^{-1}$)	63.61 \pm 48.18	47.52 \pm 31.68	46.56 \pm 41.95	25.92 \pm 22.72
Máximo ($\mu g L^{-1}$)	153.88	101.68	143.52	71.96
Mínimo ($\mu g L^{-1}$)	15.20	9.98	3.25	4.19

En cuanto a las variaciones estacionales, las concentraciones medidas en el efluente en primavera fueron inferiores a las medidas en las otras estaciones (Figura 6-101), contrariamente a lo observado en el BP. Además, la concentración en el efluente no está correlacionada con la temperatura.

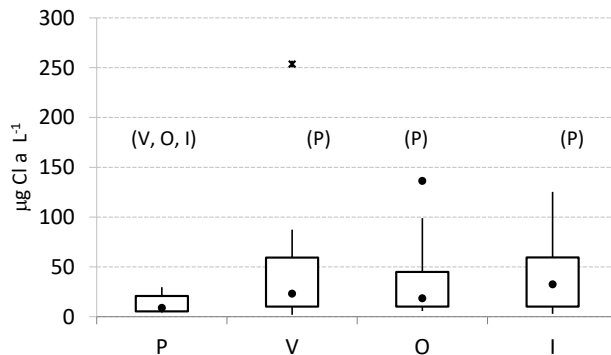


Figura 6-101: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones de $Cl a$ observadas en el efluente de FG para cada una de las estaciones del año. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. Diferencias significativas al nivel $p < 0.05$.

La concentración de $Cl a$ en el efluente está relacionada significativamente, aunque débilmente, con la concentración medida de OD ($r=0.263$, $p < 0.05$) y con el pH ($r=0.294$, $p < 0.05$), mostrando la influencia que la presencia de fitoplancton tiene sobre estos dos parámetros. También está correlacionada significativamente, aunque de manera débil, con la carga de entrada ($r=0.313$, $p < 0.05$), pero no con la CH ($r=0.020$, $p > 0.05$) ni con el grado de cobertura vegetal en el humedal ($r=-0.029$, $p > 0.05$). Gráficamente se observa que la relación con la carga de entrada es muy débil y la nube de puntos presenta una elevada dispersión, por lo que no es posible establecer el valor límite de ésta para alcanzar un valor objetivo fijado o deseado en el efluente. Además, parece que al menos bajo el rango de valores de CH aplicado al sistema, ésta no influyó en la concentración de $Cl a$ medida a la salida del humedal.

6.9.2.3 Cargas eliminadas y factores influyentes.

La masa eliminada por unidad de superficie y de tiempo osciló ampliamente a lo largo del periodo de estudio (Tabla 6-73).

Tabla 6-73: Carga de eliminación media de $Cl a$, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valor mínimo y máximo obtenido en el humedal FG durante el periodo de estudio.

	$Cl a$ ($mg m^{-2} año^{-1}$)
Media $\pm \sigma$ (CV)	773.2 \pm 1714.6 (222%)
Mínimo	-4930.7
Máximo	5027.1

Los principales factores que influyeron sobre la carga eliminada fueron la concentración y la carga de entrada (Tabla 6-74, Figura 6-102), existiendo entre ellas una relación lineal. Además, no parece que se alcance un umbral en las cargas eliminadas para los valores más altos de la concentración de entrada y de la carga de entrada, por lo que es probable que cargas de entrada más altas resulten en mayores cargas eliminadas.

Tabla 6-74: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre la carga eliminada de *Cl a* y la concentración de entrada (C_{in}), la carga de entrada (CM_{inf}), la temperatura (T), carga hidráulica (CH), tiempo de residencia hidráulico (TRH) y cobertura vegetal (CVe).

	C_{inf} ($mg L^{-1}$)	CM_{inf} ($mg m^{-2} año^{-1}$)	T ($^{\circ}C$)	CH ($m año^{-1}$)	TRH (días)	CVe (%)
Carga eliminada <i>Cl a</i> ($mg m^{-2} año^{-1}$)	0.600**	0.542**	0.030	0.070	-0.074	0.034

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

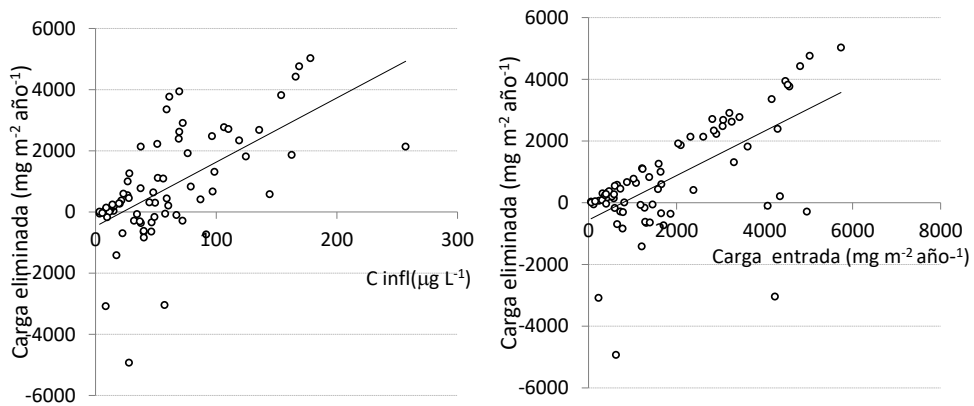


Figura 6-102: Concentraciones de entrada de *Cl a* ($\mu g L^{-1}$) y cargas de entrada ($mg m^{-2} año^{-1}$) versus las cargas eliminadas ($mg m^{-2} año^{-1}$). Las líneas negras representan el ajuste lineal.

Las cargas eliminadas fueron superiores en primavera, de acuerdo con las concentraciones más altas de *Cl a* en el influente por el BP, e inferiores en invierno (Figura 6-103).

Ni la carga hidráulica aplicada al sistema, ni el TRH, ni tampoco el grado de cobertura vegetal están correlacionados con la carga eliminada de *Cl a* (Tabla 6-74), coincidiendo con los resultados obtenidos para la materia orgánica.

La reducción de la biomasa de fitoplancton es un proceso más complejo que la de otras variables de calidad del agua y en el que influyeron numerosas variables (profundidad de la columna de agua, cobertura vegetal, disponibilidad de nutrientes, transparencia, etc.), las cuales podrían enmascarar la relación con la carga hidráulica o con el TRH.

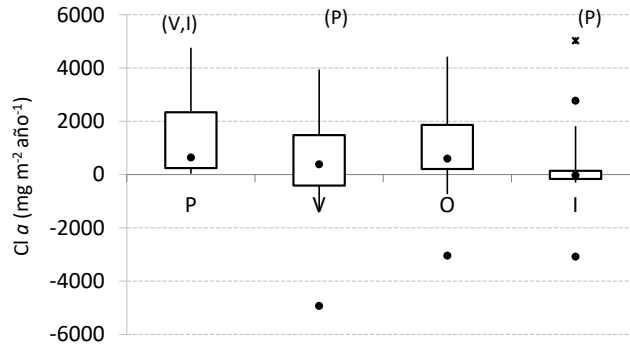


Figura 6-103: Diagrama de cajas y bigotes donde se representan las cargas eliminadas de $Cl a$ obtenidas en cada una de las estaciones del año. P=primavera, V=verano, I=invierno y O= otoño. Diferencias significativas al nivel $p < 0.05$.

6.9.2.4 Rendimientos de eliminación y factores influyentes.

En este apartado se va a estudiar la eficiencia alcanzada por el sistema en la eliminación de fitoplancton (medida como $Cl a$) y los factores que influyeron en ella.

Los rendimientos obtenidos oscilaron ampliamente durante todo el estudio, desde valores negativos (mínimo de -1347%) hasta valores superiores al 90% (máximo del 96%), siendo el rendimiento global del 44% (Tabla 6-75). A raíz de este resultado, se puede afirmar que el humedal FG fue eficiente reduciendo la carga de $Cl a$ procedente del lago y por lo tanto, eliminando biomasa fitoplanctónica del mismo. No obstante, probablemente el rendimiento hubiera sido mayor si, al menos, la última celda del humedal hubiera estado cubierta de una densa vegetación emergente, dado que la presencia de zonas sin vegetación cerca de la salida de los humedales, suele favorecer los *blooms* estacionales de algas, resultando en elevados valores de SS y nutrientes en forma particulada en el efluente (U.S. EPA, 2000a). Pero, como se ha comentado anteriormente, el objetivo de estos HA no sólo era mejorar la calidad del agua del lago, si no que también proporcionar un hábitat adecuado para las aves.

Tabla 6-75: Rendimiento de eliminación global de $Cl a$, carga de entrada total (Kg) y carga de salida total (Kg) de abril del 2009 a octubre del 2012.

	$Cl a$
Carga de entrada total (kg)	298.4
Carga de salida total (kg)	165.9
Rendimiento (%)	44

Las eficiencias conseguidas en otros estudios en los que también se emplearon macrófitas (tanto emergentes como flotantes) para la reducción del fitoplancton contenido en aguas naturales o en efluentes de sistemas de tratamiento con carácter eutrófico oscilan en el rango entre el 18% y el 98% (Gschlößl et al., 1998; Steinmann et al., 2003; Vörös et al., 2003; He et al., 2007; Hu et al., 2008; Wang et al., 2009; Bing & Jihua, 2009; Chen et al., 2009b,

2013; Li et al., 2010; Yeh et al., 2011; Zhao et al., 2012b). Como se observa, el rango de rendimientos obtenidos es muy amplio dado que factores como la concentración de entrada, el TRH, el tipo de vegetación plantada, el tipo de humedal artificial (superficial o subsuperficial), la temperatura, la concentración de entrada, etc., pueden influir en el rendimiento alcanzado.

En cuanto a los factores que influyeron en los rendimientos, solamente se han encontrado correlaciones significativas con la concentración de entrada, y más débilmente, con la carga de entrada (Tabla 6-76). Las relaciones siguen una tendencia de tipo logarítmico (Figura 6-104). Para concentraciones de entrada superiores a $37.6 \mu\text{g L}^{-1}$ se incrementa la probabilidad de obtener eficiencias de eliminación positivas.

Tabla 6-76: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre los rendimientos alcanzados de *Cl a* y concentración de entrada (C_{inf}), la carga de entrada (CM_{inf}), la temperatura (T), la carga hidráulica (CH), el tiempo de residencia hidráulico (TRH) y la cobertura vegetal (CVe) en el humedal.

Rendimiento (%)	C_{inf} ($\mu\text{g L}^{-1}$)	CM_{inf} ($\text{mg m}^{-2} \text{año}^{-1}$)	T ($^{\circ}\text{C}$)	CH ($\text{m a}\tilde{\text{a}}\text{o}^{-1}$)	TRH (días)	CVe (%)
<i>Cl a</i>	0.526**	0.321**	0.196	-0.183	0.167	0.063

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

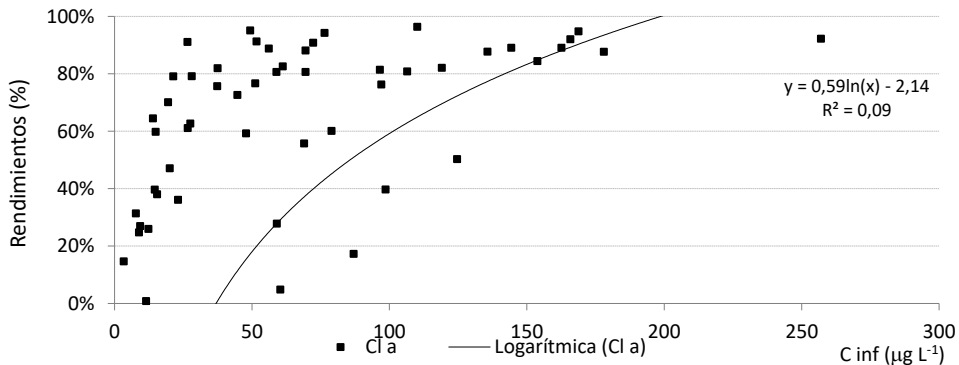


Figura 6-104: Concentraciones de entrada de *Cl a* ($\mu\text{g L}^{-1}$) versus los rendimientos obtenidos. La línea negra representa el ajuste logarítmico. Solamente se representan los rendimientos positivos.

Los rendimientos más altos se alcanzaron en primavera, de acuerdo con las mayores concentraciones de entrada, y los más bajos en invierno. Otro aspecto interesante es que en primavera el humedal FG siempre actuó como sumidero de fitoplancton. En otoño y verano, se alcanzaron prácticamente los mismos rendimientos, siendo ligeramente superiores en otoño (Figura 6-105).

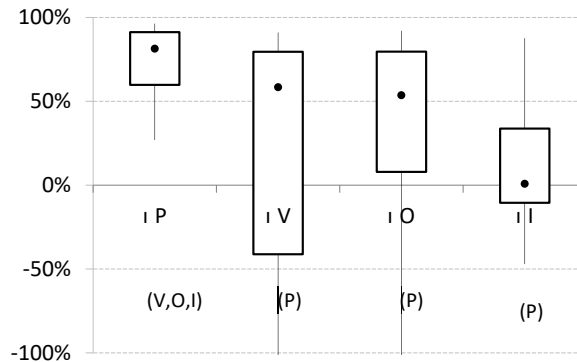


Figura 6-105: Rendimientos obtenidos de $Cl\ a$ en las diferentes estaciones del año. P=primavera, V=verano, I=invierno y O=otoño. Solamente se representan los rendimientos mayores que -100%. Diferencias significativas al nivel $p < 0.05$.

En cuanto a los restantes factores estudiados, no se ha encontrado ninguna relación significativa entre estos y los rendimientos alcanzados (Tabla 6-76). El rendimiento medio más elevado se alcanzó operando con la CH más baja ($7\ m\ año^{-1}$), coincidiendo con la eliminación de la materia orgánica. En ese periodo de tiempo, el sistema operó con los TRH más altos de todo el periodo de estudio, entre 7 y 16 días, siendo el valor promedio de 10 días. Li et al. (2010) encontró una mayor eficiencia en la eliminación de $Cl\ a$ empleando un TRH de 7 días en un sistema basando en plantas flotantes. Además, el rendimiento medio mejoró al incrementarse el grado de cobertura vegetal en el sistema, a excepción de cuando se alcanzó una cobertura vegetal del 70% o superior (Figura 6-106). En relación con lo anterior, es probable que la variación de otros factores muy influyentes sobre los rendimientos alcanzados, como lo es la concentración de entrada, minimiza la influencia del grado de cobertura vegetal sobre los mismos, ya que cabría esperar una relación positiva entre los rendimientos de eliminación de la $Cl\ a$ y esta variable.

El *efecto sombra* que las macrófitas ejercen sobre las algas ha sido probado por diversos autores (Liénard et al., 1993; VanderSteen et al., 1998; Gschlöβl et al., 1998; Kim & Kim, 2000; Steinmann et al., 2003; Vörös et al., 2003; Chen et al., 2009a,b; Yeh et al., 2011; Díaz et al., 2012; Chen et al., 2013). Información más detallada se recoge en el apartado 2.1 Por tanto, en ausencia de la influencia de otros factores, alcanzar un elevado grado de cobertura vegetal en el sistema es crucial para la consecución de una elevada eficiencia en la eliminación de biomasa fitoplanctónica.

En la estación de primavera se dieron las cargas y las eficiencias de eliminación de $Cl\ a$ más altas y en invierno las más bajas. Las razones pueden encontrarse en la intensidad de luz que alcanza la columna de agua, en el *efecto sombra* ejercido por las macrófitas, en la disponibilidad de nutrientes y en las concentraciones de entrada al humedal.

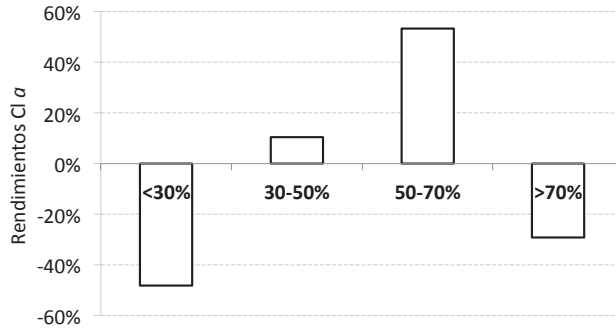


Figura 6-106: Rendimientos promedio en la eliminación de $Cl\ a$ obtenidos a diferentes grados de cobertura vegetal en el humedal FG.

El primavera, la concentración de $Cl\ a$ en el influente fue superior a la de invierno con lo cual la probabilidad de alcanzar rendimientos positivos fue mayor. Por otra parte, en primavera las plantas emergentes compiten con las algas por los nutrientes y por la luz, cosa que no ocurre en invierno cuando las plantas se encuentran en estado de senescencia. Y además, el proceso de sedimentación se ve mejorado a temperaturas más altas (Kadlec & Reddy, 2001). Un humedal artificial de flujo horizontal ubicado en Baviera, obtuvo un rendimiento mayor en primavera-verano (54.2%) que en otoño-invierno (10.2%) (Gschlößl et al., 1998). En ese caso, la concentración del influente en primavera-verano fue superior a la de otoño-invierno. Zhao et al. (2012b) obtuvieron rendimientos de eliminación más elevados en verano y otoño. En cambio, Vörös et al. (2003) encontró menores reducciones de fitoplancton en primavera, lo que relacionó con un moderado efecto sombra realizado por la vegetación muerta o senescente en esta estación, en cambio, cuando se desarrolló completamente la vegetación joven se limitó en mayor medida el crecimiento del fitoplancton. Por lo tanto, no existe una tendencia clara, y según cada lugar concreto los rendimientos son mejores en una época u otra. Lo que sí que parece evidente es la importancia de la cobertura vegetal y de la concentración de entrada en la obtención de altas eficiencias de eliminación.

6.9.2.5 Evolución de los rendimientos obtenidos a lo largo del periodo de estudio.

Del mismo modo que en las variables estudiadas anteriormente, los rendimientos anuales no fueron homogéneos (Tabla 6-77). En este caso, se detectó una pérdida de eficiencia con el tiempo, que se relaciona con una disminución de la concentración de $Cl\ a$ en el influente y con la pérdida de cobertura vegetal en el humedal

Tabla 6-77: Rendimientos obtenidos de $Cl\ a$ del balance anual.

Periodo	1	2	3	4
Rendimientos $Cl\ a$ (%)	56	42	17	57

Los rendimientos obtenidos en cada una de las celdas que componen el humedal FG tampoco fueron homogéneos (Tabla 6-78), y también variaron en función de la concentración de entrada, a excepción de la celda FG2 (Tabla 6-79), y del grado de cobertura vegetal en las mismas.

Tabla 6-78: Rendimientos obtenidos de $Cl\ a$ (%) en cada celda del humedal FG durante los diferentes años de estudio.

Periodo	1	2	3	4	
FG1	34	12	4	28	
Rendimientos $Cl\ a$ (%)	FG2	28	-12	7	-13
	FG3	20	41	7	47

Tabla 6-79: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre los rendimientos obtenidos de $Cl\ a$ (%) y la concentración de entrada (C_{in}) ($\mu\text{g L}^{-1}$) a cada celda.

Variable	Coeficiente de <i>Spearman</i>		
	FG1	FG2	FG3
C_{in} Vs Rendimientos	0.514**	0.063	0.481**

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

En la celda FG1, se observó una pérdida de eficiencia después de su cosechado. No obstante, a diferencia de los rendimientos obtenidos con los SST y los SSV, los cuales fueron negativos a partir del segundo periodo de estudio, en el caso de la $Cl\ a$ el rendimiento anual continuó siendo positivo. Además, los rendimientos no han sido correlacionados con la concentración de SST y SSV medidos en el efluente de esta celda. La elevada resuspensión de los sedimentos en esta celda, podría haber limitado el crecimiento del fitoplancton, al simular el *efecto sombra* ejercido por las plantas.

En lo que respecta a la celda FG2, se observó una pérdida de eficiencia de eliminación con la reducción de la cobertura vegetal en la misma. Además, los rendimientos alcanzados no se han correlacionado con la concentración de entrada a la celda, indicando la importancia de

⁴⁰ El último periodo de estudio no es totalmente comparable con los demás al no contemplar la estación de invierno.

los procesos internos sobre el crecimiento del fitoplancton. En la celda FG3, los rendimientos mejoraron a la par que el grado de cobertura vegetal en la celda.

6.9.3 Humedal fp y F4.

En este apartado se presentan de manera resumida los aspectos más destacados del funcionamiento de estos dos humedales en referencia a la eliminación de *Cl a*. La información completa de este apartado se recoge en el anexo 10.3.5.

6.9.3.1 Humedal fp.

- La carga media de entrada de *Cl a* ($1441.8 \pm 1133.1 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$), es un 22% inferior a la del humedal FG, de acuerdo con un menor caudal de agua a tratar y a una menor concentración de *Cl a* en el PC.
- Las concentraciones medidas en el efluente ($42.6 \pm 29.8 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) no difirieron significativamente de las del influente ($p > 0.05$). No obstante, el humedal redujo la concentración en el 50% de los datos recogidos.
- Las concentraciones más elevadas de *Cl a* a la salida del humedal, se midieron en la estación de verano.
- La carga media eliminada de *Cl a* ($237.9 \pm 1150.5 \text{ mg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) es inferior a la de FG (un 69%).
- Los factores más influyente en las cargas eliminadas han sido la concentración de entrada y la carga de entrada.
- El rendimiento global obtenido para la *Cl a* (15%) es inferior al alcanzado en FG. Hubo una pérdida de eficiencia con el tiempo, al igual que con los SST y la DQO_T .
- Los rendimientos aumentaron con la concentración y con la carga de entrada al humedal.
- Hubo una clara pérdida de eficiencia en las celdas fp1 y fp2 tras su cosechado.

6.9.3.2 Humedal F4.

- La carga media de entrada de *Cl a* ($1382.6 \pm 1800.5 \text{ mg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$), fue inferior a la de FG y fp, de acuerdo con una menor concentración en el PC.
- Las concentraciones medidas en el efluente ($61.5 \pm 65 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$), fueron significativamente superiores a las medidas en el influente del humedal ($p < 0.01$) y a las medidas en el efluente de los otros dos humedales. Por tanto, F4 fue productor de fitoplancton.
- Nuevamente, las concentraciones medidas en el efluente fueron superiores en verano.

6.10 RUTAS

En este apartado se resumen una serie de hitos importantes, donde diversos factores operacionales o ambientales (como por ejemplo la concentración en la entrada, la cosecha de la vegetación, la presencia de aves, etc.), afectaron a las concentraciones medidas en el efluente de FG. Para ello se ha dividido todo el periodo de estudio en cuatro tramos que se detallan a continuación:

- I. Desde abril del 2009 hasta octubre del 2009, momento en que se interrumpe el funcionamiento de FG para proceder a la cosecha de la biomasa vegetal aérea de la celda FG1.
- II. Desde noviembre del 2009 (reanudación de la operación) hasta mayo del 2010, momento a partir del cual empezó a detectarse una disminución significativa en el grado de cobertura vegetal en FG2, asociada a la depredación aviar.
- III. Desde junio del 2010 hasta finales de julio del 2011, momento en que se interrumpe el funcionamiento del humedal para proceder al secado del mismo durante agosto del 2011.
- IV. Desde septiembre del 2011 (reanudación de la operación) hasta octubre del 2012⁴¹.

- Periodo I:

Durante este periodo, la celda FG1 operó principalmente como sumidero de SST (Figura 6-107), PT (Figura 6-108) (tanto PP (Figura 10-1) como PID (Figura 10-2)), NT (Figura 6-109), NID (Figura 10-3, Figura 10-4) y Cl *a* (Figura 6-110). La alta eficiencia obtenida para el NT (promedio del 57%) se relacionó con una alta concentración de N en el influente y con un desarrollo más rápido de la vegetación, lo cual probablemente también estuvo relacionado con la mayor concentración de nitrógeno bioasimilable (NID) en el agua de entrada. La alta eficiencia para la Cl *a* se relacionó con la competencia entre las plantas y las algas por los nutrientes y la luz (*efecto sombra*). La celda FG2 también operó como sumidero, pero con reducciones significativamente menores que las alcanzadas en la celda FG1. La celda FG3 actuó como fuente de SST, de PT y de Cl *a*, relacionado con un desarrollo más tardío de la vegetación y con la baja concentración de estos componentes en el efluente de FG2. Esto nos permite llegar a una recomendación desde un punto de vista puramente centrado en la mejora de la calidad de las aguas: conseguir altas coberturas vegetales en las celdas de tratamiento.

En este periodo de tiempo, destacan las elevadas concentraciones observadas de SST y de PT⁴² en mayo del 2009, resultado de una importante resuspensión de los sedimentos

⁴¹ En el caso de la Cl *a*, no se ha diferenciado entre los periodos III y IV dado que el comportamiento fue prácticamente el mismo.

fácilmente erosionables del humedal debido a la presencia de abundantes aves en las celdas de tratamiento, coincidiendo ello con una baja-media densidad de vegetación en las mismas. El grado de resuspensión depende principalmente de la densidad de vegetación, del número y tamaño de las aves y de la compactación del material sedimentado. Parte del material resuspendido vuelve a sedimentar, mientras que otra parte queda suspendido en la columna de agua, incrementando la concentración de sólidos en el efluente. En el caso que nos ocupa, la resuspensión fue más intensa en la celda FG1, probablemente porque en ella se encontraba un mayor número de ejemplares de aves con elevado poder de resuspensión: ánades, garcetas, garzas, etc. (CHJ, 2012). Otros autores también han detectado incrementos en las concentraciones de sólidos en los efluentes de sus humedales provocados por la presencia de aves y peces (Hey et al., 1994; Kadlec et al. 2010b; Díaz et al., 2012).

En cuanto al P, la resuspensión también puede conducir a una liberación de P soluble a la columna de agua, dado que se incrementa el contacto entre los sedimentos y el agua. No obstante, el proceso global depende de las condiciones de equilibrio entre el sedimento y el agua y de la capacidad del fitoplancton para tomar ese P soluble (Søndergaard et al., 2003).

Por otro lado, los excrementos de las aves constituyen un aporte de P y N al humedal. Afortunadamente, esta carga solamente representó, en valor medio, un 0.5% y un 2.2% de la carga de N y P procedente del lago durante los dos primeros años de estudio. No obstante, en los meses de máxima afluencia de individuos en las celdas de tratamiento (marzo-mayo), este porcentaje incrementó hasta el 3% en el caso del NT y hasta el 9.5% en el caso del P (CHJ, 2012). Además, es probable que estos resultados estén sobreestimados puesto que no todos los excrementos caen en el interior de las celdas de tratamiento, sino que una gran parte se quedan retenidos en las motas y/o alrededores de los humedales.

- Periodo II:

Las concentraciones medidas de SST y PT en el efluente de FG1 incrementaron apreciablemente, siendo en el caso de los SST y del PP superiores a las del BP ($p < 0.05$) y llegando a alcanzar, durante los meses más cálidos (abril-octubre), valores de SST superiores a los 100 mg L^{-1} . En el caso del PP, a partir del cosechado, FG1 operó en el 68% de los casos ($n=60$) como fuente del mismo, llegando a alcanzar incrementos superiores al 150% en los meses de alta afluencia de aves en las celdas y en las estaciones más calurosas (mediados primavera-verano). En cuanto al NT, la eliminación en esta celda también empeoró, resultado de una disminución apreciable en las reducciones de los componentes inorgánicos y del nitrógeno orgánico.

⁴²Valores anómalos y extremos en las celdas FG1, FG2 y FG3 de la Figura 6-108.

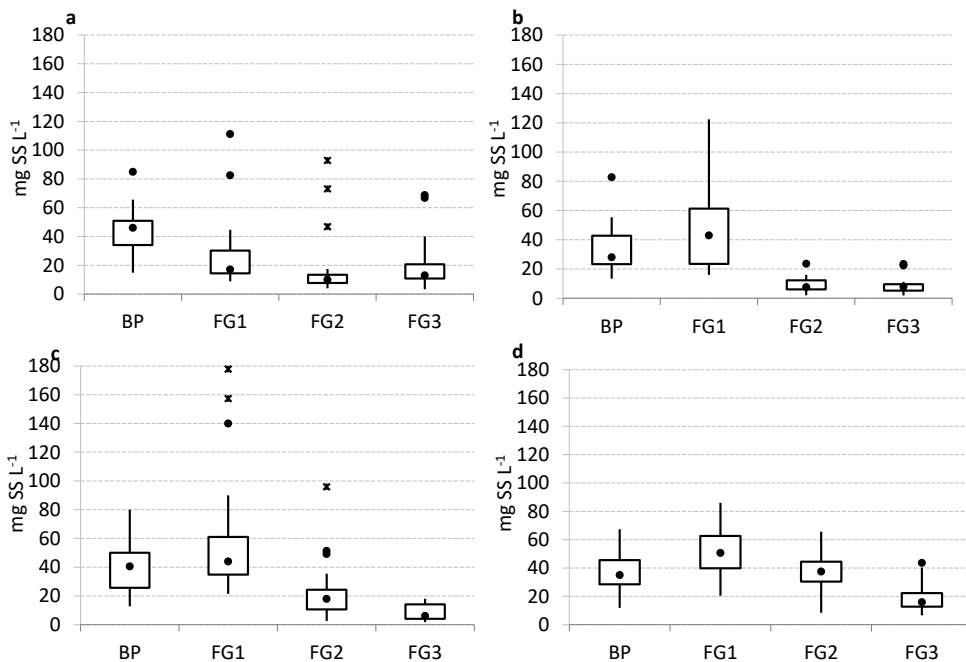


Figura 6-107: Diagrama de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones de SST (mg L^{-1}) en cada punto de muestreo. a) periodo I; b) periodo II; c) periodo III; d) periodo IV.

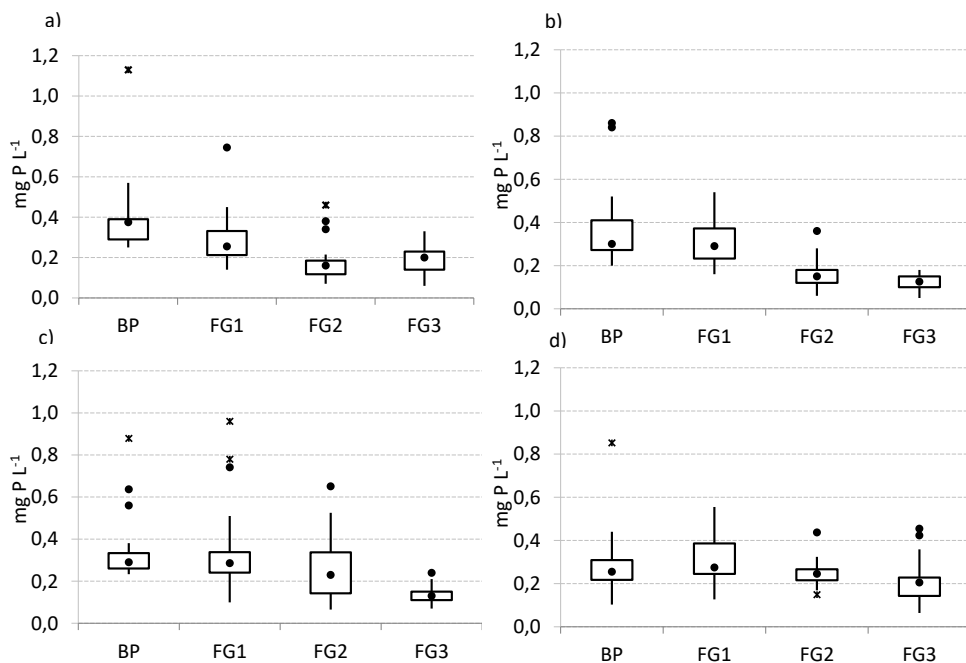


Figura 6-108: Diagrama de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones de PT (mg L^{-1}) en cada punto de muestreo. a) periodo I; b) periodo II; c) periodo III; d) periodo IV.

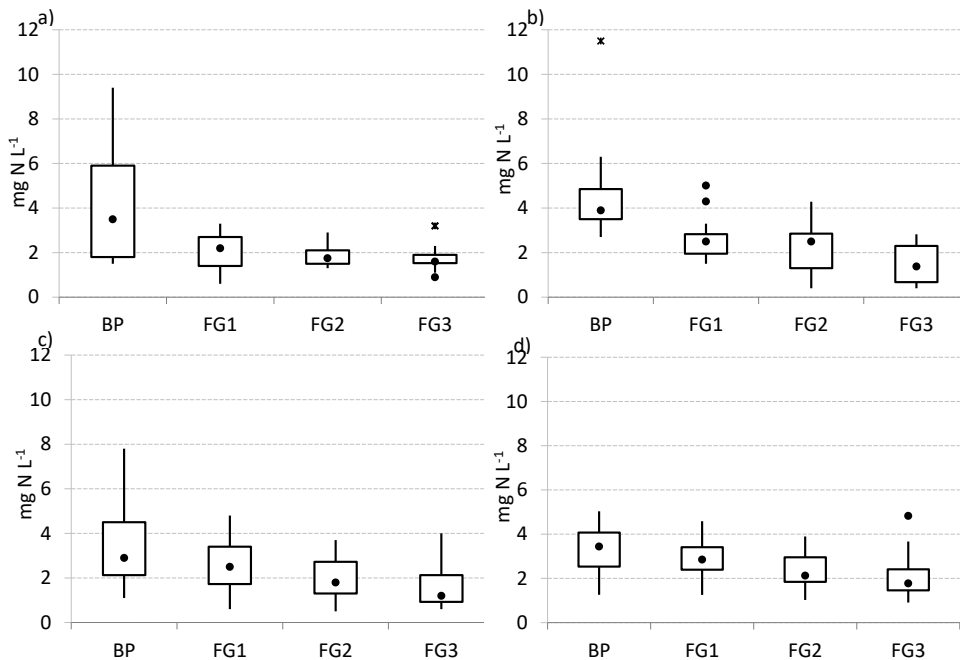


Figura 6-109: Diagrama de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones de NT (mg L^{-1}) en cada punto de muestreo. a) periodo I; b) periodo II; c) periodo III; d) periodo IV.

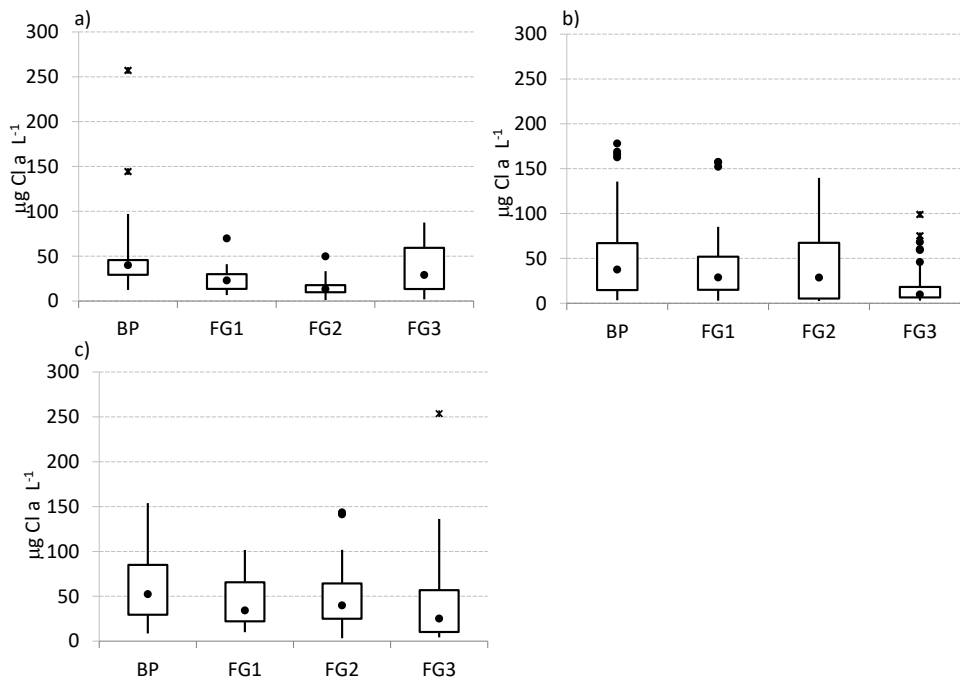


Figura 6-110: Diagrama de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones de Cl a ($\mu\text{g L}^{-1}$) en cada punto de muestreo. a) periodo I; b) periodo II; c) periodos III y IV.

La pérdida de eficiencia en la eliminación de los componentes particulados se relacionó principalmente con una mayor resuspensión de los sedimentos (por la acción del viento, del oleaje, de las aves y/o de la bioturbación) y en menor medida, con el crecimiento de algas filamentosas, mayoritariamente pertenecientes a géneros como *Enteromorpha* spp. y *Cladophora* spp., resultado ambos factores de la falta de cobertura vegetal en dicha celda. El papel de las macrófitas en la mitigación de la resuspensión de los sedimentos de los humedales ha sido descrito por varios autores (Dieter, 1990; Braskerud, 2001b; Madsen et al., 2001; James & Barko, 2004; Horppila & Nurminen, 2001, 2005). En este caso, el viento fue el principal causante, al generar un importante oleaje en la columna de agua. Ello se apreciaba en los muestreos de campo. En cuanto al crecimiento de algas, se observó un ligero aumento de las concentraciones de *Cl a* en el efluente. No obstante, la elevada turbidez en la columna de agua pudo limitar el crecimiento de las algas, al reducir el paso de la luz e inducir a su deposición y posterior muerte y descomposición, es decir, al actuar como *efecto sombra*. Así pues, las concentraciones de SST y de *Cl a* en el efluente de FG1 no están significativamente correlacionadas.

Contrariamente a los componentes particulados, el desarrollo de algas en el interior de la celda FG1, brindó a esta celda una alta capacidad depurativa en lo referido al PID. Varios autores han resaltado el papel del perifiton en la eliminación del P desde la columna de agua: consumo y deposición del P, filtración de PP y atenuación del flujo, disminuyendo el transporte advectivo de PP y PID desde los sedimentos (Vymazal, 1988; Adey et al., 1993 ; Wu & Mitsch, 1998; Dodds, 2003; McCormick et al., 2006; Gu & Dreschel, 2008). Además, la fotosíntesis llevada a cabo por el perifiton puede incrementar el pH hasta en 1 unidad y conducir a un aumento de la precipitación del fosfato cálcico, la deposición de complejos carbonato-fosfato y el secuestro de P a largo plazo (Otsuki & Wetzel, 1972; Pomogyi, 1993; Hartley et al., 1997; Dodds, 2003; Reddy & DeLaune, 2008). También, la fotosíntesis realizada por el perifiton, puede desencadenar en concentraciones de OD por encima de la de saturación cerca de la superficie del sedimento. No obstante, la anoxia asociada con la respiración durante la noche podría compensar este efecto (Dodds, 2003). En el proyecto *Everglades Nutrient Removal Project (ENRP)* estudiaron el consumo y liberación del P por parte del perifiton con el objetivo de evaluar su papel en la eliminación de este nutriente. Los resultados obtenidos indicaron que el perifiton puede ser un importante sumidero de P a corto plazo en los humedales de tratamiento y que además, la retención está muy afectada por la composición taxonómica del mismo (McCormick et al., 2006).

Afortunadamente, durante este periodo de tiempo las celdas FG2 y FG3 redujeron las concentraciones de SST, hasta valores muy próximos a 10 mg L^{-1} o incluso inferiores, de PT y de *Cl a* procedentes de FG1. La mejora de la eficiencia de FG3 se relacionó con un mayor desarrollo de la vegetación en esa celda.

- Periodo III:

En este periodo se detectó un aumento apreciable en las concentraciones de SST, PT, PP, N-NH₄⁺, Norg y Cl α en el efluente de FG2, lo cual se relacionó con la pérdida progresiva de su cobertura vegetal. Además durante los meses más cálidos (mayo–octubre del 2010), la concentración de PID en ese mismo efluente también incrementó considerablemente, siendo significativamente superior ($p < 0.01$) a la medida en el efluente de FG1. Este incremento de PID podría ser resultado de una elevada mineralización de la materia orgánica contenida en los restos vegetales y a una liberación del P contenido en los mismos. Las altas temperaturas registradas en esos meses pudieron favorecer estos procesos. Hernández-Crespo et al. (2016) comprobó que la descomposición de la biomasa vegetal (en su caso carrizo y lirio amarillo) estuvo acompañada por una liberación significativa de P, con porcentajes mayor del 60% del PT contenido en los tejidos, y menos importante de NID (menor del 25%). No obstante, las tasas de descomposición dependientes de la especie vegetal (contenido de tejidos más o menos resistentes) y de la edad de las macrófitas.

En cambio, la reducción de NT se mantuvo estable en FG2, debido a una mejora en la eliminación de nitratos. Esto se relacionó con la aparición de zonas anóxicas, debido a la falta de aporte de OD desde las plantas a la rizosfera y al desarrollo de algas (cuya actividad diaria puede conducir a la aparición de ciclos diarios de OD en la columna de agua). Además, la descomposición de los restos vegetales son una fuente importante de carbono orgánico para la desnitrificación.

- Periodo IV:

Durante este periodo continuó empeorando el funcionamiento de FG2 y además, se detectó un aumento de la concentración de SST, PT, PP, PID, NT, Norg, N-NH₄⁺ y Cl α a la salida de la celda FG3. En cambio, a diferencia de estos parámetros, las reducciones de N-NO₃⁻ se mantuvieron estables con respecto al periodo anterior, mejorando en el caso de FG3. La cobertura vegetal disminuyó considerablemente en todo el humedal y ello pudo haber favorecido la aparición de condiciones adecuadas para la eliminación del nitrato vía desnitrificación.

6.11 INFLUENCIA DEL SECADO-REINUNDACIÓN DE LOS HUMEDALES EN LA CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES EN EL EFLUENTE.

6.11.1 Efecto sobre el P.

Cuando los sedimentos son expuestos a la atmósfera, se producen dos efectos: un aumento del contenido de oxígeno y una disminución del contenido de humedad en los mismos. Ello implica cambios en las propiedades químicas tanto del sedimento como del agua contenida en los poros del mismo. Además, esto también tiene un fuerte efecto en la comunidad microbiana: la actividad bacteriana decrece linealmente con la disminución del contenido de agua y las bacterias anaerobias estrictas mueren durante extensos secados o bien pasan a formar estados latentes (Schönbrunner et al., 2012).

El principal efecto de incrementar el oxígeno sobre la mineralogía del sedimento es la oxidación de las fases minerales reducidas. Por ejemplo, los sulfuros de hierro presentes en los sedimentos son oxidados a (oxi)hidróxidos férricos con una elevada área superficial y muy alta afinidad por el fósforo (Baldwin & Mitchell, 2000). Pero, con prolongados periodos de secado, se produce un envejecimiento del mineral, resultando en un mayor grado de cristalización de los oxihidróxidos y en una disminución de los sitios de unión del P (Baldwin, 1996; Baldwin & Mitchell, 2000), con lo que la afinidad por éste disminuye. Además, las comunidades de bacterias aerobias y facultativas utilizan el oxígeno que está más fácilmente disponible en el sedimento y consecuentemente incrementan las tasas de mineralización de la materia orgánica.

Una vez que el sedimento es inundado de nuevo, en diversos estudios se ha observado una liberación neta de P desde el mismo (Debusk et al., 2004; Moustafa et al., 2012; Schönbrunner et al., 2012). Para Schönbrunner et al. (2012), esto se relacionó con: una mayor tasa de mineralización, una mayor reducción de los hidróxidos de hierro y una pérdida general de la capacidad de adsorción, debido a un incremento en la cristalización de los hidróxidos de hierro. No obstante, esta liberación suele durar un periodo corto de tiempo, volviéndose a recuperar las condiciones previas al proceso de secado.

En FG, se detectó una reducción en la diferencia entre la concentración del influente y la del efluente (ΔC) del PID después de la re-inundación del humedal (Figura 6-111). Este efecto se observó durante un periodo corto de tiempo y dependió del momento del secado. Por ejemplo, después del primer secado y re-inundación, el efecto fue despreciable, probablemente debido a la poca cantidad de materia orgánica acumulada en los sedimentos hasta ese momento. De hecho, aunque se produjo un incremento de PID en el efluente, éste no superó al del influente. Sin embargo, después del segundo secado, se detectó una exportación de PID a los 12 días de reanudar la operación, una baja eficiencia de eliminación

entre los 27 y 40 días debido a un aumento en la concentración en el efluente y una nueva exportación de PID a partir del día 54 y que se mantuvo hasta el siguiente secado. Hasta el día 33 después del tercer secado, el sistema no volvió a funcionar como sumidero de PID.

Así pues, el sistema se recuperó más rápidamente después del tercer secado que del segundo. Ello podría deberse a que en septiembre las plantas están en la época de crecimiento y por tanto, toman nutrientes. Además, a principios de otoño suele haber un crecimiento explosivo de fitoplancton, que también puede actuar como sumidero de PID. Por el contrario, en abril las plantas están saliendo de la senescencia y entrando en la época de crecimiento, con lo cual es posible que el consumo de nutrientes en ese momento fuese más bajo. En el estudio llevado a cabo por Moustafa et al. (2012), la presencia o ausencia de vegetación emergente fue el factor más importante en la liberación de P (para bajas cargas del mismo) y concluyó que mantener el suelo siempre húmedo en grandes HA es una buena estrategia de gestión, particularmente durante periodos climáticos secos, para minimizar la oxidación del P en el suelo y el flujo del mismo al agua superficial después de la re-inundación.

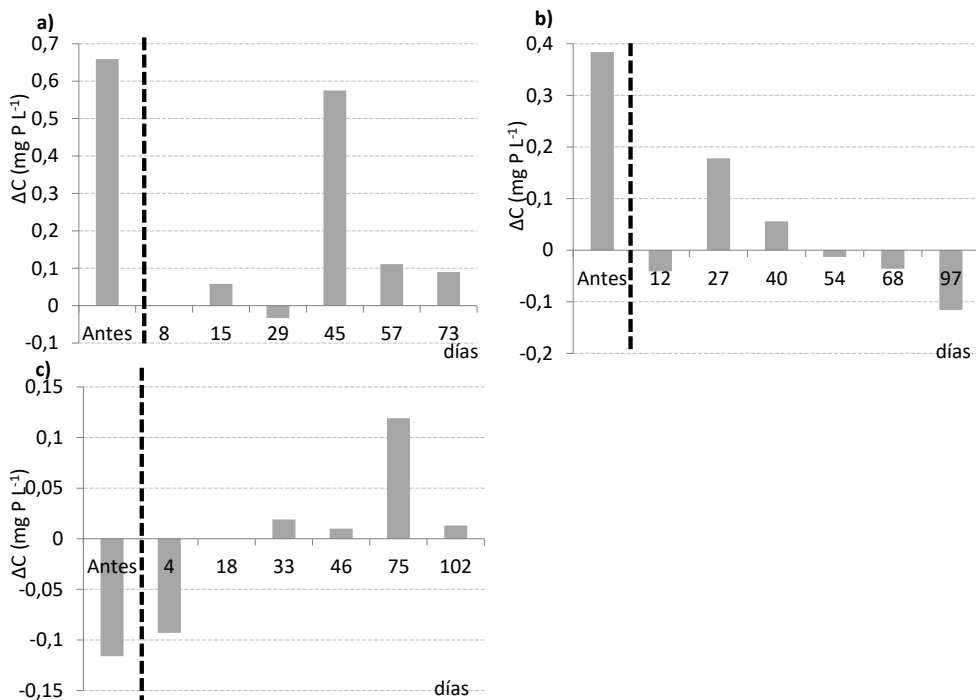


Figura 6-111: ΔC (diferencia entre la concentración del influente y la del efluente) de PID medido antes del secado del humedal y en distintos momentos después de proceder a la re-inundación del mismo. La línea discontinua negra separa el periodo anterior al secado y el periodo posterior a la reinundación de FG. a) Secado del humedal en octubre del 2009, b) secado del humedal en marzo-abril 2011 c) secado del humedal agosto del 2011.

6.11.2 Efecto sobre el N.

Varios autores han publicado estudios sobre el efecto que los episodios de secado y re-inundación de los suelos o sedimentos del humedal pueden tener sobre la eliminación de N (Cui & Caldwell, 1997; Chavan et al., 2008; Baldwin & Mitchell, 2000; Schönbrunner et al., 2012; Smith & Jacinthe, 2014).

El secado completo de los sedimentos pueden conducir a la muerte de las bacterias (y posterior mineralización del N y del P), a una disminución en la actividad microbiana y a un cese de los procesos anaeróbicos, como por ejemplo la desnitrificación (Baldwin & Mitchell, 2000). Por tanto, la re-inundación puede resultar en un flujo de N disponible, el cual puede ser incorporado a la biomasa microbiana o a las plantas, y un incremento de la actividad bacteriana, particularmente de la nitrificación (Baldwin & Mitchell, 2000) y de la desnitrificación (Groffman & Tiedje, 1988). Cui & Caldwell (1997) detectaron un incremento, de corta duración, en el nitrato disponible en el suelo después del ensayo de secado y re-inundación, y lo relacionaron con la mineralización del N contenido en la biomasa microbiana muerta y en la materia orgánica acumulada en el suelo. En Chavan et al. (2008), la eliminación de N mejoró después de la re-inundación de los humedales. Para Qiu & McComb (1996), el secado de los humedales puede acelerar la mineralización de la materia orgánica en los sedimentos y aumentar temporalmente las concentraciones de nitratos y amonio en la columna de agua una vez se vuelve a inundar. En este caso, las pérdidas de N pueden verse mejorados a través de la mejora de la desnitrificación.

En el presente estudio, se detectó una ligera liberación de N-NH_4^+ después del primer y segundo secado del humedal. En la **Figura 6-112**, se observa como antes del primer secado, la concentración en el efluente ya superó a la del influente, aunque fue algo puntual y coincidiendo con una muy baja concentración de entrada ($0.050 \text{ mg N L}^{-1}$). Después del segundo secado, la concentración de salida fue durante casi 40 días superior a la del influente, momento en que se observó una variación positiva. No obstante, varios días después continuó siendo una variación negativa. Aquí pudo haberse dado una elevada mineralización de la materia orgánica, y con ello una liberación de N-NH_4^+ a la columna de agua, y un bajo consumo de este nutriente por parte de la vegetación. En el tercer evento, mejoró la eliminación de N-NH_4^+ . Probablemente, la disponibilidad de éste estimuló su consumo por parte de las plantas y algas en crecimiento.

En el caso de los nitratos (Figura 6-112) se observa un aumento en la diferencia entre la concentración del influente y la del efluente después de los eventos de secado, lo que se podría traducir en una mejora de la eliminación de este parámetro.

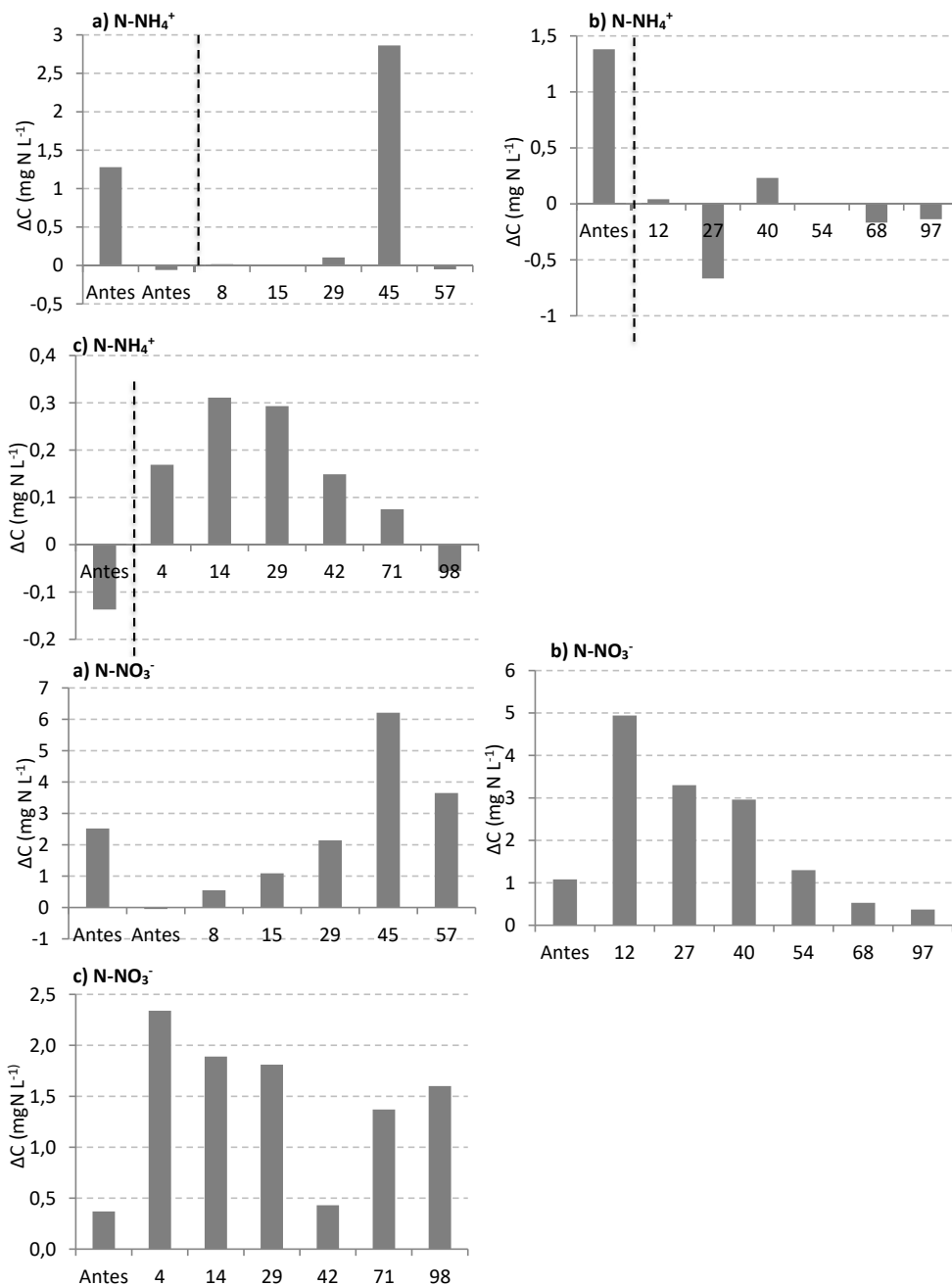


Figura 6-112: ΔC (diferencia entre la concentración del influente y la del efluente) medido antes del secado del humedal y en distintos momentos después de proceder a la re-inundación del mismo. La línea discontinua negra separa el periodo anterior al secado y el periodo posterior a la re-inundación de FG. a) Secado del humedal en octubre del 2009, b) secado del humedal en marzo-abril 2011 c) secado del humedal agosto del 2011.

6.12 HERRAMIENTAS PARA LA GESTIÓN Y DISEÑO DE HUMEDALES ARTIFICIALES DESTINADOS A TRATAR AGUAS EUTRÓFICAS.

A partir de la información obtenida para la elaboración de este trabajo de investigación se pueden desarrollar herramientas que faciliten la gestión de los HA. En esta Tesis Doctoral se presentan los resultados para tres de ellas:

1. Relaciones entre variables de la calidad de agua que permitan la estimación de una a partir de otra cuya medición sea mucho más sencilla.
2. Modelos de regresión múltiple que relacionen parámetros operativos con velocidades de eliminación, con la finalidad de averiguar las condiciones que optimizan el funcionamiento del humedal.
3. Modelos cinéticos de primer orden, K-C*.

6.12.1 Relaciones lineales.

En las aguas, la presencia de sólidos suspendidos es la principal causa de aparición de turbidez, aunque también los compuestos orgánicos solubles coloreados pueden contribuir a ello (Kadlec & Wallace, 2009). De este modo, la medida de la turbidez es a menudo empleada como una medida aproximada del contenido de SST en las mismas.

En el agua de entrada, se obtuvo una correlación positiva fuerte y significativa entre los SST medidos y la turbidez ($r=0.878$, $p<0.01$ para el BP y $r=0.910$, $p<0.01$ para el PC) (Tabla 6-80, Figura 6-113). La existencia de esta relación podría poner en marcha un sistema de control de funcionamiento de los HAFSTP basado en la medición de la turbidez, parámetro que es más sencillo y rápido de medir que la determinación de los SST. No obstante, hay que tener en cuenta que la correlación entre sólidos suspendidos y turbidez es a menudo buena para un humedal, pero se debe de tener especial cuidado en la extrapolación de un lugar a otro (Kadlec & Wallace, 2009).

Tabla 6-80: Regresión entre los SST y la turbidez (NTU) medidos en diferentes puntos de muestreo, forzando el origen en SST=0 y NTU=0.

	Turbidez/SST	R ²	Rango SST (mg L ⁻¹)	Rango turbidez (NTU)	N
BP	0.90	0.75	11.87 - 84.93	9-98	80
PC	0.92	0.81	8.80 - 100.40	4.00-107.00	80
Efluente FG	0.96	0.89	1.80 - 68.75	0.54-84.00	75
Efluente fp	1.02	0.93	5.00-140.40	2.00-144.00	71
Efluente F4	0.93	0.89	6.27-147.62	3.00-166.00	73

Los valores obtenidos de la relación Turbidez/SST (Tabla 6-80) son superiores a los obtenidos por otros autores con similares rangos de SST y turbidez (Kadlec & Wallace, 2009).

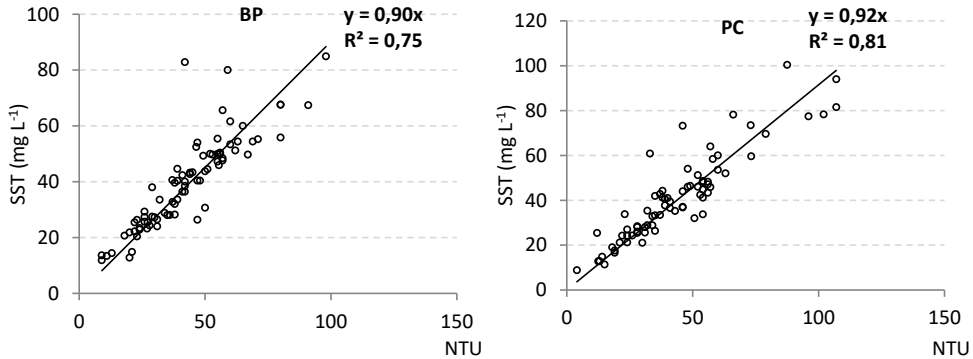


Figura 6-113. Correlación entre la concentración de SST (mg SS L^{-1}) y la turbidez (NTU) medidas en el BP y en el PC.

Además, la fuerte relación entre la $\text{Cl } \alpha$ y los SSV medidos (Tabla 6-81; Figura 6-114), ofrece también la posibilidad de emplear los últimos como indicador del primero. De este modo, el control del estado trófico del agua de entrada sería experimentalmente mucho más sencillo de determinar, en ausencia de equipos de rápida y sencilla medición *in situ* como por ejemplo, un fluorímetro de campo.

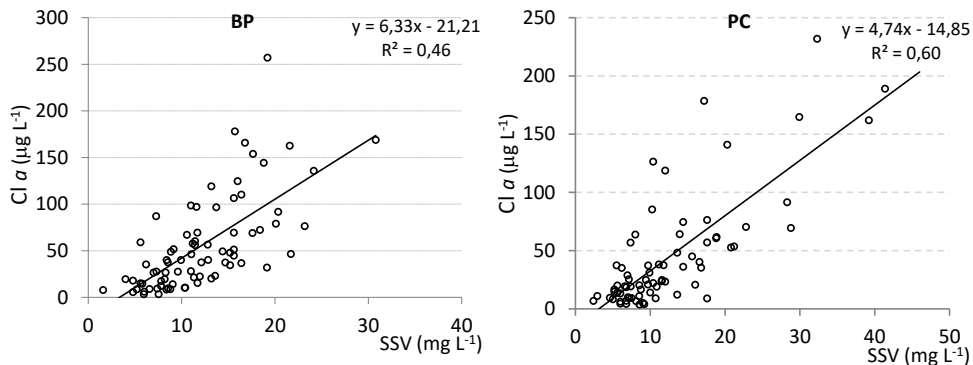


Figura 6-114: Correlación entre la concentración de algas (medidas como $\text{Cl } \alpha$) y la concentración de SSV en el agua del BP y del PC.

Tabla 6-81: Regresión entre los SSV y la $\text{Cl } \alpha$ medidos en diferentes puntos de muestreo.

	Regresión	R^2	Rango SSV (mg L^{-1})	Rango $\text{Cl } \alpha$ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	N
Efluente FG	$\text{Cl } \alpha = 7.41 * \text{SSV} - 10.49$	0.63	0.00 - 22.14	1.9-253.6	75
Efluente fp	$\text{Cl } \alpha = 1.42 * \text{SSV} - 25.96$	0.14	0.90-39.71	3.6-128.0	71
Efluente F4	$\text{Cl } \alpha = 2.75 * \text{SSV} - 17.83$	0.21	1.80-59.5	2.6-343.1	73

Las pendientes de estas relaciones no tienen por qué ser iguales ya que el contenido en pigmento fotosintético por unidad de SSV o de carbono depende de diversos factores como la radiación solar incidente o las especies de fitoplancton presentes. Adicionalmente, como se puede ver en la Tabla 6-81, cuanto mayor es la concentración de SSV es más probable que parte de ellos no estén relacionados con el fitoplancton activo y la correlación no sea

adecuada. La pérdida de relación probablemente se deba a la alta resuspensión de las capas superiores del sedimento en los humedales fp y F4.

La DQO_T también ofrece la posibilidad de ser empleada como indicador de la concentración de $Cl\ a$ que hay en el agua, ya que el fitoplancton es materia orgánica. En el caso de la entrada por BP y las salidas de los HA las relaciones obtenidas son muy débiles y es mayor en el caso del PC (Tabla 6-82, Figura 6-115).

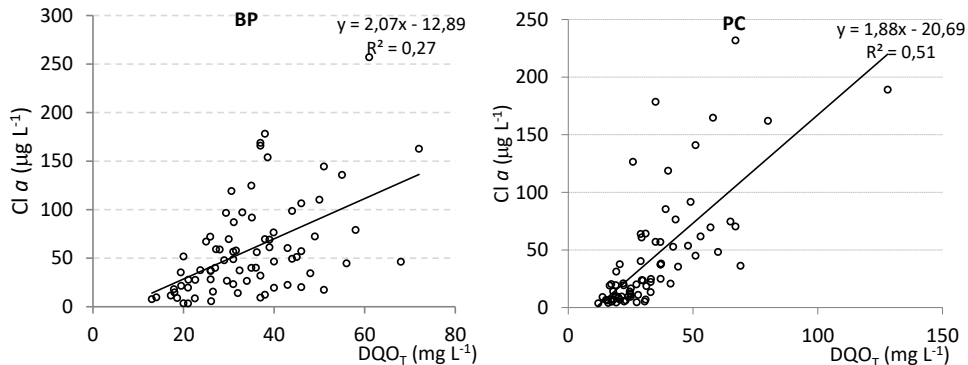


Figura 6-115: Correlación entre la concentración de algas (medidas como $Cl\ a$) y la concentración de DQO_T en el agua del BP y del PC.

Tabla 6-82: Regresión entre la DQO_T y la $Cl\ a$ medidas en diferentes puntos de muestreo.

	Regresión	R^2	Rango DQO ($mg\ L^{-1}$)	Rango $Cl\ a$ ($\mu g\ L^{-1}$)	N
Efluente FG	$Cl\ a=1.5*DQO_T-18.8$	0.21	15.0-72.0	1.9-253.6	75
Efluente fp	$Cl\ a=17.0*DQO_T-68.0$	0.14	17.0-68.0	3.6-128.0	71
Efluente F4	$Cl\ a=2.6*DQO_T-40.0$	0.36	17.0-73.0	2.6-343.1	73

6.12.2 Modelos de regresión lineal múltiple.

En este trabajo se ha analizado la influencia de una serie de factores (ambientales y operacionales) sobre las cargas máxicas de eliminación alcanzadas. De los resultados obtenidos se ha constatado que para todas las variables, excepto para la materia orgánica, los principales factores han sido la concentración de entrada (C_{in}) y la carga hidráulica (CH). A partir de este resultado, se han desarrollado, para cada variable, modelos de regresión lineal múltiple (Ec. 31), los cuales permiten predecir las cargas de eliminación que se van a obtener bajo unas determinadas C_{in} y CH.

Estos modelos proporcionan una valiosa herramienta de gestión, pues nos permitirán ajustar la CH para conseguir un valor deseado de carga eliminada. Además, estos modelos permiten estimar las eliminaciones sin necesidad de medir las concentraciones en el efluente, lo que resulta en un ahorro importante en los costes de seguimiento del humedal.

Esta herramienta gana especial interés en sistemas de tratamientos como los del HAFSTP, en los que la C_{in} , la carga eliminada (CM_{elim}) y los rendimientos alcanzados han mostrado, para

la mayoría de las variables, una variación estacional. Ello ofrece la posibilidad de incrementar el caudal a tratar en aquellos meses en los que la eliminación es máxima.

Existe una relación lineal significativa entre C_{in} y CH (variables explicativas o independientes) y la carga de eliminada de SST, PT, NT y Cl α por el sistema (variable respuesta o dependiente). Por tanto, si se asume un comportamiento lineal de la variable respuesta frente a las variables explicativas, se podría describir la variable primera según una expresión similar a la Ec. 31. Es decir, se puede aplicar un modelo de regresión múltiple que permita predecir cambios en la variable dependiente en respuesta a cambios en las variables independientes.

$$y = \beta_0 + \beta_1 CH + \beta_2 C_{in} + \varepsilon_1$$

Ec. 31: Modelo de regresión múltiple que permita predecir cambios en la variable dependiente en respuesta a cambios en las variables independientes.

Donde:

y = variable respuesta estudiada: carga eliminada ($g\ m^{-2}\ año^{-1}$ o $mg\ m^{-2}\ año^{-1}$ para la Cl α).

β_i = coeficiente de regresión i -ésimo.

C_{in} = concentración en el influente ($mg\ L^{-1}$ o $\mu g\ L^{-1}$ para la Cl α).

CH = carga hidráulica aplicada al sistema ($m\ año^{-1}$).

ε_1 = error.

El modelo de regresión se ha determinado empleando un análisis de regresión por pasos sucesivos (regresión *stepwise*). Este método determina cuales de las variables son buenas predictoras del comportamiento de la variable respuesta, quedando fuera del modelo aquellas variables que no contribuyan significativamente a la varianza explicada.

A la hora de extrapolar estos modelos a otros sistemas, se ha de tener en cuenta que su mayor utilidad es para los valores del regresor que están dentro del rango de los valores originales de variables explicativas.

A continuación se detallan los modelos obtenidos para cada una de las variables de estudio: SST, PT, NT, DQO_T y Cl α en el humedal FG.

6.12.2.1 Análisis de regresión para la eliminación de SST en el humedal FG.

En las Tabla 6-83 y Tabla 6-84 se presenta el resumen del análisis por pasos del modelo desarrollado para los SST.

Tabla 6-83: Resumen del análisis de regresión por pasos para los SST.

Modelo	Variables predictoras del modelo	R	R ²	R ² corregido	Error típico de la estimación
1	CH	0.623	0.388	0.380	762.93
2	CH C_{in}	0.864	0.747	0.740	494.31

Tabla 6-84: Variables excluidas en el modelo desarrollado para los SST.

Modelo	Variables excluidas del modelo	t	p-valor	Correlación parcial
1	C _{in}	10.163	0.004	0.765

Se obtienen dos posibles modelos. El modelo 1 tiene solamente como variable explicativa a la CH, mientras que el modelo 2 incluye además la C_{in}. No obstante, en la Tabla 6-83 se puede observar como el modelo 2 es el que tiene mayor valor de R² corregido, por tanto, es el mejor modelo predictor y es el elegido. Además, el modelo de regresión múltiple propuesto es significativo (p<0.0001), pudiéndose afirmar que tanto la CH como la C_{in} se consolidan como unos de los principales factores influyentes en la eliminación de sólidos en este sistema de tratamiento de agua eutrofizada.

En la Tabla 10-3 se presentan los valores obtenidos de los coeficientes de regresión y en la Ec. 32 el modelo completo con los coeficientes no estandarizados. Los residuos obtenidos cumplen con los supuestos de normalidad, independencia, homocedasticidad y no colinealidad (10.2.1).

$$y = -1903 + 42.39 \cdot CH + 36.48 \cdot C_{in}$$

Ec. 32: Modelo de regresión lineal múltiple seleccionado para los SST con los coeficientes no estandarizado.

Válido para:

$$C_{in} = 11.87-84.93 \text{ mg L}^{-1}$$

$$CH = 4-70 \text{ m año}^{-1}$$

Las dos variables independientes explican sobre el 75% de la varianza de la variable dependiente (Tabla 6-83). Por tanto, la ecuación de regresión es altamente explicativa del comportamiento de la carga eliminada de SST en el humedal. Además, el análisis de los coeficientes estandarizados indica que la variable que más peso tiene en el modelo es la CH.

En la Figura 6-116 se representa la evolución temporal de los valores observados y pronosticados de carga eliminada, así como los intervalos de confianza del modelo.

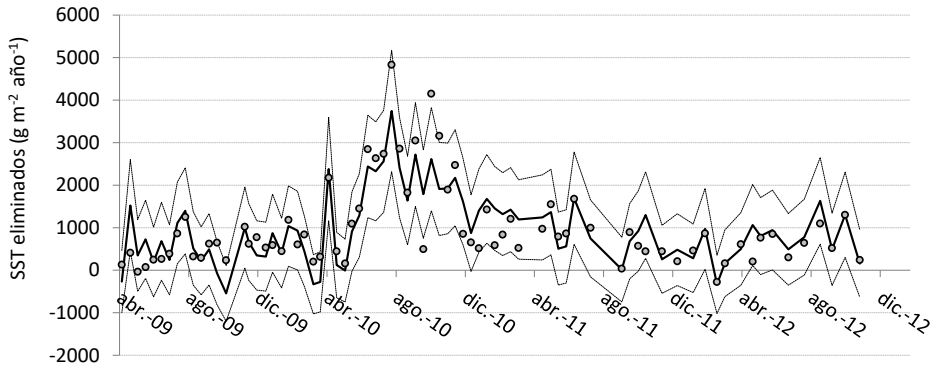


Figura 6-116: Valores observados (puntos) y valores pronosticados (línea continua) de la carga eliminada de SST. Las líneas discontinuas representan el intervalo de confianza del 95%.

6.12.2.2 Análisis de regresión para la eliminación de PT en el humedal FG.

En las Tabla 6-85 y Tabla 6-86 se presenta el resumen del análisis por pasos del modelo desarrollado para el PT.

Tabla 6-85: Resumen del análisis de regresión por pasos para el PT.

Modelo	VARIABLES predictoras del modelo	R	R ²	R ² corregido	Error típico de la estimación
1	C _{in}	0.727	0.528	0.522	5.775
2	C _{in} CH	0.913	0.833	0.829	3.455

Tabla 6-86: Variables excluidas en el modelo desarrollado para el PT.

Modelo	VARIABLES excluidas del modelo	t	p-valor	Correlación parcial
1	CH	11.641	0.000	0.804

De los dos posibles modelos, se elige el modelo 2 (Tabla 6-85), el cual es significativo ($p < 0.0001$). En la Tabla 10-4 se presentan los valores obtenidos de los coeficientes de regresión y en la Ec. 33 el modelo completo con los coeficientes no estandarizados.

$$y = -14.369 + 35.105 \cdot C_{in} + 0.272 \cdot CH$$

Ec. 33: Modelo de regresión lineal múltiple seleccionado para el PT con los coeficientes no estandarizados.

Válido para:

$$C_{in} = 0.103 - 1.130 \text{ mg L}^{-1}$$

$$CH = 4 - 70 \text{ m año}^{-1}$$

Las dos variables independientes explican sobre el 83% de la varianza de la variable dependiente (Tabla 6-85). Por tanto, la ecuación de regresión es altamente explicativa del comportamiento de la eliminación de PT en el humedal. Además, el análisis de los coeficientes estandarizados indica que la variable que más peso tiene en el modelo es la C_{in}, aunque la diferencia entre las dos variables es poca. Los resultados obtenidos de comprobar

los supuestos de normalidad, independencia, homocedasticidad y no colinealidad se presentan en el apartado 10.2.2.

Gráficamente se puede observar el buen ajuste del modelo a los datos observados (Figura 6-117).

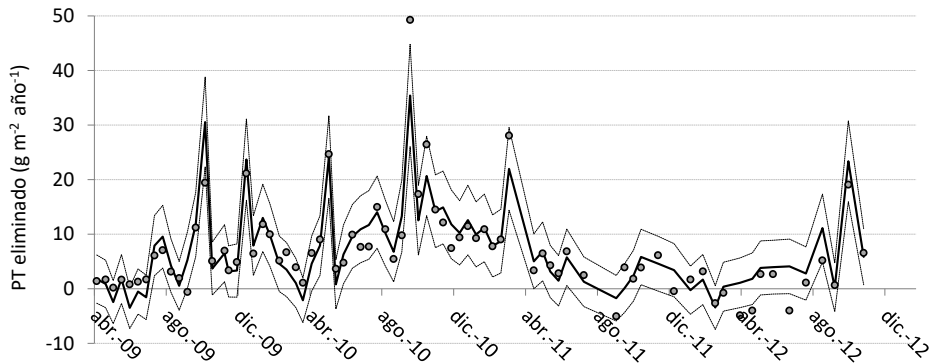


Figura 6-117: Valores observados (puntos) y valores pronosticados (línea continua) de eliminación de PT. Las líneas discontinuas representan el intervalo de confianza del 95%.

Dunne et al. (2012), también obtuvo un modelo de regresión lineal múltiple significativo, para determinar la tasa de eliminación de PT a partir de la C_{in} y de la CH (Ec. 34). En su caso, ambas variables contribuyeron por igual en la determinación de la carga eliminada de PT. En su trabajo, la CH osciló entre 32 y 49 $m\ año^{-1}$ y la C_{in} entre 0.07 y 0.17 $mg\ P\ L^{-1}$. Los valores de CH están dentro del rango de los valores en los que operó el humedal FG (4-70 $m\ año^{-1}$). Los valores máximos de C_{in} están en el rango de los valores mínimos de entrada a FG. Por el contrario, los valores de los coeficientes de regresión están fuera de los valores del intervalo de confianza de los coeficientes de regresión del modelo planteado en esta tesis y además, aplicando el modelo de Dunne et al. (2012) para los datos de C_{in} y CH obtenidos en el presente trabajo, el coeficiente adimensional de eficiencia de Nash-Sutcliffe⁴³, NSE (Nash & Sutcliffe, 1970) toma un valor de 0.595, el cual es significativamente inferior al obtenido con el modelo desarrollado aquí. Queda de manifiesto, la limitación que tienen este tipo de modelos a la hora de extrapolarlos a datos fuera del rango de los empleados para su elaboración.

$$y = -3.6719 + 24.4384 \cdot C_{in} + 0.0575 \cdot CH$$

Ec. 34: Modelo de regresión lineal múltiple para el PT propuesto por Dunne et al. (2012).

⁴³El rango de valores que puede tomar el coeficiente NSE varía desde $-\infty$ hasta 1.0, siendo mejor el ajuste cuanto más próximo a 1 es este valor. Generalmente, el ajuste entre los datos observados y simulados se considera adecuado cuando $NSE > 0.75$ y el valor de 1.0 indica un ajuste perfecto.

6.12.2.3 Análisis de regresión para la eliminación de NT en el humedal FG.

En las Tabla 6-87 y Tabla 6-88 se presenta el resumen del análisis por pasos del modelo desarrollado para el NT.

Tabla 6-87: Resumen del análisis de regresión por pasos para el NT.

Modelo	Variables predictoras del modelo	R	R ²	R ² corregido	Error típico de la estimación
1	C _{in}	0.593	0.352	0.343	44.477
2	C _{in} CH	0.760	0.578	0.566	36.148

Tabla 6-88: Variables excluidas en el modelo desarrollado para el NT.

Modelo	Variables excluidas del modelo	T	p-valor	Correlación parcial
1	CH	6.251	0.000	0.590

De los dos posibles modelos (Tabla 6-87), se elige el modelo 2 ($p < 0.0001$). En la (Tabla 10-5) se presentan los valores obtenidos de los coeficientes de regresión y en la Ec. 35 el modelo completo con los coeficientes no estandarizados.

$$y = -75.45 + 21.82 \cdot C_{in} + 1.63 \cdot CH$$

Ec. 35: Modelo de regresión lineal múltiple seleccionado para el NT con los coeficientes no estandarizados.

Válido para:

$$C_{in} = 0.50-11.50 \text{ mgN L}^{-1}$$

$$CH = 4-70 \text{ m año}^{-1}$$

Las dos variables independientes explican sobre el 58% de la varianza de la variable dependiente (Tabla 6-87). Por tanto, la ecuación de regresión es explicativa del comportamiento de la eliminación de NT en el humedal. Además, el análisis de los coeficientes estandarizados indica que la variable que más peso tiene en el modelo es la concentración de entrada de NT (C_{in}), aunque es poca la diferencia entre las dos variables. Los residuos obtenidos cumplen con los supuestos de normalidad, independencia, homocedasticidad y no colinealidad (10.2.3).

Gráficamente se puede observar el buen ajuste del modelo (Figura 6-118).

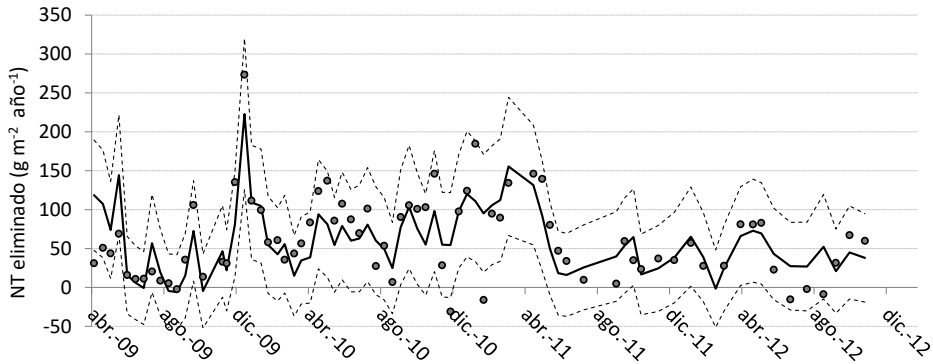


Figura 6-118: Valores observados (puntos) y valores pronosticados (línea continua) de eliminación de NT. Las líneas discontinuas representan el intervalo de confianza al 95%.

6.12.2.4 Análisis de regresión para la eliminación de DQO_T en el humedal FG.

Del estudio de los factores influyentes en la carga eliminada de DQO_T por este humedal, se deduce que las variables más importantes fueron la C_{in} y la concentración de Cl_a en el efluente del humedal. No obstante, al igual que para las otras variables estudiadas, se introduce la variable CH en el desarrollo del modelo de regresión múltiple por pasos sucesivos.

En las Tabla 6-89 y Tabla 6-90 se presenta el resumen del análisis por pasos del modelo desarrollado para la DQO_T .

Tabla 6-89: Resumen del análisis de regresión por pasos para la DQO_T .

Modelo	Variables predictoras del modelo	R	R ²	R ² corregido	Error típico de la estimación
1	C_{in}	0.308	0.095	0.082	340.28
2	C_{in} CH	0.436	0.190	0.168	324.07

Tabla 6-90: Variables excluidas del modelo desarrollado para la DQO_T .

Modelo	Variables excluidas del modelo	t	p-valor	Correlación parcial
1	CH	2.913	0.005	0.325

Se obtienen dos posibles modelos, de los que se selecciona el modelo 2 que incluye la CH ($p < 0.001$) (Tabla 6-89) para predecir la carga de DQO_T eliminada por el humedal. No obstante, el valor del coeficiente de determinación es muy bajo.

En la Tabla 10-6 se presentan los valores obtenidos de los coeficientes de regresión y en Ec. 36 el modelo completo con los coeficientes no estandarizados.

Las dos variables independientes explican sobre el 17% de la varianza de la variable dependiente (Tabla 6-89). Por tanto, a pesar de ser significativo el modelo, la ecuación de

regresión explica débilmente el comportamiento de la carga eliminada de DQO_T en el humedal. El análisis de los coeficientes estandarizados indica que la variable que más peso tiene en el modelo es la concentración de entrada; no obstante, ambos coeficientes son muy similares. En el apartado 10.2.4 se presentan los resultados obtenidos de comprobar si los residuos cumplen los supuestos de normalidad, independencia, homocedasticidad y no-colinealidad.

$$y = -427.02 + 10.55 \cdot C_{in} + 6.60 \cdot CH$$

Ec. 36: Modelo de regresión lineal múltiple seleccionado para la con los coeficientes no estandarizado

Válido para:

C_{in} = 13.0-72.0 ($mg L^{-1}$).

CH = 4-70 ($mg L^{-1}$).

En la Figura 6-119 se representa la evolución temporal de los valores observados de carga eliminada y los valores pronosticados, así como los intervalos de confianza obtenidos con el modelo.

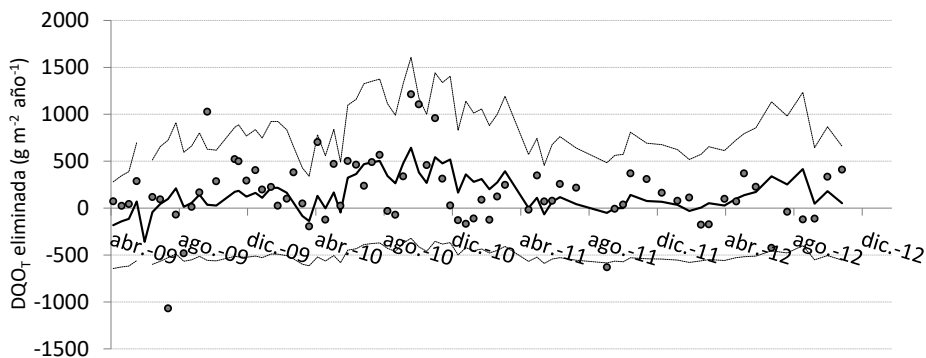


Figura 6-119: Valores observados (puntos) y valores pronosticados (línea continua) de la carga eliminada de DQO_T . Las líneas discontinuas representan el intervalo de confianza del 95%.

6.12.2.5 Análisis de regresión para la eliminación de la $Cl \alpha$ en el humedal FG.

Del estudio de los factores influyentes en la carga eliminada de $Cl \alpha$ por este humedal, se deduce que la variable más importante fue la concentración de entrada. Además, ambas variables están relacionadas linealmente. No obstante, se introduce también la variable CH en el cálculo del modelo de regresión por pasos (regresión *stepwise*).

En las Tabla 6-91 y Tabla 6-92 se presenta el resumen del análisis por pasos del modelo desarrollado para la $Cl \alpha$.

Tabla 6-91: Resumen del análisis de regresión por pasos para la CI α .

Modelo	VARIABLES predictoras del modelo	R	R ²	R ² corregido	Error típico de la estimación
1	C _{in}	0.610	0.372	0.363	1368.06
2	C _{in} CH	0.667	0.445	0.430	1295.05

Tabla 6-92: Variables excluidas del modelo desarrollado para CI α .

Modelo	VARIABLES excluidas del modelo	t	p-valor	Correlación parcial
1	CH	3.076	0.003	0.341

Se obtienen dos posibles modelos (Tabla 6-91), siendo elegido el modelo 2 ($p < 0.0001$) que incluye además la CH como otra variable explicativa, a pesar de que no existe una relación significativa entre ésta y la variable respuesta.

En la Tabla 10-7 se presentan los valores obtenidos de los coeficientes de regresión y en la Ec. 37 el modelo completo con los coeficientes no estandarizados. Las dos variables independientes explican sobre el 43% de la varianza de la variable dependiente (Tabla 6-91). El análisis de los coeficientes estandarizados indica que la variable que más peso tiene en el modelo es la concentración medida en el influente.

Los residuos obtenidos cumplen con los supuestos de normalidad, independencia, homocedasticidad y no colinealidad (10.2.5).

$$y = -1530 + 23 \cdot C_{in} + 28 \cdot CH$$

Ec. 37: Modelo de regresión lineal múltiple seleccionado para la CI α con los coeficientes no estandarizados.

Válido para:

$$C_{in} = 3.34 - 257.03 \mu\text{g L}^{-1}$$

$$CH = 4 - 70 \text{ m año}^{-1}$$

En la Figura 6-120 se representa la evolución temporal de los valores observados de carga eliminada y los valores pronosticados, así como los intervalos de confianza obtenidos con el modelo.

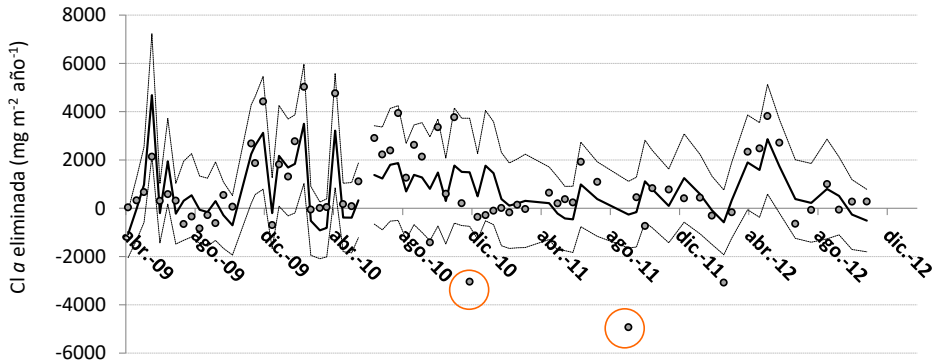


Figura 6-120: Valores observados (puntos) y valores pronosticados (línea continua) de la carga eliminada de Cl α . Las líneas discontinuas representan el intervalo de confianza del 95%. Los círculos rojos señalan dos valores atípicos resultantes del análisis de los residuos del modelo.

A partir del análisis detallado realizado sobre los residuos obtenidos, se detectaron dos valores atípicos correspondientes con las eliminaciones obtenidas los días 29/11/2010 (entrada a la celda FG3 del efluente de mala calidad del humedal fp) y 05/09/2011 (lavado zonas encharcadas en el humedal después del secado de agosto del 2011) (Figura 6-120). Por tanto, en ambas fechas el funcionamiento del humedal se puede considerar “atípico” y estos dos valores se pueden dejar fuera del modelo. El nuevo modelo ofrece un valor de R^2 mejorado (Tabla 6-93) y es significativo ($p < 0.0001$).

Tabla 6-93: Resumen del análisis de regresión por pasos.

Variables predictoras del modelo	R	R^2	R^2 corregido	Error típico de la estimación
C_{in} , CH	0.739	0.546	0.533	1048.13

En la Tabla 10-8 se presentan los valores obtenidos de los coeficientes de regresión y en la Ec. 38 el modelo completo con los coeficientes no estandarizados.

$$y = -1474 + 23 \cdot C_{in} + 31 \cdot CH$$

Ec. 38: Nuevo modelo de regresión lineal múltiple seleccionado para la Cl α con los coeficientes no estandarizados.

Válido para:

$$C_{in} = 3.34-257.03 \mu\text{g L}^{-1}$$

$$CH = 4-70 \text{ m año}^{-1}$$

Las dos variables independientes explican sobre el 53% de la varianza de la variable dependiente (Tabla 6-93), teniendo mayor peso la concentración de entrada. Los resultados obtenidos de comprobar los supuestos de normalidad, independencia, homocedasticidad y no colinealidad que han de cumplir los residuos obtenidos se encuentran en el apartado 10.2.5.

En la Figura 6-121 se representa la evolución temporal de los valores observados de carga eliminada y los valores pronosticados, así como los intervalos de confianza obtenidos con el modelo.

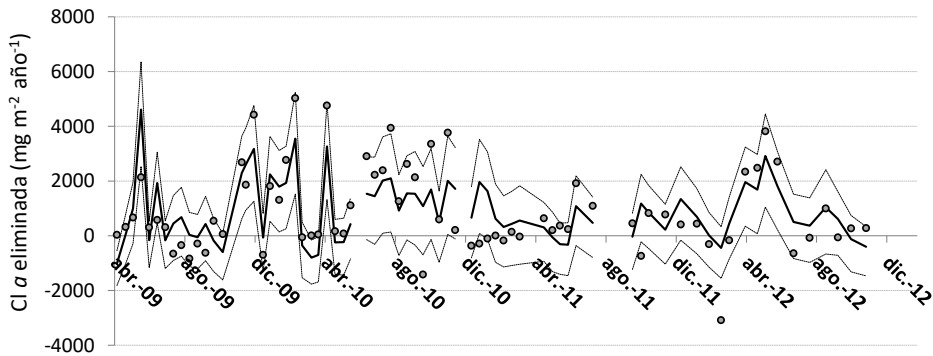


Figura 6-121: Valores observados (puntos) y valores pronosticados (línea continua) de la carga eliminada de $Cl a$. Las líneas discontinuas representan el intervalo de confianza del 95%.

Una vez obtenido los modelos para el sistema FG y con el fin de mostrar la potencial utilidad de los mismos, se van a analizar una serie de escenarios para tratar de optimizar el tratamiento del agua en humedales con características similares a los HAFSTP. En este caso, el principal objetivo de los escenarios propuestos es maximizar la eliminación de nutrientes para un determinado volumen anual a tratar, y de este modo frenar o reducir la eutrofización del lago.

A partir del análisis de la información realizado en los apartados anteriores de la presente Tesis, se ha resumido, para cada variable de calidad, cuáles son las épocas del año en las que el rendimiento del sistema es mayor. En la Tabla 6-94 se muestra este resumen para los tres componentes, concentración de entrada (C_{in}), carga másica eliminada (CM_{elim}) y rendimientos de eliminación (%).

Tabla 6-94: Estaciones del año en las que se han medido los valores más altos de concentración de entrada (C_{in}), carga másica eliminada (CM_{elim}) y rendimientos de eliminación (%).

	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
SST	$C_{in}/\%$	$CM_{elim}/\%$	C_{in}	
PT	C_{in}		$C_{in}/CM_{elim}/\%$	$CM_{elim}/\%$
P-PID			$C_{in}/CM_{elim}/\%$	$C_{in}/CM_{elim}/\%$
PP	$C_{in}/\%$	$\%$	$C_{in}/CM_{elim}/\%$	
NT	$C_{in}/CM_{elim}/\%$		$\%$	C_{in}/CM_{elim}
N-NO ₃ [*]	$C_{in}/CM_{elim}/\%$		$\%$	C_{in}/CM_{elim}
N-Norg	$C_{in}/CM_{elim}/\%$		C_{in}/CM_{elim}	
DQO _T	$\%$	C_{in}	$C_{in}/CM_{elim}/\%$	
Cl a	$C_{in}/CM_{elim}/\%$		C_{in}/CM_{elim}	

*Se seleccionan los N-NO₃⁻ por ser el principal componente del NID.

Así, por ejemplo, de la tabla anterior se deduce que la primavera es la mejor época para obtener buenos rendimientos en la eliminación, mientras que el otoño es más adecuado

para mejorar la carga eliminada. Por el contrario, en verano no se espera conseguir buenos rendimientos ni tampoco altas cargas másicas eliminadas.

Para comparar los distintos escenarios se ha fijado un volumen anual de agua a introducir de **2.84 Hm³**. Valor correspondiente de tratar todo el año con un caudal del 90 L s⁻¹, o lo que es lo mismo, una CH de 58 m año⁻¹ (valor máximo testado en FG).

A continuación se presentan los distintos escenarios analizados, así como una comparativa de la masa eliminada, en cada uno de ellos, de nutrientes, fitoplancton, sólidos y materia orgánica.

Tabla 6-95: Reparto del caudal en las distintas estaciones del año según los distintos escenarios propuestos.

Estación del año	Caudal (L s ⁻¹)				
	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4	Escenario 5
Invierno	Alto: 140	Alto: 125	Alto: 120	Medio: 80	Alto: 115
Verano	Bajo: 61	Bajo: 36	Nulo: 0	Bajo: 61	Nulo: 0
Primavera	Medio: 80	Medio: 73	Alto: 120	Medio: 80	Alto: 115
Otoño	Medio: 80	Alto: 125	Alto: 120	Alto: 140	Alto: 115

1. Mantener un caudal alto en invierno, bajo en verano e intermedio en otoño y primavera.

En este escenario se maximiza el caudal en la estación del año en la que coinciden altas eliminaciones de PT y NT y se minimiza en la que se registran menores eliminaciones (Tabla 6-94).

Los datos introducidos al modelo, así como el caudal resultante y el TRH teórico que quedaría bajo un calado medio de 20 cm, se presentan en la Tabla 6-96 y en la Tabla 6-97.

Tabla 6-96: Datos correspondientes al escenario 1. Carga hidráulica aplicada (CH), caudal equivalente (Q), profundidad de la lámina de agua (H) y tiempo de residencia hidráulico teórico (TRH).

	CH (m año ⁻¹)	Q (L s ⁻¹)	H (m)	TRH (días)
Invierno	90	140	0.2	0.8
Verano	39	61	0.2	1.9
Primavera	52	80	0.2	1.4
Otoño	52	80	0.2	1.4

Tabla 6-97: Concentración media medida en el influente (C_{in}) en cada una de las estaciones del año.

	Invierno (mg L ⁻¹)	Verano (mg L ⁻¹)	Primavera (mg L ⁻¹)	Otoño (mg L ⁻¹)
SST	29.50	39.26	46.41	40.75
PT	0.305	0.313	0.330	0.465
NT	4.00	2.32	4.96	3.63
DQOT	27.3	36.3	33.7	40.5
Cl _a	52.7 ^a	41.3 ^a	72.5 ^a	66.0 ^a

^a µg L⁻¹

En la Tabla 6-98 se presentan los resultados obtenidos de los modelos de regresión aplicados, así como la masa anual eliminada de cada sustancia estudiada, el porcentaje estimado que esta masa representa sobre el contenido del lago y el porcentaje estimado que representa sobre las entradas de N y P al lago.

Tabla 6-98: Resultados del escenario 1. Carga eliminada media (CM_{elim}) resultante del empleo de los modelos de regresión, masa total eliminada en un año (Masa total anual), porcentaje estimado de esa masa respecto a la masa estimada contenida en el lago (% Lago) y porcentaje estimado de esa masa respecto a la masa estimada de entrada al lago (% Input Lago).

	CM_{elim} Invierno ($mg\ m^{-2}\ d^{-1}$)	CM_{elim} Verano ($mg\ m^{-2}\ d^{-1}$)	CM_{elim} Primavera ($mg\ m^{-2}\ d^{-1}$)	CM_{elim} Otoño ($mg\ m^{-2}\ d^{-1}$)	Masa total anual (kg)	% Lago ⁴⁴	% Input Lago ⁴⁵
SST	8187	3239	5464	4898	97364	12	
PT	57	20	31	44	681	9	1
NT	435	106	322	243	4936	6	0.3
DQOT	1248	584	744	942	15722	2	
Cl α	7	2	5	5	82	7	

- Mantener un caudal alto en invierno y otoño, bajo en verano e intermedio en primavera.

En este escenario, se maximiza el caudal en las estaciones en las que se alcanzaron mayores eliminaciones de PT (Tabla 6-94). El PT es el nutriente limitante en el lago, por tanto los mayores esfuerzos en materia de calidad de aguas van destinados principalmente a reducir todavía más su presencia en el lago.

Los datos introducidos al modelo, así como el caudal resultante y el TRH teórico que quedaría bajo un calado medio de 20 cm, se presentan en la Tabla 6-99.

Tabla 6-99: Datos correspondientes al escenario 2. Carga hidráulica aplicada (CH), caudal equivalente (Q), profundidad de la lámina de agua (H) y tiempo de residencia hidráulico teórico (TRH).

	CH ($m\ año^{-1}$)	Q ($L\ s^{-1}$)	H (m)	TRH (días)
Invierno	81	125	0.2	0.9
Verano	23	36	0.2	3.2
Primavera	47	73	0.2	1.6
Otoño	81	125	0.2	0.9

Tal y como se aprecia en la Tabla 6-100, la masa anual eliminada de SST, PT, NT, DQOT y Cl α disminuye ligeramente, entre un 0.5-0.6%, con respecto al escenario 1. Por tanto, el escenario 1 maximiza la eliminación de nutrientes.

⁴⁴ Se consideran las concentraciones medias medidas en el BP durante los 43 meses de estudio, como la concentraciones medias de las distintas sustancias estudiadas en el lago AV, así como un volumen del lago de 21 Hm³ y una tasa de renovación anual del mismo.

⁴⁵ Datos extraídos del trabajo realizado por Belda (2015).

La diferencia en cuanto a la eliminación de PT se encuentra principalmente en la estación de verano. En este escenario la carga másica obtenida es un 60% inferior a la del primero. Ello resulta de la disminución del caudal en esta estación, en la que la carga eliminada es baja no porque la concentración de entrada lo sea (Tabla 6-97), sino porque el PID eliminado es muy bajo, llegando incluso el humedal a ser productor de éste.

Tabla 6-100: Resultados del escenario 2. Carga eliminada media (CM_{elim}) resultante del empleo de los modelos de regresión, masa total eliminada en un año (Masa total anual), porcentaje estimado de esa masa respecto a la masa estimada contenida en el lago (% Lago) y porcentaje estimado de esa masa respecto a la masa estimada de entrada al lago (% Input Lago).

	CM_{elim} Invierno ($mg\ m^{-2}\ d^{-1}$)	CM_{elim} Verano ($mg\ m^{-2}\ d^{-1}$)	CM_{elim} Primavera ($mg\ m^{-2}\ d^{-1}$)	CM_{elim} Otoño ($mg\ m^{-2}\ d^{-1}$)	Masa total anual (kg)	% Lago	% Input Lago
SST	7142	1381	4884	8266	96733	12	
PT	51	8	27	66	677	9	1
NT	394	35	300	372	4912	6	0.3
DQOT	1085	295	654	1466	15624	2	
$Cl\ \alpha$	6	1	5	7	81	7	

3. Mantener un caudal alto en invierno, otoño y primavera y nulo en verano.

Se propone repartir el mismo caudal en primavera, otoño e invierno y secar el humedal en verano.

Los datos introducidos al modelo, así como el caudal resultante y el TRH teórico que quedaría bajo un calado medio de 20 cm, se presentan en la Tabla 6-101.

Como se deduce de la Tabla 6-102, las eliminaciones de SST, PT, NT, DQO_T y $Cl\ \alpha$ mejoran entre un 2-6% con respecto al escenario 1. Por tanto, esta estrategia de gestión maximiza la eliminación de nutrientes con respecto a las dos estrategias anteriores.

Tabla 6-101: Datos correspondientes al escenario 3. Carga hidráulica aplicada (CH), caudal equivalente (Q), profundidad de la lámina de agua (H) y tiempo de residencia hidráulico teórico (TRH).

	CH ($m\ año^{-1}$)	Q ($L\ s^{-1}$)	H (m)	TRH (días)
Invierno	77	120	0.2	0.9
Verano	0	0	0	0
Primavera	77	120	0.2	0.9
Otoño	77	120	0.2	0.9

Además, el secado de las celdas de tratamiento en verano facilitaría el crecimiento y la expansión de la vegetación, así como la mineralización de la materia orgánica del sedimento. No obstante, como se ha visto en un apartado anterior, ello puede llevar a una liberación, a corto plazo, de nutrientes a la columna de agua una vez el humedal es nuevamente inundado.

Tabla 6-102: Resultados del escenario 3. Carga eliminada media (CM_{elim}) resultante del empleo de los modelos de regresión, masa total eliminada en un año (Masa total anual), porcentaje estimado de esa masa respecto a la masa estimada contenida en el lago (% Lago) y porcentaje estimado de esa masa respecto a la masa estimada de entrada al lago (% Input Lago).

	CM_{elim} Invierno ($mg\ m^{-2}\ d^{-1}$)	CM_{elim} Verano ($mg\ m^{-2}\ d^{-1}$)	CM_{elim} Primavera ($mg\ m^{-2}\ d^{-1}$)	CM_{elim} Otoño ($mg\ m^{-2}\ d^{-1}$)	Masa total anual (kg)	% Lago	% Input Lago
SST	6678	0	8368	7802	101701	12	
PT	48	0	50	63	713	10	1
NT	376	0	434	354	5186	7	0.3
DQOT	1013	0	1196	1394	16040	2	
$Cl\ a$	6	0	7	7	87	7	

4. Mantener un caudal alto en otoño, bajo en verano e intermedio en invierno y primavera.

En este escenario se persigue maximizar el caudal en la estación en la que se registra una mayor concentración de PT en el influente (Tabla 6-94).

Los datos introducidos al modelo, así como el caudal resultante y el TRH teórico que quedaría bajo un calado medio de 20 cm, se presentan en la Tabla 6-103.

Tabla 6-103: Datos correspondientes al escenario 4. Carga hidráulica aplicada (CH), caudal equivalente (Q), profundidad de la lámina de agua (H) y tiempo de residencia hidráulico teórico (TRH).

	CH ($m\ año^{-1}$)	Q ($L\ s^{-1}$)	H (m)	TRH (días)
Invierno	52	80	0.2	1.4
Verano	39	61	0.2	1.9
Primavera	52	80	0.2	1.4
Otoño	90	140	0.2	0.8

Tal y como se desprende de la Tabla 6-104, la eliminación de SST, PT, NT, DQOT y $Cl\ a$, es similar a la del escenario 1, con una pequeña diferencia de un 0.2% a favor del escenario 1. La diferencia es muy baja entre estos dos escenarios, aun así, el primero elimina más masa de nutrientes y fitoplancton.

Tabla 6-104: Resultados del escenario 4. Carga eliminada media (CM_{elim}) resultante del empleo de los modelos de regresión, masa total eliminada en un año (Masa total anual), porcentaje estimado de esa masa respecto a la masa estimada contenida en el lago (% Lago) y porcentaje estimado de esa masa respecto a la masa estimada de entrada al lago (% Input Lago).

	CM_{elim} Invierno ($mg\ m^{-2}\ d^{-1}$)	CM_{elim} Verano ($mg\ m^{-2}\ d^{-1}$)	CM_{elim} Primavera ($mg\ m^{-2}\ d^{-1}$)	CM_{elim} Otoño ($mg\ m^{-2}\ d^{-1}$)	Masa total anual (kg)	% Lago	% Input Lago
SST	3774	3239	5464	9312	97148	12	
PT	29	20	31	72	680	9	1
NT	265	106	322	412	4928	6	0.3
DQOT	561	584	744	1629	15689	2	
$Cl\ a$	4	3	5	8	81	7	

De los cuatro escenarios simulados, el más ventajoso ha sido el que no introduce agua en verano, ya que es la época en la que menos eliminación se produce. Esta opción es congruente con el favorecimiento del crecimiento de la vegetación o del cosechado de la misma, según se desee. Esta opción tampoco significa desecar todo el sistema del *Tancat de la Pipa* puesto que los sectores fp y F4 podrían seguir funcionando con normalidad. No obstante, si no se opta por este escenario, debido a que no se quiere parar la circulación en verano, el escenario 1 sería entonces la mejor opción.

Además de las estrategias anteriores, se han propuesto dos escenarios más en los que se compara el beneficio de incrementar la CH media de 58 m año⁻¹ a 115 m año⁻¹, valor estimado como umbral máximo para la eliminación del PT en el humedal. Este valor, pese a ser superior al valor límite fijado por Kadlec (1999b), está dentro del rango de valores empleados en HAFS (3.65-183 m año⁻¹) (U.S. EPA, 2000a).

Los datos introducidos al modelo, así como el caudal resultante y el TRH teórico que quedaría bajo un calado medio de 20 cm, se presentan en la Tabla 6-105 y Tabla 6-106.

Tabla 6-105: Datos correspondientes a los escenarios A y B. Carga hidráulica aplicada (CH), caudal equivalente (Q), profundidad de la lámina de agua (H), tiempo de residencia hidráulico teórico (TRH) y el volumen total de agua tratada anualmente.

	CH (m año ⁻¹)	Q (L s ⁻¹)	H (m)	TRH (días)	Volumen total (Hm ³)
Escenario A	58	90	0.2	1.3	2.84
Escenario B	115	179	0.2	0.6	5.64

Tabla 6-106: Concentración media medida en el influente (C_{in}) durante todo el periodo de estudio.

	SST (mg L ⁻¹)	PT (mg L ⁻¹)	NT (mg L ⁻¹)	DQO _T (mg L ⁻¹)	Cl <i>a</i> (µg L ⁻¹)
C _{in}	39.79	0.351	3.75	34.7	58.1

Los resultados obtenidos de los modelos de regresión aplicados, así como la masa anual eliminada de cada sustancia estudiada, el porcentaje estimado que esta masa representa sobre el contenido del lago y el porcentaje estimado que representa sobre las entradas al lago de N y P se presentan en la Tabla 6-107 para la CH de 58 m año⁻¹ y en la Tabla 6-108 para la CH de 115 m año⁻¹.

A. Mantener una CH de 58 m año⁻¹.

Tabla 6-107: Resultados del escenario A. Carga eliminada media (CM_{elim}) resultante del empleo de los modelos de regresión con una CH de 58 m año⁻¹, masa total eliminada en un año (Masa total anual), porcentaje estimado de esa masa respecto a la masa estimada contenida en el lago (% Lago) y porcentaje estimado de esa masa respecto a la masa estimada de entrada al lago (% Input Lago).

	CM _{elim} (g m ⁻² año ⁻¹)	Masa total anual (kg)	% Lago	% Input Lago
SST	2007	98263	12	
PT	14	672	9	1
NT	101	4943	6	0.3
DQOT	322	15757	2	
Cl <i>a</i>	1661 ^a	81	7	

^a mg m⁻² año⁻¹

B. Mantener una CH de 115 m año⁻¹.

Tabla 6-108: Resultados escenario B. Carga eliminada media (CM_{elim}) resultante del empleo de los modelos de regresión con una CH de 115 m año⁻¹, masa total eliminada en un año (Masa total anual), porcentaje estimado de esa masa respecto a la masa estimada contenida en el lago (% Lago) y porcentaje estimado de esa masa respecto a la masa estimada de entrada al lago (% Input Lago).

	CM_{elim} (g m ⁻² año ⁻¹)	Masa total anual (kg)	% Lago	% Input Lago
SST	4423	216552	26	
PT	29	1431	19	2
NT	194	9494	12	0.6
DQOT	698	34175	5	
Cl α	3428 ^a	168	14	

^a mg m⁻² año⁻¹

Como es lógico, el impacto de la masa eliminada con respecto al contenido del lago incrementa aproximadamente el doble. Por tanto, aumentando la CH a 115 m año⁻¹ se doblará la masa anual eliminada y el porcentaje con respecto al contenido del lago y a los aportes al mismo. No obstante, se ha de considerar también el incremento de los costes de bombeo.

Además, el TRH resultante estaría muy por debajo de los valores óptimos recogidos por Reilly et al. (2000) y probablemente los procesos de eliminación de los contaminantes se vean afectados. Una solución sería incrementar la profundidad de la lámina de agua al máximo posible (0.35 cm) y el resultado sería un TRH de 1 día. Por otra parte, el valor de CH de 115 m año⁻¹ es superior al umbral estimado para los SST y NT, con lo que se espera que las eliminaciones de estas variables se vean negativamente afectadas.

Con respecto a los rendimientos, éstos no han empeorado al incrementar la CH de 7 a 58 m año⁻¹. Pero se desconoce el efecto que una CH de 115 m año⁻¹ pueda tener sobre ellos. No obstante, se espera que la eficiencia del humedal incremente al recuperar una alta cobertura vegetal en las celdas de tratamiento.

6.12.3 Modelación de primer orden: Modelo K-C*.

6.12.3.1 Marco conceptual.

El funcionamiento interno de los humedales es muy complejo, ya que ocurren simultáneamente un gran número de procesos físicos, químicos y biológicos, con influencia e interdependencia entre todos ellos (Kadlec & Wallace, 2009). Como se ha comentado en el apartado 1.5.4.2, los HA se han diseñado, generalmente, utilizando modelos de primer orden (Kadlec, 2000), a pesar de que éstos cuentan con ciertas limitaciones, como por ejemplo, que no tienen en cuenta la existencia de cortocircuitos o zonas muertas para el flujo (Kadlec, 2000).

A diferencia de la aplicación de estos modelos para el diseño de humedales, es decir, para el cálculo del área necesaria para alcanzar una concentración objetivo de un determinado contaminante en el efluente, en este caso empleamos el modelo cinético de primer orden para estimar los valores de las distintas constantes de degradación (K) de los contaminantes. Hasta ahora, existe muy poca información en la literatura relativa a los valores de K obtenidos en la depuración de aguas naturales (Coveney et al., 2002; Dunne et al., 2012, 2013, 2015) por tanto, este trabajo aporta información valiosa para el diseño de nuevos humedales destinados a tratar aguas eutróficas, en condiciones similares a las del estudio.

Para el empleo de este modelo, se asume que los distintos contaminantes estudiados son reducidos siguiendo una cinética de primer orden y el comportamiento del flujo del agua en el humedal fue igual o cercano al del flujo tipo de pistón.

Los datos obtenidos durante los 43 meses de seguimiento del funcionamiento del humedal han sido empleados para el cálculo de la constante de reacción de primer orden, K, a través del modelo K-C* descrito en el apartado 1.5.4.2 de la presente Tesis.

6.12.3.2 Datos de partida.

6.12.3.2.1 Concentración de fondo.

Con los datos obtenidos durante los dos primeros años de las variables NT, SST, PT y Cl α , se estimó una concentración de C* para las mismas a partir de las concentraciones más bajas observadas en el efluente a diferentes temperaturas (Martín et al., 2013). El procedimiento que se siguió para su cálculo es el descrito en Coveney et al. (2002) y resumido en el apartado 5.6.1. Para el caso del N-NID y de los N-NO₃⁻ se consideró que la desnitrificación podría ser completa, empleando un valor de 0 para la concentración de fondo.

Las ecuaciones obtenidas para calcular los valores de C* del NT, SST, PT y Cl α , fueron las siguientes:

$$C^*(PT) = 2.094 \times 1.04^{T-12.40} \quad \text{Ec. 39}$$

$$C^*(PT) = 0.056 \times 1.02^{T-15.42} \quad \text{Ec. 40}$$

$$C^*(NT) = 0.418 \times 1.03^{T-15.59} \quad \text{Ec. 41}$$

$$C^*(Cl \alpha) = 0.475 \times 1.16^{T-10} \quad \text{Ec. 42}$$

Los valores de C* aparecen publicados en Martín et al. (2013) y se resumen en la **Tabla 6-109**.

Tabla 6-109: Valores de C^* estimados durante los dos primeros años (Martín et al., 2013).

	C^* (mg L ⁻¹ , excepto Cl α : μ g L ⁻¹)		
	FG	fp	F4
SST	1.49-4.29	1.57-3.82	1.45-3.68
PT	0.044-0.076	0.046-0.071	0.044-0.070
NT	0.3-0.7	0.3-0.6	0.3-0.7
N-NID	0	0	0
N-NO ₃ ⁻	0	0	0
Cl α	0.19-10.26	0.18-6.57	0.17-5.72

6.12.3.2.2 Valores de la constante cinética de primer orden (K).

Los valores de la constante K_a se estimaron para una temperatura de referencia de 20°C y considerando únicamente para su cálculo las eliminaciones positivas (Martín et al., 2013). Los valores obtenidos se presentan en la Tabla 6-110.

Tabla 6-110: Valores de K estimados durante los dos primeros años (Martín et al., 2013).

	SST	PT	NT	Cl α	NID		N-NO ₃ ⁻	
	k_A	k_A	k_A	k_A	k_A	k_A^{*46}	k_A	k_A'
Humedal								
FG	94.9	101.6	67.0	65.1	74.3	98.3	83.3	135.4
Fp	35.4	42.5	33.2	28.4	40.6	47.8	46.0	63.3
F4	30.6	42.3	34.4	44.3	46.4	57.0	53.7	90.9

Los resultados obtenidos están dentro del rango de valores recogidos de la literatura (Fleming-Singer & Horne, 2006; Romero et al., 1999).

6.12.3.3 Resultados.

6.12.3.3.1 Concentración de fondo.

Sólidos suspendidos:

A pesar de disponer de los valores de C^* de la Tabla 6-109, al computar los datos de todo el periodo de estudio no se ha encontrado una relación significativa entre la concentración de sólidos suspendidos en el efluente del humedal FG y la temperatura del agua. Por tanto, se ha decidido usar un valor constante de C^* de 1.8 mg L⁻¹, que es el valor mínimo obtenido durante todo el periodo de estudio. Este valor es muy próximo al límite inferior del rango de valores de C^* obtenido a partir de la Ec. 39 (1.5 mg L⁻¹) y además, se encuentra dentro del rango de valores recogidos en la bibliografía (Tabla 6-112).

Otros autores también han empleado la concentración más baja observada en efluente como valor de C^* (Babatunde et al., 2011; Trang et al., 2010; Dunne et al., 2012).

⁴⁶ K_a calculado teniendo en cuenta que las concentraciones de N-NO₃⁻ y NID también influyen en las velocidades de reacción.

Tabla 6-111: Valores de C^* para los SST recogidos en la bibliografía.

Referencia	C^* (mg L ⁻¹)	Tipo influente	Tipo de humedal
U.S. EPA (2000b)	2-5		
Kadlec & Wallace (2009)	5-10		
Trang et al. (2010)	0	Agua residual doméstica	Flujo subsuperficial
Son et al. (2010)	4.31;5.36;6.28	Escorrentía agrícola	Flujo superficial
Babatunde et al. (2011)	5	Agua residual agrícola	Flujo subsuperficial

Fósforo total:

Para el PT se ha obtenido una correlación positiva y significativa, aunque débil, entre la concentración medida en el efluente de FG y la temperatura del mismo (6.6.2.2). Por tanto, el valor de C^* se ha estimado siguiendo la metodología recogida en el apartado 5.6.1, es decir, a partir de las concentraciones más bajas observadas en el efluente de FG a diferentes temperaturas (Figura 6-122).

La ecuación resultante que permite estimar el valor de C^* es la Ec. 43, que como se puede observar, es muy similar a la Ec. 39.

$$C^* = 0.057 \times 1.02^{(T-15.42)} \quad \text{Ec. 43}$$

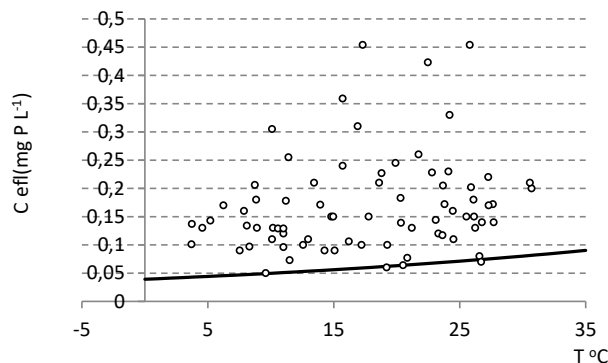


Figura 6-122: Relación de la concentración de PT con la temperatura en el efluente del humedal FG. La línea negra es la ecuación de Arrhenius empleada para estimar la C^* .

El valor obtenido para θ está muy próximo a la unidad, indicando la baja dependencia de la C^* del PT con la temperatura. Los valores de C^* obtenidos mediante la Ec. 43 oscilan entre 0.042-0.077 mg L⁻¹, con un valor medio de 0.060 mg L⁻¹. Estos valores están próximos a los estimados por Coveney et al. (2002) (Tabla 6-112).

Tabla 6-112: Valores de C^* para el PT recogidos en la bibliografía.

Referencia	C^* (mg L ⁻¹)	Tipo influente	Tipo de humedal
U.S. EPA (2000b)	0.1-0.5		
Kadlec & Wallace (2009)	0.004-0.04		
Trang et al. (2010)	0	Agua residual doméstica	Flujo subsuperficial
Coveney et al. (2002)	0.06-0.09	Agua eutrófica	Flujo superficial
Kadlec et al. (2012)	0.02	Tratamiento terciario	Flujo superficial

Nitrógeno total:

En el caso del NT, la concentración en el efluente no está relacionada con la temperatura ($r=-0.188$, $p>0.05$), a pesar de que es conocida la dependencia de los procesos biológicos: amonificación, nitrificación y desnitrificación, con ésta (Kadlec & Reddy, 2001). La influencia de otros factores como la concentración de entrada o la carga hidráulica pudo minimizar la relación con la temperatura. Por tanto, se elige para la C^* el valor mínimo medido en el efluente: 0.40 mg N L⁻¹. Este valor es inferior a los recogidos en la bibliografía. Kadlec & Knight (1996) recogen datos de HAFS, con concentraciones de NT en el influente entre 2.3 y 3.83 mg N L⁻¹, que emplearon valores de C^* entre 0.7 y 1.5 mg N L⁻¹. El valor de 1.5 mg N L⁻¹ se emplea frecuentemente (Kadlec & Knight, 1996; Kadlec, 2009; Trang et al., 2010; Dunne et al., 2013). Para el nitrato y para el NID se considera la $C^*=0$, reflejando el hecho de que la desnitrificación puede ser completa, de acuerdo con otros autores (Kadlec & Reddy, 2001; Abe et al., 2014).

Para el NT se ha descartado emplear un valor de $C^*=0$, ya que se considera que una parte significativa de nitrógeno orgánico disuelto, que es devuelto a la columna de agua durante la descomposición del tejido vegetal detritico o de la materia orgánica del suelo, es resistente a la descomposición (Kadlec & Reddy, 2001).

Demanda química de oxígeno total:

La concentración de DQO_T en el efluente de FG, sí que está correlacionada, aunque débilmente, con la temperatura (6.8.2.2). Esta relación indica que la concentración de DQO_T en el humedal incrementó al aumentar la temperatura en la columna de agua. Por tanto, el valor de C^* se ha estimado empíricamente siguiendo la metodología recogida en el apartado 5.6.1 (Figura 6-123). El resultado es la Ec. 44.

$$C^* = 20.68 \times 1.03^{(T-17.80)}$$

Ec. 44

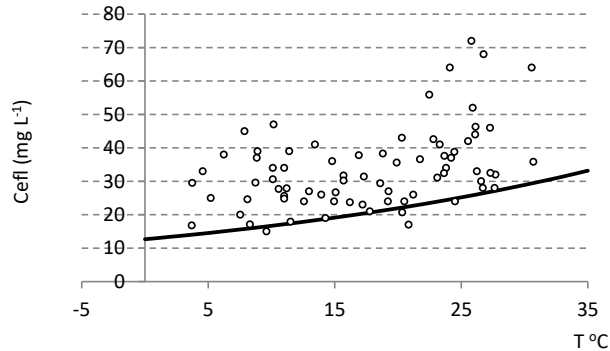


Figura 6-123: Relación de la concentración de DQO_T con la temperatura en el efluente del humedal FG. La línea negra es la ecuación de Arrhenius empleada para estimar la C^* .

Los valores de C^* obtenidos mediante la Ec. 44 oscilan entre 12.22-30.27 $mg L^{-1}$, con un valor medio de 20.73 $mg L^{-1}$. Estos valores son superiores a la mayoría de los encontrados en la bibliografía (Tabla 6-113). Ello por una parte se explica porque la mayoría de la información disponible en la literatura hace referencia a la materia orgánica biodegradable (DBO), cuya C^* es menor que la de la DQO. Y por otra parte, porque una gran parte de la DQO en FG es biomasa fitoplanctónica, más difícil de eliminar que la materia orgánica típica de aguas residuales urbanas⁴⁷. El rango de valores de C^* que se presenta aquí, podría considerarse como un referente para humedales destinados a mejorar la calidad de las aguas eutróficas, bajo condiciones de operación similares a las de FG.

Tabla 6-113: Valores de C^* para DQO_T recogidos en la bibliografía.

Referencia	C^* ($mg L^{-1}$)	Tipo influente	Tipo de humedal
U.S. EPA (2000b)	5-12*		
Knight et al. (2000)	8*	Agua residual de ganadería	Flujo superficial y subsuperficial
Kadlec & Wallace (2009)	10-100		
Kadlec et al. (2010b)	15	Agua residual**	Flujo superficial
Trang et al. (2010)	10	Agua residual doméstica	Flujo subsuperficial
Son et al. (2010)	2*	Escorrentía agrícola	Flujo superficial
Babatunde et al. (2011)	60	Agua residual agrícola	Flujo subsuperficial
Kadlec et al. (2012)	1*	Aguas residual**	Flujo superficial

*DBO

**Después de un tratamiento secundario.

Clorofila α :

La concentración de Cl α en el efluente no está correlacionada con la temperatura ($r=-0.097$, $p>0.05$), aunque es conocida la influencia de la temperatura en el crecimiento del fitoplancton (Reynolds, 2006). La temperatura óptima para la cual el crecimiento del fitoplancton es máximo, depende entre otras cosas del tipo de alga. Por ejemplo, Robarts &

⁴⁷ Los valores obtenidos de la constante de biodegradación de la materia orgánica (K_1') en el BP oscilan entre 0.11-0.13 d^{-1} y en el efluente de FG entre 0.07-0.08 d^{-1} , valores inferiores al valor típico de ARU sin tratar de 0.35 d^{-1} (Chapra, 1997)

Zohary (1987) encontraron el crecimiento de *Microcystis* (cianobacterias) dependiente de la temperatura, con óptimos a 25°C o superiores. Es por ello que podrían esperarse concentraciones superiores en el efluente del humedal durante los meses más cálidos.

No obstante, al no encontrar relación, se decide tomar como valor de la concentración de fondo el valor mínimo medido en el efluente: 1.92 $\mu\text{g Cl } \alpha \text{ L}^{-1}$.

Resumen valores de C*:

En la Tabla 6-114 se resumen los valores empleados para la C* en el modelo cinético de primer orden.

Tabla 6-114: Valores de C* recogidos en la bibliografía.

Variable	Ecuación	C* (mg L ⁻¹)
SST		1.8
PT	$C^* = 0.057 * 1.02^{(T-15.42)}$	0.042-0.077 (0.060)
NT		0.40
NID		0
N-NO ₃ ⁻		0
DQO _T	$C^* = 20.68 * 1.03^{(T-17.80)}$	12.22-30.27 (20.73)
Cl α		1.92 $\mu\text{g Cl } \alpha \text{ L}^{-1}$

6.12.3.3.2 Valores de la constante cinética de primer orden, K.

Una vez estimada la C*, ya se dispone de toda la información necesaria para el cálculo de la constante K mediante el modelo k-C*. Los valores de K obtenidos se recogen en la Tabla 6-115. Las diferencias entre los valores obtenidos en este estudio y los valores bibliográficos (Tabla 6-116) se deben principalmente a diferencias en las CH aplicadas y en las concentraciones de entrada.

Tabla 6-115: Valores de la constante K (m año⁻¹) obtenidos para las distintas variables estudiadas.

	Medio	Mínimo	Máximo	Mediana	Valor Solver
K _{SST}	58.88	2.90	269.23	33.18	62.27
K _{PT}	50.64	2.07	211.65	38.68	64.80
K _{NT}	37.31	1.85	135.38	29.34	33.07
K _{NID}	44.08	1.33	187.09	40.03	46.24
K _{NO₃⁻}	54.17	1.91	192.97	46.03	47.59
K _{DQOT}	25.69	0.95	115.80	14.02	14.14
K _{Cl α}	51.10	1.34	194.02	39.43	51.34

Como se observa, se ha obtenido un amplio rango de valores para la K. Ello podría responder a la variabilidad de la concentración de entrada (C_{in}) y de la CH en este humedal, dado que la constante K es función de estas variables (Kadlec, 1997; Kadlec, 2000).

El valor obtenido para los SST (Tabla 6-115), es inferior al recogido en los trabajos de Dunne et al. (2012) y de Coveney et al. (2002), tratando también aguas eutróficas (Tabla 6-116) y

además, está en el rango de los valores más bajos encontrados en la literatura. Esto podría relacionarse con la resuspensión que se produce en el interior del humedal FG, siendo más acusada cuando desapareció la mayor parte de la vegetación emergente, con la aparición de caminos preferenciales y con que los SST están compuestos en un alto porcentaje por algas fitoplanctónicas, cuyas tasas de sedimentación son mas bajas que las de otros sólidos suspendidos. Por ejemplo, un valor típico de sedimentación de cianofíceas es 35.04 m año^{-1} (Margaleff, 1983).

El valor obtenido para el PT (Tabla 6-115), se puede considerar alto, comparado con los valores bibliográficos (Tabla 6-116), a excepción de casos como Braskerud et al. (2002a) que operó a altas CH (valor medio de 506 m año^{-1}). Esto podría deberse a que el componente principal del PT en el influente desde el lago AV es el PP, a diferencia de las ARU en las que predomina la forma inorgánica, el cual es eliminado principalmente mediante la sedimentación. Debido a esto último, la constante K_{PT} puede emplearse como una aproximación de la velocidad de sedimentación (Braskerud et al., 2005). De hecho los valores medios de K_{PT} y K_{SST} son muy similares (Tabla 6-115). No obstante, hay que tener en cuenta que solamente se seleccionan las eliminaciones positivas para el cálculo de K, con lo cual el valor obtenido es superior al que se obtendría si también se computaran las eliminaciones negativas.

En cuanto al NT, el valor medio (Tabla 6-115), aunque próximo, es superior a los valores publicados en Kadlec & Knight (1996), para humedales que operan a bajas concentraciones de NT en el influente ($2.3\text{-}3.83 \text{ mg N L}^{-1}$) (Tabla 6-116). Además, el valor máximo es superior al valor más alto (66.36 m año^{-1}) recogido por estos mismos autores en humedales artificiales que tratan un amplio rango de concentraciones de NT ($2.3\text{-}47.67 \text{ mg N L}^{-1}$). También es casi el doble del valor obtenido por Kadlec (2009) con datos procedentes de 116 HAFS y superior al valor obtenido por Dunne et al. (2013), tratando aguas eutróficas y operando con CH de $34\pm 10 \text{ m año}^{-1}$ y una concentración media de entrada de $4\pm 1 \text{ mg L}^{-1}$ (Tabla 6-116). La diferencia en el valor de K encontrada entre Dunne et al. (2013) y el obtenido en el humedal FG, podría explicarse porque el componente principal de N en el agua del BP son los nitratos, los cuales se eliminan más fácilmente en el humedal que las formas orgánicas del nitrógeno.

Los valores de K obtenidos para el NID y para los N-NO_3^- son superiores a los del NT (Tabla 6-115) y ello responde a que en el humedal se eliminaron principalmente N-NO_3^- . El valor de K_{NO_3} obtenido es superior a los valores presentados en Bastviken et al. (2009) de un HAFS operando con superiores cargas hidráulicas. En cambio, son similares a los publicados por Flemming & Horne (2006) en cuyo trabajo consiguen alcanzar buenas eliminaciones de N y la creación de un hábitat óptimo para las aves, al igual que en el humedal FG. Los valores máximos obtenidos en FG se aproximan a los valores obtenidos por Beutel et al. (2009) y Kadlec et al. (2010a) (Tabla 6-116).

El valor obtenido de la K para la materia orgánica (Tabla 6-115) se encuentra dentro del rango de valores encontrado en la bibliografía (Tabla 6-116) y se aproxima mucho a los valores obtenidos por Kadlec et al. (2010b) con concentraciones de entrada entre 44 y 77 mg L⁻¹ y una CH de 47 m año⁻¹.

En la presente Tesis, se presentan nuevos valores de la constante de primer orden, para el caso de la Cl α (Tabla 6-115), como una primera aproximación a la modelización de la eliminación de biomasa fitoplanctónica en HAFS. La aplicación del modelo $k-C^*$ queda justificada porque, al igual que los sólidos suspendidos o la materia orgánica particulada, se ha observado, en término medio, una disminución de la concentración de Cl α a lo largo del humedal, que bien podría aproximarse de manera simplificada a una cinética de primer orden. No obstante, en la literatura se recogen modelos más complejos (de tipo mecanicistas) que son empleados en lagos someros y en sistemas de lagunajes, y que podrían también aplicarse, con algunas modificaciones, a los HAFS. Algunos ejemplos de aplicaciones se pueden ver en Di Toro et al. (1971), Mesplé et al. (1995), Martín et al. (1998), Broekhuizen et al. (2012).

Tabla 6-116: Valores de las constantes cinéticas K (m año⁻¹) obtenidos por otros autores.

Fuente	Tipo HA	K _{SST}	K _{Pr}	K _{NIT}	K _{NiD}	K _{NO3}	K _{bio}
Kadlec (2006)	HAFS		12-73				
Coveney et al. (2002)	HAFS	107	63				
Kadlec & Wallace (2009)	HAFS		24 ^a				
Chen et al. (2015)	HAFS		16.1				
Stone et al. (2004)	HAFS		1.09 ^b	3.7			
Kadlec & Knight (1996)	HAFS y HAFSS	1000	12.1	4.69-21.49			34
Son et al. (2010)	HAFS	132-173	14.92-18.72 ^b	21.32-38.02 ^b			12 ^b
Braskerud et al. (2002a)	HAFS		214				
Moustafa et al. (1996)	HAFS		9.93			1.9	9.7 ^b
Jamieson et al. (2007)	HAFS	8.7					
Braskerud (2005)	HAFS		3-350				
Kadlec et al. (2012)	HAFS	41	9.2	3.9		101	23 ^b
Trang et al. (2010)	HAFSS	31-115	40-84				21-30
Babatunde et al. (2011)	HAFSS	223	80.1				272
Dunne et al. (2012; 2013)	HAFS	228	43	22			
Abe et al. (2014)	HAFS		18.8 ^c		10.3		
Bastviken et al. (2009)	HAFS					18.25-25.55	
Lin et al. (2008)	HAFS					8.76-50.37	
Beutel et al. (2009)	HAFS					142 . 149	
Comin et al. (1997)	HAFS						
Knight et al. (2000)	HAFS y HAFSS			3.65-27.38	3.65-109.5		22 ^b
Flemming & Horne (2006)	Lagunas superficiales			5-32		30.7-40.7	
Kadlec (2009)	HAFS			12.6			
Kadlec et al. (2010a)	HAFS					108-230 ^b	
Kadlec et al. (2010b)	HAFS					61	26-33

^a Promedio del valor obtenido en HA de climas cálidos y fríos.

^b K₂₀

^c Referido al PID.

En este estudio, todas las constantes calculadas, excepto la referente a la materia orgánica, están significativamente correlacionadas con la CH aplicada al sistema (Tabla 6-117, Figura 6-124), de acuerdo con otros autores (Coveney et al., 2002; Braskerud et al., 2002a; Jamieson et al., 2007; Trang et al., 2010; Chen et al., 2015). Esto nos permite estimar valores de K para las CH más altas. No obstante, se ha de tener especial cuidado con la extrapolación a CH más altas, ya que la constante K no depende de procesos biológicos e incrementar la CH puede tener efectos negativos sobre la comunidad vegetal, como por ejemplo si como resultado incrementa la profundidad de la lámina de agua (Kadlec & Wallace, 2009).

Tabla 6-117: Coeficientes de correlación de *Spearman* entre los valores de K (m año^{-1}) y las CH aplicadas al sistema (m año^{-1}).

	K_{SST}	K_{PT}	K_{NT}	K_{NID}	K_{NO_3}	K_{DQO}	K_{Cl_a}
CH	0.630**	0.728**	0.541**	0.307**	0.362**	0.321	0.504**

*Significativo al nivel $p < 0.05$

** Significativo al nivel $p < 0.01$

Dada la relación fuerte entre ambas variables, se procede a calcular el valor de K, que mejor ajusta, mediante la herramienta Solver, para cada conjunto de datos obtenidos para cada una de las CH promedio aplicadas al sistema. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 6-118.

Tabla 6-118: Valores de K (m año^{-1}) obtenidos para cada CH media aplicada al sistema.

CH (m año^{-1})	K_{SST}	K_{PT}	K_{NT}	K_{NID}	K_{NO_3}	K_{DQO}	K_{Cl_a}
7	7.28	6.14	12.65	27.83	29.51	4.37	18.41
25	29.57	36.98	24.39	35.00	31.63	15.65	64.27
32	72.93	60.29	43.04	49.00	46.62	17.48	52.63
58	118.82	106.37	37.78	47.74	46.95	27.32	73.45
27	26.75	29.93	26.20	39.82	54.34	12.49	22.98

En cuanto a la temperatura, solamente la K_{DQO} y la K_{Cl_a} están significativamente correlacionadas con este parámetro ($r=0.359$, $p < 0.05$ y $r=0.388$, $p < 0.01$; respectivamente). Por tanto, para ellas se calcula el valor de K_{20} a partir de la ecuación de Arrhenius (Figura 6-125; Tabla 6-119).

En el caso de la materia orgánica, el valor de θ superior a la unidad denota una mejora en la eliminación de la materia orgánica con la temperatura, a pesar de que como se ha visto en apartados anteriores, la evolución de la concentración de OD en la columna de agua es inversa a la de la temperatura y las condiciones de anoxia registradas en verano podrían haber limitado las tasas de degradación de la materia orgánica. Este resultado podría deberse a que solamente se han empleado valores de eliminaciones positivas para su cálculo, y las eliminaciones más altas se obtuvieron en las estaciones de primavera y otoño, con temperaturas más pronto cálidas que frías (Figura 6-93). No obstante, los procesos mediados en el humedal por microorganismos, como puede ser la degradación de la materia

orgánica biodegradable, mejoran al aumentar la temperatura. El valor de θ coincide con otros autores (Kadlec & Wallace, 2009).

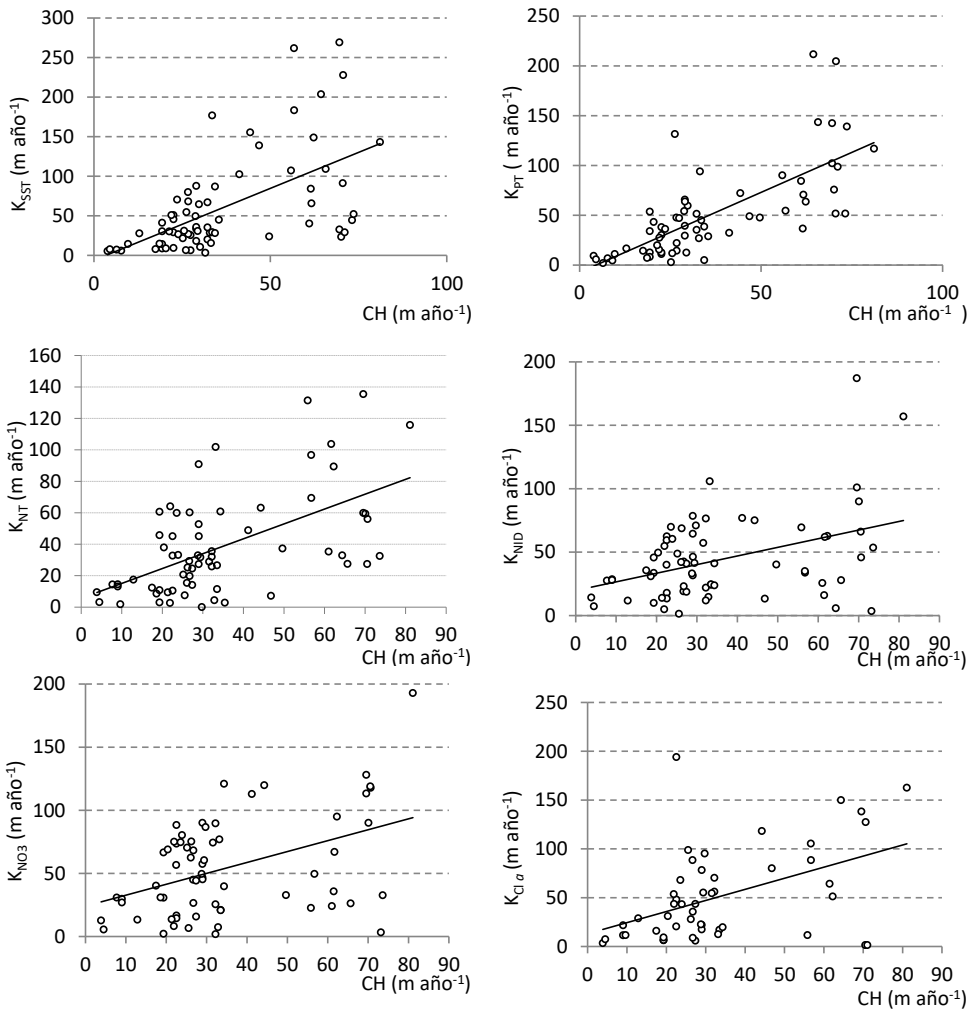


Figura 6-124: Relación entre la constante de primer orden, K, con la carga hidráulica (CH) aplicada a FG.

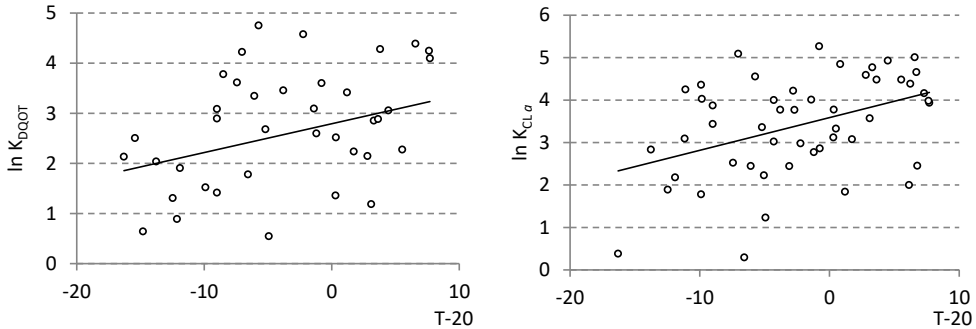


Figura 6-125: Dependencia de K con la temperatura (T) basado en la ecuación de Arrhenius. La línea negra representa la regresión lineal obtenida. Las unidades de K son m año^{-1} y la de la T son $^{\circ}\text{C}$.

Para la $Cl \alpha$ el valor de θ también es superior a la unidad, indicando de nuevo una mejora en la eliminación de la $Cl \alpha$ con la temperatura. Esto podría relacionarse con que solo se consideran las eliminaciones positivas (al igual que para la materia orgánica) y con la presencia de macrófitas (*efecto sombra* y competencia por los nutrientes) y la baja disponibilidad de NID y PID en el influente del humedal en los meses más cálidos. Esto podría explicar que la K obtenida con una CH de 25 m año^{-1} es superior a la obtenida con una CH de 32 m año^{-1} (Tabla 6-118.), pues la temperatura media no fue la misma en ambos casos, siendo de 21°C cuando el humedal operó con una CH de 25 m año^{-1} y de 13°C cuando operó a 32 m año^{-1} .

Tabla 6-119: Valores de K_{20} (m año^{-1}) y de θ obtenidos para la DQO_T y $Cl \alpha$ mediante la ecuación de regresión.

La pendiente es igual al $\ln \theta$ y la ordenada en el origen es igual al $\ln [K_{20}]$			
	Ecuación de regresión	$K_{20}(\text{m año}^{-1})$	θ
DQO_T	$\ln K_T = 2.791 + 0.057 \cdot (T - 20)$	16.30	1.06
$Cl \alpha$	$\ln K_T = 3.588 + 0.077 \cdot (T - 20)$	36.16	1.08

Las velocidades de sedimentación del fitoplancton varían dependiendo de la especie, de las condiciones fisiológicas y de las condiciones ambientales. Un valor típico de sedimentación de cianobacterias es 35.04 m año^{-1} (Margalef, 1983). La velocidad de sedimentación para sólidos planctónicos fue de 36.5 m año^{-1} en el lago Wind, WI (Kadlec & Knight, 1996). En este trabajo, el valor de K_{20} obtenido está muy próximo a los valores citados, lo que confiere mayor validez a los resultados obtenidos en el presente estudio.

Para las restantes variables, a pesar de que los valores de K no están correlacionados con la temperatura, se ha empleado el ajuste de mínimos cuadrados, mediante la herramienta Solver, para obtener el valor de K_{20} (Tabla 6-120).

La K_{20} de los SST y la del PT estimada es prácticamente la misma que la K_T , y el valor de θ entorno a la unidad, denotando la baja o nula relación de la K de estas variables con la temperatura, en línea con otros autores (Kadlec & Knight, 1996; Knight et al., 2000, Kadlec &

Reddy, 2001; Stone et al., 2002; Kadlec & Wallace 2009; Kadlec et al., 2012). Esto respondería a la poca influencia que la temperatura tiene sobre el proceso de sedimentación. Por tanto, a efectos de diseño de nuevos humedales se tomará el valor de la K_T .

En cambio, en la literatura es común encontrar relaciones entre K_{NID} y/o K_{NO_3} y la temperatura (Bastviken et al., 2009; Kadlec & Knight, 1996; Kadlec, 2005b; Kadlec & Reddy, 2001; Beutel et al., 2009; Abe et al., 2014; Bachand & Horne, 2000b; Kadlec et al., 2010a). En este estudio, se ha visto que la eliminación de N está muy influenciada por la estacionalidad en las concentraciones de entrada y, aunque en menor medida, en las concentraciones de oxígeno disuelto en la columna de agua. Estos efectos pueden enmascarar la dependencia con la temperatura. En este caso, el valor de θ para el NT, NID y $N-NO_3$ se ha tomado de la literatura (Kadlec & Knight, 1996; Kadlec, 2005b).

Tabla 6-120: Valores de K_{20} para el NT, NID y NO_3^- ($m\ año^{-1}$) obtenidos mediante la herramienta Solver y valores θ tomados de la bibliografía.

	NT	NID	NO_3^-
$K_{20} (m\ año^{-1})$	89.20	125.16	118.36
θ	1.09	1.09	1.09

En la Tabla 6-121 se presentan los valores obtenidos de K_{20} para cada CH media aplicada al sistema.

Tabla 6-121: Valores de K_{20} para el para el NT, NID, NO_3^- , DQO_T y $Cl\ a$ ($m\ año^{-1}$) obtenidos para cada CH media aplicada al sistema.

CH ($m\ año^{-1}$)	K_{NT}	K_{NID}	K_{NO_3}	K_{DQO}	$K_{Cl\ a}$
7	12.82	32.17	34.84	3.67	17.45
25	38.76	120.72	117.43	22.35	143.70
32	128.44	156.30	142.07	23.79	102.54
58	94.12	92.76	88.92	33.75	64.76
27	38.43	63.32	86.82	13.57	33.97



CONCLUSIONES

En este apartado se exponen las principales conclusiones del trabajo.

El estudio realizado en el sistema de humedales artificiales del Tancat de la Pipa en el Parque Natural de l'Albufera de Valencia durante cuatro años, entre 2009 y 2012, ha permitido demostrar que los HAFS son un instrumento para la mejora a gran escala de la calidad de las aguas procedentes de los ecosistemas acuáticos eutrofizados, reduciendo en mayor o menor medida las concentraciones de SST, PT, NT, DQO y Cl α .

En el caso concreto de los humedales artificiales del Tancat de la Pipa (HAFSTP), destaca la reducción de la concentración de PT (nutriente limitante en el lago AV) y de Cl α en el humedal FG, llegando a alcanzar a la salida valores propios de aguas mesotróficas.

Además de las aguas eutrofizadas, también se ha comprobado que estos sistemas son útiles para el control de la contaminación difusa (escorrentía agrícola, industrial y urbana), laminando los picos de nutrientes que se detectan, en determinadas épocas del año, en sus entradas.

Por tanto, en este estudio queda demostrada la versatilidad de los HAFS en el tratamiento de influentes altamente variables, tanto en términos de composición como en nivel de contaminación.

Con respecto a otras variables de calidad del agua como el contenido en sales, los HAFSTP no producen una alteración ambientalmente significativa de la conductividad del agua tratada, ya que ésta sólo se incrementó entre un 5-10%, dando lugar a valores dentro del rango habitual de las aguas del lago AV.

Por otro lado, se ha comprobado que equilibran los valores de pH desde valores pico entorno a 9, típicos de aguas hipertróficas, hasta valores medios de 7.4; lo cual supone una mejora ambiental muy importante para el desarrollo de los seres vivos.

Se ha comprobado estadísticamente que la concentración de entrada y la cobertura vegetal son los principales factores que afectan tanto a las concentraciones de los efluentes de los HAFSTP como a los rendimientos en la eliminación y a las cargas másicas eliminadas. En estas últimas, también la carga hidráulica y la carga másica de entrada son factores significativos. La temperatura y la concentración de oxígeno disuelto, aunque significativas, tienen una influencia menor.

La relación entre la carga másica eliminada con la carga másica de entrada y con la carga hidráulica es lineal, mostrando que en el periodo estudiado no se ha alcanzado el máximo de cargas aplicable a los humedales. Para la carga hidráulica, los valores que maximizan la carga

másica eliminada se han estimado en 75, 115 y 65 m año⁻¹ para los SST, PT y NT, respectivamente.

Aunque cabría esperar una mayor influencia de factores como la carga hidráulica, el tiempo de residencia hidráulico, la temperatura y la concentración de oxígeno disuelto sobre la eliminación de los contaminantes, algo común cuando se trata de aguas residuales urbanas (ARU), las características de las aguas de entrada a los HAFSTP (bajas concentraciones comparadas con ARU y con mayor variabilidad), minimizan esta influencia.

Se han obtenido diferencias muy importantes en las eliminaciones conseguidas por los distintos HAFSTP (FG, fp y F4), asociadas principalmente a las concentraciones de entrada, al grado de cobertura vegetal en cada celda y al diseño de las mismas (relación longitud: anchura, existencia o no de celdas en serie y disposición de las compuertas de entrada y salida del agua).

Así pues, los mejores resultados en eliminación de masa para SST (70%), PT (54%), DQO_T (12%) y Cl *a* (44%) se han alcanzado en FG. Esto responde principalmente a una mejor eliminación de la materia particulada en este humedal, con respecto a los otros dos. Por tanto, se pone de manifiesto que la configuración en flujo de pistón y la mayor cobertura vegetal del sistema FG han sido cruciales para su mayor eficiencia.

La dependencia de los procesos de sedimentación y resuspensión de sólidos suspendidos en la calidad del agua de salida se observa muy claramente en el PT, cuya eliminación es muy reducida en fp y F4; pero si se observan los resultados de PID se comprueba que su eliminación es muy similar en los tres HAFSTP.

En cuanto al NT, su eliminación es muy similar en los tres HAFSTP, siendo superior en F4 debido a una concentración más alta en la entrada. Este resultado muestra que los HAFSTP son más efectivos eliminando nutrientes inorgánicos, como el nitrógeno amoniacal y los nitratos, destacando las eliminaciones medias obtenidas para los N-NO₃⁻ de entre 38.69-109.21 g N m⁻² año⁻¹. Este resultado permite pensar en los HA como infraestructuras idóneas para reducir la contaminación difusa por nitratos.

Las eliminaciones más bajas se produjeron en el caso de la materia orgánica, siendo los HAFSTP productores de materia orgánica soluble. Hay que recordar que existe un incremento natural de la biomasa vegetal y que cuando ésta se descompone libera carbono al agua. De ahí se deduce la importancia del cosechado.

El análisis de la información sobre las concentraciones de entrada y la evidencia de variaciones estacionales en las eliminaciones conseguidas, ofrece la posibilidad de optimizar la operación del HA, a través del análisis de estrategias de gestión basadas en el reparto de caudales entre las distintas estaciones del año. En este sentido, los modelos de regresión

lineal múltiple desarrollados en esta tesis, se muestran como una herramienta sencilla y de fácil aplicación para ello, siempre teniendo en cuenta que su mayor utilidad se sitúa en los rangos de condiciones para los que se han obtenido.

Los otros modelos matemáticos, tipo K-C*, empleados en esta tesis, permiten trabajar en la fase de diseño para estimar el área necesaria del humedal que cumpla unos objetivos de calidad deseados o unos valores límite fijados para el efluente en la legislación vigente, en términos de concentración.

Ante la abundante bibliografía existente sobre valores de constantes cinéticas de primer orden (K) para las variables clásicas de calidad en aguas residuales urbanas, este es el primer estudio que aporta valores para la variable fitoplanctónica Cl α , la cual está siendo referencia en otros estudios. Los valores de K para el resto de variables de calidad del agua, también representan una aportación de gran interés para el diseño de nuevos sistemas destinados a recuperar ecosistemas acuáticos deteriorados.

Para el empleo de los modelos K-C* se ha determinado el valor de la concentración de fondo, aquella concentración mínima que de manera natural se mantiene en el humedal, de las distintas variables analizadas. Este valor es de suma importancia ya que va a marcar los límites de calidad de agua que podrá alcanzar el efluente del humedal a proyectar. Especialmente interesante es la C* para el PT, entre 0.042-0.077 mg L⁻¹ (dependiendo de la temperatura del agua) y de la Clorofila α , de 1.92 $\mu\text{g L}^{-1}$.

En este estudio, ha quedado demostrada la importancia de mantener una alta cobertura vegetal en los humedales destinados a depurar aguas eutróficas, al ponerse de manifiesto la significancia de esta variable. Los beneficios que la vegetación emergente ha aportado al tratamiento, han sido los siguientes:

- Efecto sombra. Demostrado por la destacable eliminación alcanzada de Cl α en las primeras celdas de los humedales FG y fp con coberturas vegetales de hasta el 100% durante los primeros meses del estudio.
- Favorece la sedimentación y mitiga la resuspensión de los sedimentos (principalmente asociada al viento y a la presencia de peces y aves en los humedales). Ello es clave en la eliminación de las fracciones particuladas, tal y como se ha visto en las bajas eficiencias alcanzadas en los humedales fp y F4.
- Consumo de nutrientes. Al contrario de lo que sucede cuando los HA se emplean para el tratamiento de ARU, en este caso es muy significativa la retirada de nutrientes por parte de la vegetación, especialmente a cargas de entrada inferiores a 16 g P m⁻² año⁻¹ y 141 g N m⁻² año⁻¹ y cuando existe una alta biomasa vegetal (en el entorno de 1.5 kg ms m⁻² o superior).
- Liberación de OD a la rizosfera. La existencia de condiciones aerobias han resultado ser importantes en la eliminación del PID y de los N-NO₃⁻.

- Aporte de carbono orgánico, que se ha comprobado que limita los rendimientos en la eliminación de DQO, pero que es importante para promover la desnitrificación.
- Sustrato para el desarrollo de la biopelícula bacteriana encargada de diversos procesos de eliminación de contaminantes.
- Fuente de alimento y refugio para las aves. Por ello, la elección de la vegetación es crucial en entornos como el Parque Natural de l'Albufera de Valencia. En este caso la enea ha resultado ser vulnerable a la depredación aviar.

Con respecto a la gestión diaria del los HA, se ha aportado una metodología para monitorizar de una manera sencilla su funcionamiento, como por ejemplo los SST a partir de mediciones de turbidez.

Como corolario de lo dicho hasta ahora, se pueden realizar una serie de recomendaciones para el diseño y operación de este tipo de sistemas:

- Establecer una densidad de vegetación inicial de 1 planta m^{-2} , para alcanzar rápidamente coberturas del 100%.
- No emplear eneas si existe posibilidad de presencia de depredadores (calamón común). En este caso se recomienda el carrizo.
- Se recomienda una profundidad media de la lámina de agua mínima de 20 cm.
- Varias celdas en serie con el fin de redistribuir el flujo y reducir las zonas muertas.
- Carga hidráulica entre 32-58 $m \text{ año}^{-1}$, dependiendo de las restricciones económicas en cuanto a costes de bombeo. Siempre que la cobertura vegetal se mantenga alta en el humedal, el trabajar con 58 $m \text{ año}^{-1}$ maximiza la eliminación (en términos de masa), sin perjudicar significativamente a las eficiencias de eliminación (en términos de porcentaje).
- Los valores anteriores resultan en un TRH teórico inferior a 1 día. Para aumentarlo, bastaría con incrementar la profundidad de la lámina de agua.
- Suponiendo un volumen anual determinado a tratar, resulta aconsejable introducir más caudal en invierno y en otoño para optimizar la eliminación de masa de fósforo, principal nutriente limitante en el caso del lago de l'Albufera de Valencia.
- Con la finalidad de maximizar la eliminación de PT, el sector FG podría llegar a tratar una CH de 115 $m \text{ año}^{-1}$, esto es, unos 5.6 Hm^3 al año; aproximadamente la cuarta parte del volumen del lago.

Las líneas futuras de investigación que se proponen se pueden clasificar en dos categorías: trabajos en el laboratorio y trabajos en el campo.

Trabajos en el laboratorio

Con respecto a los trabajos en el laboratorio se propone realizar estudios específicos sobre los efectos del secado en los sedimentos del humedal y sobre los aportes netos de nutrientes desde los sedimentos a la columna de agua, en condiciones normales.

Además, se propone una caracterización más detallada de las fracciones de P y N para así diferenciar entre el fósforo orgánico disuelto, fósforo orgánico particulado y fósforo inorgánico adsorbido a sólidos y en el caso del N, entre el nitrógeno orgánico particulado y disuelto.

Trabajos en el campo

Se propone, una vez se vuelva a alcanzar en el sistema una alta y homogénea cobertura vegetal, el establecimiento de una CH de 115 m año^{-1} . Para ello se llevará a cabo un aumento gradual y escalonado de la CH, desde 32 m año^{-1} hasta 115 m año^{-1} . La profundidad de la lámina de agua también se incrementará para mantener un TRH adecuado. Con esta CH se analizarán las cargas máxicas y los rendimientos alcanzados, lo que permitirá evaluar el efecto del incremento de la CH, hasta el máximo estimado en esta Tesis para el PT, sobre la masa eliminada y sobre la eficiencia del sistema, validando por tanto, las recomendaciones descritas anteriormente.

Además, para validar la CH de 115 m año^{-1} como umbral máximo aplicable a FG para la eliminación de PT, se incrementará la CH ligeramente (siempre en función de los costes de bombeo) y se analizarán las variaciones de cargas máxicas y rendimientos con respecto a la situación anterior.

Otra línea que se propone es validar la estrategia de gestión propuesta en el escenario 3 y comparar con los resultados obtenidos de mantener una CH estable durante todo un año.

En cuanto a los sedimentos del humedal, se propone realizar estudios detallados sobre la resuspensión de los mismos, para ajustar el balance de masas de los sólidos suspendidos y del fósforo, principalmente; así como estudiar los flujos de nutrientes desde el sedimento a la columna de agua.



GLOSARIO

AR: agua residual.

ARU: agua residual urbana.

BP: Barranco del Poyo

C_{ef}: concentración en el efluente (mg L⁻¹).

CH: carga hidráulica.

CHJ: Confederación Hidrográfica del Júcar.

CI: canal interior.

C_{in}: concentración en el influente (mg L⁻¹).

Cl *a*: clorofila *a*.

CMelim: carga másica eliminada.

CMinf: carga másica de entrada.

CVe: grado de cobertura vegetal.

DBO: demanda biológica de oxígeno.

DQO_p: demanda química de oxígeno particulada.

DQO_s: demanda química de oxígeno soluble.

DQO_T: demanda química de oxígeno total.

FG: humedal FG.

fp: humedal fp.

F4: humedal F4.

HAFS: humedales artificiales de flujo superficial.

HAFSS: humedales artificiales de flujo subsuperficial.

HAFSSH: humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal.

HAFSSH: humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical.

HAFSTP: humedales artificiales de flujo superficial del Tancat de la Pipa.

Lago AV: lago de l'Albufera de Valencia.

N-NH₄⁺: nitrógeno amoniacal medido como nitrógeno.

N-NO₂⁻: nitrito medido como nitrógeno.

N-NO₃⁻: nitrato medido como nitrógeno.

N: nitrógeno.

NID: nitrógeno inorgánico disuelto (N-NH₄⁺ + N-NO₂⁻ + N-NO₃⁻).

Norg: nitrógeno orgánico. Resulta de la diferencia entre el NT y el NID.

NT: nitrógeno total.

OD: oxígeno disuelto en la columna de agua (mg O L⁻¹).

P: fósforo.

PC: Puerto de Catarroja.

PID: fósforo inorgánico disuelto en la columna de agua (medido como P).

PNAV: Parque Natural de l'Albufera de Valencia.

POP: fósforo orgánico particulado disponible en la columna de agua.

PP: fósforo en forma particulada disponible en la columna de agua, ya sea orgánico o inorgánico. Conforman este grupo todo el P no ortofosfato incluyendo por tanto, también el fósforo orgánico disuelto.

PT: fósforo total, resultado de sumar el PID y el PP.

SST: sólidos suspendidos totales en la columna de agua.

T: temperatura de la columna de agua (°C)

TRH: tiempo de residencia hidráulico.



BIBLIOGRAFÍA

- Abe, K., Komada, M., Ookuma, A., Itahashi, S., Banzai, K. 2014. Purification performance of a shallow free-water-surface constructed wetland receiving secondary effluent for about 5 years. *Ecol. Eng.* 69, 126–133.
- Adey, W., Luckett, C., Jensen, K. 1993. Phosphorus removal from natural waters using controlled algal production. *Restor. Ecol.* 1, 29–39.
- Akratos, C.S. & Tsihrintzis, V.A., 2007. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 29, 173–191.
- Alexander, S., & McInnes, R. 2012. *Los beneficios de la restauración de humedales*. Notas de información científica y técnica de Ramsar nº 4. Gland, Suiza: Secretaría de Ramsar.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D. 1998. Crop evapotranspiration. FAO.
- Álvarez-Cobelas, M., P. Muñoz, A. Rubio & N. Prat. 1992. Current state of eutrophication in Spanish inland waters. *European Water Pollution Control*, 2(5): 27-32.
- Álvarez, J. A. & Becares, E. 2006. Seasonal decomposition of *Typha latifolia* in a free-water surface constructed wetland. *Ecol. Eng.*, 28(2), 99-105.
- Álvarez, J.A. & Becares, E. 2008. The effect of vegetation harvest on the operation of a surface flow constructed wetland. *Water SA* 34, 645–649.
- Amstrong, J., Jones, R.E., Armstrong, W. 2006. Rhizome phyllosphere oxygenation in *Phragmites* and other species in relation to redox potential, convective gas flow, submergence and aeration pathways. *New Phytologist*, 172, 719-730.
- Andersen, D.C., Sartoris, J.J., Thullen, J.S., Reusch, P.G. 2003. The effects of bird use on nutrient removal in a constructed wastewater treatment wetland. *Wetlands* 23:423–435.
- Anderson, J.N., Jeppesen, E., Sondergaard, M. 2005. Ecological effects of reduced nutrient loading (oligotrophication) on lakes: an introduction. *Freshwater Biol.* 50, 1589–1593.
- Andreu, V. & Gimeno-García, E. 1999. Evolution of heavy metals in marsh areas under rice farming. *Environ Pollut* 104:271-282.
- Angarita, J.P. 2010. Estimación del balance hídrico anual, en el humedal artificial del Tancat de la Pipa, con apoyo de modelos matemáticos de calidad de aguas, para contaminantes conservativos. Tesina final de master. Master en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Universitat Politècnica de València.

-
- Annadotter, H., Cronberg, G., Aagren, R., Lundstedt, B., Nilsson, P.-A., Ströbeck, S. 1999. Multiple techniques for lake restoration. *Hydrobiologia* 395, 77–85.
- APHA, 1991. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 17th ed. American Publish Health Association, Washington, DC, USA.
- ARM/2656/2008. Instrucción De Planificación Hidrológica. Boletín oficial del estado número 229 de 22 de septiembre de 2008, 38472-38582.
- Arroyo, P., Blanco, I., Cortijo, R., Calabuig, E.L., Ansola, G. 2013. Twelve-year performance of a constructed wetland for municipal wastewater treatment: water quality improvement, metal distribution in wastewater, sediments and vegetation. *Water Air Soil Pollut.* 224, 1762.
- Asaeda, T., Hai, D.N., Manatunge, J., Williams, D. Roberts, J. 2005. Latitudinal characteristics of below- and above-ground biomass of *Typha*: a modelling approach. *Ann Bot.* 96, 299-312.
- Babatunde, A.O., Zhao, Y.Q., Doyle, R.J., Rackard, S.M., Kumar, J.L.G., Hu, Y.S. 2011. On the fit of statistical and the k-C* models to projecting treatment performance in a constructed wetland system, *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 46(5), 490-499
- Babatunde, A.O., Zhao, Y.Q., O'Neill, M., O'Sullivan, B., 2008. Constructed wetlands for environmental pollution control: a review of developments, research and practice in Ireland. *Environ. Int.* 34, 116-126.
- Babourina, O., & Rengel, Z. 2011. Nitrogen removal from eutrophicated water by aquatic plants. En: Ansari, A.A., Gill, S.S., Lanza, G.R. Rast, W. (Eds.), *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*. Springer Publisher, Germany, pp. 355-372.
- Bachand, P.A.M. & Horne, A.J. 2000a. Denitrification in constructed free-water surface wetlands: I. Very high nitrate removal rates in a macrocosm study. *Ecol. Eng.* 14, 9-15.
- Bachand, P.A.M. & Horne, A.J. 2000b. Denitrification in constructed free-water surface wetlands: II. Effects of vegetation and temperature. *Ecol. Eng.* 14, 17-32.
- Baek, S.H., Shimode, S., Kikuchi, T. 2008. Growth of dinoflagellates, *Ceratium furca* and *Ceratium fusus* in Sagami Bay, Japan: the role of temperature, light intensity and photoperiod. *Harmful Algae* 7, 163–173.
- Baldwin D.S. & Mitchell A.M. 2000. The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river-floodplain systems: a synthesis. *Regulated Rivers: Research and Management* 16, 457–467.

-
- Baldwin, D.S. 1996. Effects of exposure to air and subsequent drying on the phosphate sorption characteristics of sediments from a eutrophic reservoir. *Limnol. Oceanogr.* 41, 1725–1732.
- Baldwin, D.S., Mitchell, A.M., Rees, G.N. 2000. The effects of in situ drying on sediment-phosphate interactions in sediments from an old wetland. *Hydrobiologia* 431, 3-12.
- Barbier E. B. 2011. Wetlands as natural assets. *Hydrological Sciences Journal* 56(8), 1360-1373.
- Bastviken, S.K., Weisner, S.E.B., Thiere, G., Svensson, J.M., Ehde, P.M., Tonderski, K.S. 2009. Effects of vegetation and hydraulic load on seasonal nitrate removal in treatment wetlands. *Ecol. Eng.* 35 (5), 946–952.
- Belda, E. 2015. Desarrollo de herramientas para el análisis y modelación de calidad de aguas en humedales. Aplicación en el ámbito del Parque Natural de la Albufera de Valencia. Trabajo Final de Máster de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Universitat Politècnica de València.
- Beutel., M.C., Newton, C.D., Brouillard, E.S., Watts, R.J. 2009. Nitrate removal in surface-flow constructed wetlands treating dilute agricultural runoff in the lower Yakima Basin, Washington. *Ecol. Eng.* 35, 1538-1546.
- Bing, J. & Jihua, C. 2009. Low technology systems for rural high turbid and eutrophic water treatment in Shanghai: constructed wetlands. *International Conference on Environmental Science and Information Application Technology*. DOI 10.1109/ESIAT.2009.459
- Bixquert, J. 2013. Estudio de la vegetación en el humedal artificial Tancat de la Pipa y en el Filtro Verde V-30: determinación de la biomasa vegetal y su contenido nutritivo, evaluación de la velocidad de crecimiento y asimilación de nutrientes. Tesina final de master. Master en Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Universitat Politècnica de València.
- BOE. 2006. Orden MAM/3207/2006, de 25 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción técnica complementaria MMA-EECC-1/06, determinaciones químicas y microbiológicas para el análisis de las aguas. *BOE* 250 (19 octubre 2006): 36326- 36439.
- Bojcevska, H. & Tonderski, K. 2007. Impact of loads, season and plant species on the performance of a tropical constructed wetland polishing effluent from sugar factory stabilization ponds. *Ecol. Eng.* 29, 66–76.
- Borin, M., & Tocchetto, D. 2007. Five year water and nitrogen balance for a constructed surface flow wetland treating agricultural drainage waters. *Science of the Total Environment* 380, 38-47.
- Borin, M. & Salvato, M. 2012. Effects of five macrophytes on nitrogen remediation and mass balance in wetland mesocosms. *Ecol. Eng.* 46, 34–42.

-
- Boyd J. & Banzhaf S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecol. Econ.* 63, 616-626.
- Boyd, C.E. 1970. Vascular aquatic plants for mineral nutrient removal from polluted waters. *Econ. Bot.* 24(1), 95-103.
- Braskerud B.C. 2001a. Clay particle retention in small constructed wetlands. *Journal Environmental Quality* 30(4),1447–1457.
- Braskerud, B.C. 2001b. The influence of vegetation on sedimentation and resuspension of soil particles in small constructed wetlands. *J. Environ. Qual.* 30, 1447–1457.
- Braskerud, B.C. 2002a. Factors affecting phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecol. Eng.* 19(1), 41–61.
- Braskerud B.C. 2002b. Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecol. Eng.* 18, 351-370.
- Braskerud, B.C., Tonderski, K.S., Wedding, B., Bakke, R., Blankenberg, A.G., Ulén, B., Hoskiah, J. 2005. Can constructed wetlands reduce the diffuse phosphorus loads to eutrophic water in cold temperate regions? *J Environ Qual.* 34, 2145–2155.
- Brezinova , T. & J. Vymazal, 2015. Nitrogen standing stock in *Phragmites australis* growing in constructed wetlands – Do we evaluate it correctly? *Ecol. Eng.* 74, 286–289.
- Brix, H. 1994a. Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives. *Water Sci. Technol.* 30, 209–23.
- Brix, H. 1994b. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Sci. Technol.* 29, 71–78.
- Brix, H. 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Sci. Technol.* 35: 11–17.
- Brix, H. 1999. The European research project on reed die-back and progression (EUREED). *Limnologica* 29, 5–10.
- Broekhuizen, N., Park, J.B.K., McBride, G.B., Craggs, R.J. 2012. Modification, calibration and verification of the IWA River Water Quality Model to simulate a pilot-scale high rate algal pond. *Water Res.* 46 (9), 2911-2926.
- Brueske, C.C. & Barrett, G.W. 1994. Effects of vegetation and hydrologic load on sedimentation patterns in experimental wetland ecosystems. *Ecol. Eng.* 3, 429-447.
- Carignan, R. & Kalff, J. 1980. Phosphorus source for aquatic weeds: Water or sediments? *Science.* 207(4434), 987-989.

-
- 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, 559-568.
- Chapra, S.C. 1997. *Surface Water-Quality Modeling*. McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering.
- Chavan, V.P., Dennet, K.E., Marchand E.A. 2008. Behaviour of pilot-scale constructed wetlands in removing nutrients and sediments under varying environmental conditions. *Water Air Soil Pollut.* 192, 239-250.
- Chen, H., 2011. Surface-flow constructed treatment wetlands for pollutant removal: applications and perspectives. *Wetlands* 31, 805–814.
- Chen, H., Ivanoff, D., Pietro, K. 2015. Long-term phosphorus removal in the Everglades stormwater treatment areas of South Florida in the United States. *Ecol. Eng.* 79, 158–168.
- Chen, X., He, S., Huang, Y., Kong, H., Lin, Y., Li, C., Zeng, G. 2009b. Laboratory investigation of reducing two algae from eutrophic water treated with light-shading plus aeration. *Chemosphere* 76, 1303–1307.
- Chen, X., Huang, X., He, S., Yu, X., Sun, M., Wang, X., Kong, H. 2013. Pilot-scale study on preserving eutrophic landscape pond water with a combined recycling purification system. *Ecol. Eng.* 61, 383–389.
- Chen, X.C., Kong, H.N., He, S.B., Wu, D.Y., Li, C.J., Huang, X.C. 2009a. Reducing harmful algae in raw water by light-shading. *Process Biochemistry* 44, 357– 360.
- Chimney, M.J. & Goforth, G. 2006. History and description of the Everglades nutrient removal project, a subtropical constructed wetland in south Florida (USA). *Ecol. Eng.* 27, 268–278.
- Chimney, M.J. & Pietro, K.C. 2006. Decomposition of macrophyte litter in a subtropical constructed wetland in south Florida. *Ecol. Eng.* 27, 301-321.
- CHJ. 2012. (Ed.). Memoria de investigación del Tancat de la Pipa. Confederación hidrográfica del Júcar.
- CHJ. 1997. Confederación hidrográfica del Júcar. Plan Hidrológico del Júcar .
- CHJ. 2014. Memoria Plan Hidrológico del Júcar. Ciclo de Planificación hidrológica 2015-2021. Confederación hidrográfica del Júcar. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

-
- Ciria, M.P., Solano M.L., Soriano, P. 2005. Role of macrophyte *Typha latifolia* in a constructed wetland for wastewater treatment and assessment of its potential as a biomass fuel. *Biosystems Engineering* 92, 535–544.
- Comín, F. A., J. A. Romero, O. Hernández and M. Menéndez. 2001. Restoration of wetlands from abandoned rice fields for nutrient removal, and biological community and landscape diversity. *Restoration Ecology* 9, 201–208.
- Comín, F.A., Romero, J.A., Astorga, V., Garcia, G. 1997. Nitrogen removal and cycling in restored wetlands used as filters of nutrients for agricultural runoff. *Water Sci. Technol.* 35(5), 255–261.
- Conley, L.M., Dick, R.I., Lion, L.W. 1991. An Assessment of the Root Zone Method of Wastewater Treatment. *Res. J. Wat. Poll. Control. Fed.* 63, 239-247.
- Cooke, D.G., Welch, E.B., Peterson, S.A., Nichols, S.A. 2005. Restoration and management of lakes and reservoirs. Boca Raton: CRC Press.
- Corstanje, R., Reddy, K.R., Portier, K.M. 2006. *Typha latifolia* and *Cladium jamaicense* litter decay in response to exogenous nutrient enrichment. *Aquatic Bot.* 84, 70–78.
- Costanza, R., d’Arge, R., de Groot, R., Farberk, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg K., Naeem, S., O’Neill, V. R., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M. 1997. The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253-260.
- Coveney, M.F., Stites, D.L., Lowe, E.F., Battoe, L.E., Conrow, R. 2002. Nutrient removal from eutrophic lake water by wetland filtration. *Ecol. Eng.* 19, 141–159.
- Craft, C.B. 1997. Dynamics of nitrogen and phosphorus retention during wetland ecosystem succession. *Wetl. Ecol. Manag.* 4, 177–187.
- Crites, R. & Tchobanoglous, G. 1998. Small and Decentralized Wastewater Management Systems. McGraw-Hill. New York.
- Cui, M. & Caldwell, M. 1997. A large ephemeral release of nitrogen upon wetting of dry soil and corresponding root responses in the field. *Plant Soil* 191, 291–299
- Dafauce, C. 1975. La Albufera de Valencia. Un estudio piloto. *Monografías ICONA*, 4, 1-127.
- Davidson, N.C. 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65(10), 934–941.
- Davis, S.M. 1990. Growth, Decomposition and Nutrient Retention of Sawgrass and Cattail in the Everglades. Technical Publ. 90-03, South Florida Water Management District West Palm Beach, West Palm Beach, FL.

- DeBusk, T.A., Grace, K.A., Dierberg, F.E., Jackson, S.D., Chimney, M.J., Gu, B. 2004. An investigation of the limits of phosphorus removal in wetlands: a mesocosm study of a shallow periphyton-dominated treatment system. *Ecol. Eng.* 23, 1–14.
- Di Toro, D.M., O'Connor, D.G., Thomann, R.V. 1971. A dynamic model of the phytoplankton population in the Sacramento-San Joaquin Delta. *Adv. Chem. Ser.* pp. 90–101.
- Diaz, F.J., O'Geen, A.T., Dahlgren, R.A. 2012. Agricultural pollutant removal by constructed wetlands: implications for water management and design. *Agric. Water Manage.* 104, 171–183.
- Diaz, O.A., Reddy, K.R., Moore Jr, P.A. 1994. Solubility of inorganic phosphorus in stream water as influenced by pH and calcium concentration. *Water Res.* 28, 1755-1763.
- Dieter, C.D. 1990. The importance of emergent vegetation in reducing sediment resuspension in wetlands. *J. Freshwat. Ecol.* 5, 467–473.
- Dillon, P.J. 1975. The phosphorus budget of Cameron Lake, Ontario: The importance of flushing rate to the degree of eutrophy of lakes. *Limnology and Oceanography* 20, 28–39.
- Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.
- Directiva 91/271/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1991 sobre tratamiento de las aguas residuales urbanas.
- Directiva 91/676/CEE del Consejo, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura.
- Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres.
- Dodds, W.K. 2003. The role of periphyton in phosphorus retention in shallow freshwater aquatic systems. *Journal of Phycology* 39, 840–849.
- Duarte, P. 1995. A mechanistic model of the effects of light and temperature on algal primary productivity. *Ecol Model.* 82, 151-160.
- Dunne, E.J., Coveney, M.F., Marzolf, E.R., Hoge, V.R., Conrow, R., Naleway, R. 2012. Efficacy of a large-scale constructed wetland to remove phosphorus and suspended solids from lake Apopka, Florida. *Ecol. Eng.* 42, 90-100.
- Dunne, E.J., Coveney, M.F., Marzolf, E.R., Hoge, V.R., Conrow, R., Naleway, R., Lowe, E.F., Battoe, L.E., Inglett, P.W. 2013. Nitrogen dynamics of a large-scale constructed wetland used to remove excess nitrogen from eutrophic lake water. *Ecol. Eng.* 61, 224-234.

- Dunne, E.J., Coveney, M.F., Hoge, V.R., Conrow, R., Naleway, R., Lowe, E.F., Battoe, L.E., Wang, Y. 2015. Phosphorus removal performance of a large-scale constructed treatment wetland receiving eutrophic lake water. *Ecol. Eng.* 79, 132–142.
- Dunne, E.J., Culleton, N., O'Donovan, G., Harrington, R., Daly, K. 2005. Phosphorus retention and sorption by constructed wetland soils in Southeast Ireland. *Water Res.* 39, 4355–4362.
- Dunne, E.J. & Reddy, K.R. 2005. Phosphorus biogeochemistry of wetlands in agricultural watersheds. In E.J. Dunne, K.R. Reddy, O.T. Carton (Eds.), *Nutrient management agricultural watersheds: a wetland solution*. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, The Netherlands (2005), pp.105-119.
- Edmondson W.T. 1994. Sixty Years of Lake Washington: a Curriculum Vitae. *Lake and Reservoir Management*, 10(2) 75-84
- EEA (European Environment Agency). 2010. Ecosystem accounting and the cost of biodiversity losses. The case of coastal. Mediterranean wetlands. EEA Technical Report No 3/2010.
- Emery, S.L. & Perry, J.A. 1996. Decomposition rates and phosphorus concentrations of purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) and cattail (*Typha* spp.) in fourteen Minnesota wetlands. *Hydrobiologia*. 323: 129-138.
- Engloner, A.I. 2009. Structure, growth dynamics and biomass of reed (*Phragmites australis*)- A review. *Flora* 204, 331-346.
- EPTI, 2013. Esquema provisional de temas importantes del segundo ciclo de planificación hidrológica: 2015-2021. Confederación hidrográfica del Júcar. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Erler, D.V., Tait, D., Eyre, B.D., Bingham, M. 2011. Observations of nitrogen and phosphorus biogeochemistry in a surface flow constructed wetland. *Sci Total Environ.* 409, 5359-5367.
- Fenessey, M.S., Brueske, C.C., Mitsch, W.J. 1994. Sediment deposition patterns in restored freshwater wetlands using sediments traps. *Ecol. Eng.* 3, 409-428.
- Fink, D.F. & Mitsch, W.J. 2004. Seasonal and storm event nutrient removal by a created wetland in an agricultural watershed. *Ecol. Eng.* 23, 313–325.
- Fisher, F., Stratford, C.J., Buckton, S. 2009. Variation in nutrient removal in three wetland blocks in relation to vegetation composition, inflow nutrient concentration and hydraulic loading. *Ecol. Eng.* 35, 1387–1394.
- Fleischer, S., Gustafson, A., Joelsson, A., Pansar, J., Stibe, L. 1994. Nitrogen removal in created ponds. *Ambio* 23, 349–357.

- Fleming-Singer, M.S. & Horne, A.J. 2006. Balancing wildlife needs and nitrate removal in constructed wetlands: The case of the Irvine Ranch Water District's San Joaquin Wildlife Sanctuary. *Ecol. Eng.* 26, 147-166.
- Fogli, S., Marchesini, R., Gerdol, R. 2002. Reed (*Phragmites australis*) decline in a brackish wetland in Italy. *Marine Environmental Research* 53, 465–479.
- Furnmai, H. & Ohgaki, S. 1989. Absorption-desorption of phosphorus by lake sediments under anaerobic conditions. *Water Res.* 23(6), 677-683.
- García-García, V., Gómez, R., Vidal-Abarca, M.R., Suárez, M.L. 2009. Nitrogen retention in natural Mediterranean wetland-streams affected by agricultural runoff. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 13, 2359–2371
- García-Lledó, A., Ruiz-Rueda, O., Vilar-Sanz, A., Sala, L., Bañeras, L. 2011. Nitrogen removal efficiencies in a free water surface constructed wetland in relation to plant coverage. *Ecol. Eng.* 37, 678–684.
- García, J. & Corzo, A. 2008. Depuración con humedales construidos. Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial. Barcelona: Departamento de Ingeniería Hidráulica, Marítima y Ambiental de la Universidad Politécnica de Catalunya.
- García, J., Green, B.F., Lundquist, T., Mujeriego, R., Hernández-Mariné, M., Oswald, W.J. 2006. Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. *Bioresource Technol.* 97, 1709–1715.
- Gardner, R.C., Barchiesi, S., Beltrame, C., Finlayson, C.M., Galewski, T., Harrison, I., Paganini, M., Perennou, C., Pritchard, D.E., Rosenqvist, A., Walpole, M. 2015. *State of the World's Wetlands and their Services to People : A compilation of recent analyses*. Ramsar Briefing Note no. 7. Gland, Switzerland : Ramsar Convention Secretariat.
- Gersberg R. M., Elkins B. V., Goldman C. R. 1983. Nitrogen removal in artificial wetlands. *Water Res.* 17, 1009-1014.
- Gersberg, R. J., Elking, B. V., Lyong, S. R. and Goldman, C. R. 1986. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Water Res.* 20, 363-367.
- González, J., Alvir, M.R., Rodríguez, C.A., Roza, B. 2000. Estudio preliminar del valor nutritivo para rumiantes de la enea (*Typha latifolia*) y del esparganio (*Sparganium* sp.). En XXV Jornadas Científicas y IV Internacionales de la Sociedad Española de Ovinotecnia y Caprinotecnia. Teruel, 28, 29 y 30 de septiembre del 2000 / coord. por Isidro Sierra Alfranca, Fernando Guillén Pérez, Itziar Garitano Iriondo, A. Rodríguez, Manuel Delgado-Pertíñez, pp. 291-293

- Gottschall, N., Boutin, C., Crolla, A., Kinsley, C., Champagne, P. 2007. The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. *Ecol. Eng.* 29, 154–163.
- Grace, J.B. & Wetzel R.G. 1981. Habitat partitioning and competitive displacement in cattails (*Typha*): experimental field studies. *Am. Nat.* 118 (4), 463-474.
- Groffman, P.M. & Tiedje, J.M. 1988. Denitrification hysteresis during wetting and drying cycles in soil. *Soil Sci Soc Am J.* 52, 1626– 1629
- Gschlößl, T., Steinmann, C., Schleypen, P., Melzer, A. 1998. Constructed wetlands for effluent polishing of lagoons. *Wat. Res.* 32, 2639–2649.
- Gu, B. & Dreschel, T. 2008. Effects of plant community and phosphorus loading rate on constructed wetland performance in Florida, USA. *Wetlands.* 28, pp. 81–91.
- Guardo, M., Fink, L., Fontaine, T.D., Newman, S., Chimney, M., Bearzotti, R., Goforth, G. 1995. Large-scale constructed wetlands for nutrient removal from stormwater runoff: an Everglades restoration project. *Environ Manage.* 19, 879–89
- Guirado Valiente, S. 2009. Estudio de la evolución del aporte de nutrientes generados por descomposición de la biomasa planctónica de La Albufera de Valencia. Influencia de la radiación solar. Ejercicio Final de Carrera. Universidad Politécnica de Valencia.
- Haberl, R., Grego, S., Langergraber, G., Kadlec, R.H., Cicalini, A.-R., Martins Dias, S., Novais, J.M., Aubert, S., Gerth, A., Thomas, H., Hebner, A. 2003. Constructed wetlands for the treatment of organic pollutants. *J. Soils Sediments* 3(2), 109–124.
- Hammer, D.A. & Bastian, R.K. 1989. Wetland ecosystems: Natural water purifiers?. En, *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural*. Hammer, D.A., Ed. Lewis Publishers: Chelsea, MI, USA, pp. 5-20.
- Hammer, D.A. 1992. Designing constructed wetlands systems to treat agricultural non-point source pollution. *Ecol. Eng.* 1, 49–82.
- Hartley, A.M., House, W.A., Callow M.E., Leadbeater B.S.C. 1997. Coprecipitation of phosphate with calcite in the presence of photosynthesizing green algae. *Water Res.* 31,9, 2261-2268.
- He, Q. & Mankin, K. 2002. Performance variations of COD and nitrogen removal by vegetated submerged bed wetlands. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 38, 1679–1689.
- He, S.B., Yan, L., Kong, H.N., Liu, Z.M., Wu, D.Y., Hu, Z.B. 2007. Treatment efficiencies of constructed wetlands for eutrophic landscape river water. *Pedosphere* 17 (4), 522–528.

-
- Hernández-Crespo, C. 2013. Evaluación del contenido de Sulfuros Ácidos Volátiles y Metales Extraídos Simultáneamente en los sedimentos de l'Albufera de Valencia. Modelación matemática de procesos biogeoquímicos en el perfil del sedimento. Tesis Doctoral. Universitat Politècnica de València.
- Hernández-Crespo, C., Gargallo, S., Benedito-Durá, V., Nácher-Rodríguez, B., Rodrigo-Alacreu, M.A., Martín, M. 2017. Performance of surface and subsurface flow constructed wetlands treating eutrophic waters. *Science of The Total Environment* 595, 584–593.
- Hernández-Crespo, C., Oliver, N., Bixquert, J., Gargallo, S., Martín, M. 2015. Comparison of three plants in a surface flow constructed wetland treating eutrophic water in a Mediterranean climate. *Hydrobiologia* 774, 183-192.
- Herrera Melian, J.A., Araña, J., González Díaz, O., Aguiar Bujalance, M.E., Doña Rodríguez, J.M. 2009. Effect of stone filters in a pond–wetland system treating raw wastewater from a university campus. *Desalination*, 237, 277–284.
- Hey, D.L., Kenimer, A.L., Barrett, K.R. 1994. Water quality improvement by four experimental wetlands. *Ecol. Eng.* 3(4), 381-397.
- Hickey, C.W & Gibbs, M.M. 2009. Lake sediment phosphorus release management—Decision support and risk assessment framework, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 43:3, 819-856.
- Horppila, J. & Nurminen, L. 2001. The effect of an emergent macrophyte (*Typha angustifolia*) on sediment resuspension in a shallow north temperate lake. *Freshwater Biol.* 46, 1447–1455.
- Horppila, J. & Nurminen, L. 2005. Effects of different macrophyte growth forms on sediment and P resuspension in a shallow lake. *Hydrobiologia.* 545, 167-175.
- Hsueh, M.L., Yang, L., Hsieh, L.Y., Lin, H.J. 2014. Nitrogen removal along the treatment cells of a free-water surface constructed wetland in subtropical Taiwan. *Ecol. Eng.* 73, 579–587.
- Hu, M.H., Ao, Y.S., Yang, X.E., Li, T.Q. 2008. Treating eutrophic water for nutrient reduction using an aquatic macrophyte (*Ipomoea aquatica* Forsskal) in a deep flow technique system. *Agric. Water Manage.* 95, 607-615.
- Huang, J., Reneau, R., Hageborn, C. 2000. Nitrogen removal in constructed wetlands employed to treat domestic wastewater. *Water Res.* 34, 2582–2588.
- Huang, Y.P., Kuo, W.C., Lee, C.H Ting, C.S., Hsieh, H.H. 2007. River water quality improvement using a large- scale constructed wetland in southern taiwan. *J. Environ. Eng. Manage.*, 17(4), 277-281.

-
- Hume, N.P., Fleming, M.S., Horne, A.J., 2002. Plant carbohydrate limitation on nitrate reduction in wetland microcosms. *Water Res.* 36 (3), 577–584.
- Ibekwe, A.M., Lyon, S.R., Leddy, M., Jacobson-Meyers, M. 2007. Impact of plant density and microbial composition on water quality from a free water surface constructed wetland. *J. Appl. Microbiol.* 102, 921–936.
- ISO 11905-1:1997. Water quality. Determination of nitrogen. Part 1: Method using oxidative digestion with peroxodisulfate.
- ISO 15705:2002. Water quality. Determination of the chemical oxygen demand index (ST-COD). Small-scale sealed-tube method.
- ISO 6878-1:1986. Water quality. Determination of phosphorus. Part 1: Ammonium molybdate spectrometric method.
- ISO 7150-1:1984. Water quality. Determination of ammonium. Part 1: Manual spectrometric method.
- James, W.F. & Barko, J.W. 2004. Sediment resuspension and light attenuation in Peoria Lake: can macrophytes improve water quality in this shallow system? *Hydrobiologia* 515, 193–201.
- Jamieson, R., Gordon, R., Wheeler, N., Smith, E., Stratton, G., Madani, A. 2007. Determination of first order rate constants for wetlands treating livestock wastewater in cold climates. *J. Environ. Eng. Sci.* 6, 65-72.
- Jaques, N. & Pinto, P. 1997. Seasonal differences in the decomposition of *Typha angustifolia* leaves in a Mediterranean river. *Limnetica.* 13 (2), 10-23.
- Jeffrey, S.W. & Humphrey, G.P. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanzen.* 19, 191–194.
- Jeppesen, E., Meerhoff, M., Jakobsen, B.A., Hansen, R.S., Søndergaard, M., Jensen, J.P., Lauridsen, T.L., Mazzeo, N., Branco, C. 2007a. Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation-the successful strategy depends on lake size and climate. *Hydrobiologia* 581, 269–288.
- Jeppesen, E., Søndergaard, E., Sortkjer, O., Mortensen, E., Kristensen, P. 1990. Interactions between phytoplankton, zooplankton and fish in a shallow hypertrophic lake: a study of phytoplankton collapses in Lake Sobygaard, Denmark. *Hydrobiologia* 191, 149–164.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J.P. 2003. Recovery from Eutrophication: Global perspectives. En Kumagai, M., Vincent, W.F. (eds), *Freshwater management—global versus local perspectives.* Springer, Tokyo, Capitulo 5.1, 135–152.

-
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J.P., Havens, K., Anneville, O., Carvalho, L., Coveney, M.F., Deneke, R., Dokulil, M.T., Foy, B., Gerdeaux, D., Hampton, S.E., Hilt, S., Kangur, K., Kohler, J., Lammens, E., Lauridsen, T.L., Manca, M., Miracle, R., Moss, B., Noges, P., Persson, G., Phillips, G., Portielje, R., Romo, S., Schelske, C.L., Straile, D., Tatrai, I., Willén, E., Winder, M. 2005. Lake responses to reduced nutrient loading - an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biol.* 50, 1747-1771.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M., Meerhoff, M., Lauridsen, T.L., Jensen, J.P. 2007b. Shallow lake restoration by nutrient loading reduction: Some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia* 584, 239–252.
- Jia, H.F, Sun, Z.X., Li, G.H. 2014. A four-stage constructed wetland system for treating polluted water from an urban river. *Ecol. Eng.* 71: 48-55.
- Jiang, C.L., Fan, X.Q., Cui, G.B., Zhang, Y.B. 2007. Removal of agricultural non-point source pollutants by ditch wetlands: implications for lake eutrophication control. *Hydrobiologia* 581, 319–327
- Jing, S.R. & Lin, Y.F. 2004. Seasonal effect on ammonia nitrogen removal by constructed wetland treating polluted river water in southern Taiwan. *Environ. Pollut.* 127, 291–301.
- Jing, S.R., Lin, Y.F., Lee, D.Y., Wang, T.W. 2001a. Nutrient removal from polluted river water by using constructed wetlands. *Bioresour. Technol.* 76, 131–135.
- Jing, S.R., Lin, Y.F., Lee, D.Y., Wang, T.W. 2001b. Using constructed wetland systems to remove solids from highly polluted river water. *Water Sci. Technol.—Water Supply* 1(1),89–96.
- Jordan, T.E., Whigham, D.F., Hofmockel, K.H., Pittek, M.A. 2003. Nutrient and sediment removal by a restored wetland receiving agricultural runoff. *J. Environ. Qual.* 32, 1534–1547.
- Juang, D.F. & Chen, P.C. 2007. Treatment of polluted river water by a new constructed wetland. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 4(4), 481–488.
- Jurado García, D. 1999. Diseño de un Sistema de Tratamiento Mediante Plantas Macrófitas de las Aguas de Lagos Altamente Eutrofizados. Aplicación al Tratamiento de Aguas del Lago de la Albufera de Valencia. Ejercicio Final de Carrera. Universidad Politécnica de Valencia.
- Juston, J. & DeBusk, T.A. 2006. Phosphorus mass load and outflow concentration relationships in stormwater treatment areas for Everglades restoration. *Ecol. Eng.* 26, 206–223.
- Kadlec R.H. & Wallace S.D. 2009. *Treatment Wetlands*, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton,FL.
- Kadlec R.H. 1997. Deterministic and stochastic aspects of constructed wetland performance and design. *Water Sci Technol.* 35(5),149–56.
- Kadlec R.H. 2009. Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands. *Ecol. Eng.* 35, 159–74.

- Kadlec, R.H. & Hey, D.L. 1994. Constructed wetlands for river water quality improvement. *Water Sci. Technol.* 29(4):159–168.
- Kadlec, R.H. & Knight, R.L. 1996. *Treatment wetlands*. CRC/Lewis Publishers, Boca Raton FL.
- Kadlec, R.H. 1999a. Chemical, physical and biological cycles in treatment wetlands. *Water Sci Technol.* 40, 37–44.
- Kadlec, R.H. 1999b. The limits of phosphorus removal in wetlands. *Wetlands Ecology and Management* 7, 165–175.
- Kadlec, R.H. 2005a. Phosphorus removal in emergent free surface wetlands. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng.* 40 (6-7), 1293–1306.
- Kadlec, R.H. 2005b. Nitrogen farming for pollution control. *J. Environ. Sci. Health Part A: Environ. Sci. Eng.* 40, 1307–1330.
- Kadlec, R.H. 2006. Free surface wetlands for phosphorus removal: the position of the Everglades Nutrient Removal Project. *Ecol. Eng.* 27, 361–379.
- Kadlec, R.H. 2000. The inadequacy of first-order treatment wetland models, *Ecological Engineering*, 15, 105–119.
- Kadlec, R.H., Bays, J.S., Mokry, L.E., Andrews, S., Ernst, M.R. 2011. Performance analysis of the Richland-Chambers treatment wetlands. *Ecol. Eng.* 37, 176-190.
- Kadlec, R.H., Pries, J., Lee, K. 2012. The Brighton treatment wetlands. *Ecol. Eng.* 47, 56-70.
- Kadlec, R.H. & Reddy, K.R. 2001. Temperature effects in treatment wetlands. *Water Environ. Res.* 73, 543-557.
- Kadlec, R.H., Roy, S.B., Cuvellier C., Stober, T. 2010b. Performance of the Columbia, Missouri, treatment wetland. *Ecol. Eng.* 36, 672–684.
- Kadlec, R.H., Roy, S.B., Munson, R.K., Charlton, S., Brownlie, W. 2010a. Water quality performance of treatment wetlands in the Imperial Valley, California. *Ecol. Eng.* 36(8), 1093–1107.
- Kagalou, I., Papastergiadou, E., Leonardos, I. 2008. Long term changes on eutro- pication process in a shallow Mediterranean lake ecosystem of W. Greece: response after the reduction of external load. *Journal of Environmental Management* 87, 497–506.
- Karathanasis, A.D., Potter, C.L., Coyne, M.S. 2003. Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecol. Eng.* 20, 157-169.

-
- Kayranli, B., Scholz, M., Mustafa, A., Hedmark, Å. 2010. Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands: a critical review. *Wetlands*, 30(1), 111-124.
- Kim, Y. & Kim, W.J., 2000. Roles of water hyacinths and their roots for reducing algal concentration in the effluent from waste stabilization ponds. *Water Res.* 34 (13), 3285–3294.
- Kivaisi, A.K. 2001. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecol. Eng.* 16 (4), 545–560.
- Knight, R.L., Payne, Jr. V.W.E, Borer, R.E., Clarke, Jr.R.A., Pries J.H. 2000. Constructed wetlands for livestock wastewater management. *Ecol. Eng.* 15, 41 – 55.
- Koottatep, T. & Polprasert, C. 1997. Role of plant uptake on nitrogen removal in constructed wetlands located in the tropics. *Water Science & Technology* 36 (12), 1-8.
- Koskiaho, J. 2003. Flow velocity retardation and sediment retention in two constructed wetland-ponds. *Ecol. Eng.* 19, 325–337.
- Koskiaho, J., Ekholm, P., Rätty, M., Riihimäki, J., Puustinen, M. 2003. Retaining agricultural nutrients in constructed wetlands- experiences under boreal conditions. *Ecol. Eng.* 20, 89–103.
- Kotti, I.P., Gikas, G.D., Tsihrintzis, V.A. 2010. Effect of operational and design parameters on removal efficiency of pilot-scale FWS constructed wetlands and comparison with HSF systems. *Ecol. Eng.* 36, 862–875.
- Kovacic, D.A., Richard, M.T., Wallace, M.P., Bowling, J.M. 2006. Use of created wetlands to improve water quality in the Midwest- Lake Bloomington case study. *Ecol. Eng.* 28, 258–270.
- Kuschik, P., Wießner, A., Kappelmeyer, U., Weißbrodt, E., Kästner, M., Stottmeister, U. 2003. Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate. *Water Res.* 37(17), 4236–4242.
- Langergraber, G. & Šimůnek, J. 2006. The multi-component reactive transport module CW2D for constructed wetlands for the HYDRUS Software Package. *Hydrus Software Series 2*. Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, CA, USA.
- Langergraber, G. 2001. Development of a simulation tool for subsurface flow constructed wetlands. *Wiener Mitteilungen, Viena*, vol. 169, pp. 207.
- Langergraber, G. 2003. Simulation of subsurface flow constructed wetlands results and further research needs. *Wat Sci Tech.* 48, 157–68.
- Langergraber, G. 2007. Simulation of the treatment performance of outdoor subsurface flow constructed wetlands in temperate climates. *Sci. Total Environ.* 380, 210-219.

-
- Langergraber, G. 2010. Process based models for subsurface flow constructed wetland. In J. Vymazal (Ed.), *Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands*. pp. 21-35.
- Langergraber, G., Haberl, R., Laber, J., Pressl, A. 2003. Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. *Wat Sci Tech*. 48(5), 25-34.
- Larson, A., Gentry, L.E., David, M.B., Cooke, R.A., Kovacic, D.A. 2000. The role of seepage in constructed wetlands receiving agricultural tile drainage. *Ecol. Eng.* 15, 91-104.
- Lee, B.L. & Scholz, M. 2007. What is the role of *Phragmites australis* in experimental constructed wetland filters treating urban runoff? *Ecol. Eng.* 29, 87-95.
- Lee, C.G., Fletcher, T.D., Sun, G. 2009. Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Eng. Life Sci.* 9, 11–22.
- Li, L.F., Li, Y.H., Biswas, D.K., Nian, Y.G., Jiang, G.M. 2008. Potential of constructed wetlands in treating the eutrophic water: evidence from Taihu Lake of China. *Bioresour. Technol.* 99, 1656–1663.
- Li, S.W., Lissner, J., Mendelssohn, I.A., Brix, H., Lorenzen, B., McKee, K.L., Miao, S. 2010. Nutrient and growth responses of cattail (*Typha domingensis*) to redox intensity and phosphate availability. *Ann Bot.* 105, 175–184.
- Lienard, A., Boutin, C., Bois, R. 1993. Coupling of reed bed filters and ponds: an example in France. 2nd international specialized conference on design and operation of small wastewater treatment plants, Jun 1993, Trondheim, Norway. 201-208.
- Lin, Y.F., Jing, S.R., Lee, D.Y., Chang, Y.F., Shih, K.C. 2008. Nitrate removal from groundwater using constructed wetlands under various hydraulic loading rates. *Bioresour. Technol.* 99, 7504–7513.
- Lin, Y.F., Jing, S.R., Lee, D.Y., Wang, T.W. 2002. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture* 209, 169–184.
- Lowe, E.F., Battoe, L.E., Stites, D.L., Coveney, M.F., 1992. Particulate phosphorus removal via wetland filtration: an examination of potential for hypertrophic lake restoration. *Environ. Manage.* 16, 67–74.
- Lu, S., Zhang, P., Jin, X., Xiang, C., Gui, M., Zhang, J., Li, F. 2009b. Nitrogen removal from agricultural runoff by full-scale constructed wetland in China. *Hydrobiologia*. 621, 115-126.
- Lu, S.Y., Wu, F.C., Lu, Y.F., Xiang, C.S., Zhang, P.Y., Jin, C.X. 2009a. Phosphorus removal from agricultural runoff by constructed wetland. *Ecol. Eng.* 35, 402-409.

- Madsen, J.D., Chambers, P.A., James, W.F., Koch, E.W., Westlake, D.F. 2001. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia* 444, 71–84.
- Maltais-Landry, G., Maranger, R., Brisson, J., Chazarenc, F. 2009. Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. *Water Res.* 43(2), 535-545.
- Mander, Ü., Löhmus, K., Teiter, S., Muring, T., Nurk, K., Augustin, J. 2008. Gaseous fluxes in the nitrogen and carbon budgets of subsurface flow constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 404(2), 343-353.
- Manual de Ramsar nº19. *Cómo abordar la modificación de las características ecológicas de los Sitios Ramsar y otros humedales*. Manuales Ramsar para el uso racional de los humedales, 4a edición, vol. 19. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza).
- MAPA. 1994. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Métodos oficiales de análisis vol. 3. Dirección General de Política Alimentaria, Madrid, España. ISBN 8449100046.
- Margaleff, R. 1983. *Limnología*. Omega, Barcelona.
- Marsden, M.W. 1989. Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release. *Freshwater Biol.* 21, 139–162.
- Marsili-Libelli, S. & Checchi, N. 2005. Identification of dynamic models for horizontal subsurface constructed wetlands. *Ecol. Model.* 187,201–18.
- Martín Monerris, M. & Jurado García, D. 2003. Environmental restoration of hypertrophic lakes by means of the treatment with artificial wetlands. Analysis of viability in the case of the Albufera of Valencia, Spain. *Environment 2010: Situation and Perspectives for the European Union*. Universidad de Oporto (Portugal).
- Martín, M. 1998. *Modelación de la Calidad en Aguas Superficiales. Aplicación al caso de la Albufera de Valencia*. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia.
- Martín, M., Angarita, J.P., Oliver, N. Hernández-Crespo, C. 2011. Estimation of water distribution in the free water surface constructed wetland of the 'Tancat de la Pipa', Albufera of Valencia, Spain. In: *Joint meeting of Society of wetlands scientists, WETPOL and wetland biogeochemistry symposium*. 2011, Prague.
- Martín, M., Gargallo, S., Hernández-Crespo, C., Oliver, N. 2013. Phosphorus and nitrogen removal from tertiary treated urban wastewater by a vertical flow constructed wetland. *Ecological Engineering* 61, 34-42.

- Martín, M., Oliver, N., Hernández-Crespo, C., Gargallo, S., Regidor, M.C. 2013. The use of free water surface constructed wetland to treat the eutrophicated waters of lake L'Albufera de Valencia (Spain). *Ecol. Eng.* 50, 52-61.
- Maucieri, C., Salvato, M., Tamiazzo, J., Borin, M. 2014. Biomass production and soil organic carbon accumulation in a surface flow constructed wetland treating agricultural wastewater in North Eastern Italy. *Ecol. Eng.* 70, 422-428.
- McCormick, P.V., Shuford, III, R.B.E., Chimney, M.J., 2006. Periphyton as a potential phosphorus sink in the Everglades nutrient removal project. *Ecol. Eng.* 27, 279–289.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Mesplé, F., Casellas, C., Troussellier, M. and Bontoux, J. 1995. Some difficulties in modelling chlorophyll a evolution in a high rate algal pond ecosystem. *Ecol. Model.* 78, 25-36.
- Miracle, M.R., Vicente, E., Garay, E. 1984. L'Albufera de València i la problemàtica de la contaminació de les aigües continentals costaneres. XII Congrés de metges i biòlegs de llengua Catalana.
- Misiti, T.M., Hajaya, M.G., Pavlostathis, S.G. 2011. Nitrate reduction in a simulated free-water surface wetland system. *Water Res.* 45, 5587–5598.
- Mitchell, C. & McNevin, D. 2001. Alternative analysis of BOD removal in subsurface flow constructed wetlands employing Monod kinetics. *Water Res.* 35, 1295–303.
- Mitsch W.J. 1992. Landscape design and the role of created, restored, and natural riparian wetlands in controlling nonpoint source pollution. *Ecol. Eng.* 1, 27–48.
- Mitsch, W.J. 2012. What is ecological engineering? *Ecol. Eng.* 45, 5–12.
- Mitsch, W.J., Day, J.W., Zhang, L., Lane, R.R. 2005. Nitrate-nitrogen retention in wetlands in the Mississippi River Basin. *Ecol. Eng.* 24, 267-278.
- Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G. 1993. *Wetlands*, 2nd ed. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G. 2000. *Wetlands*, 3rd ed. John Wiley, New York.
- Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G. 2007. *Wetlands*, 4th ed. John Wiley, New York.
- Mitsch, W.J. & Jørgensen, S.E. 2004. Eds. *Ecological Engineering and Ecosystem Restoration*. Wiley, New York.
- Mitsch, W.J., Bernal, B., Nahlik, A.M., Mander, Ü., Zhang, L., Anderson, L., Jørgensen, S.E., Brix, H. 2013. Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape Ecol.* 28 (4), 583–597.

- Mitsch, W.J., Cronk, J.K., Wu, X., Nairn, R.W., Hey, D.L. 1995. Phosphorus retention in constructed freshwater riparian marshes. *Ecol. Appl.* 5, 830–845.
- Mitsch, W.J., Day, J.W. Jr., Gilliam, J.W., Groffman, P.M., Hey, D.L., Randall, G.W., Wang, N. 2001. Reducing nitrogen loading to the Gulf of Mexico from the Mississippi River basin: strategies to counter a persistent ecological problem. *BioScience* 51, 373–388.
- Mitsch, W.J., Zhang, L., Stefanik, K.C., Nahlik, A.M., Anderson, C.J., Bernal, B., Hernandez, M., Song, K. 2012. Creating wetlands: primary succession, water quality changes, and self-design over 15 years. *Bioscience* 62, 237–250.
- MMA. Ministerio de Medio Ambiente. 2004. Estudio para el desarrollo sostenible de l'Albufera de Valencia. Asistencia técnica TYPESA. Disponible online, último acceso mayo 2017: <http://www2.chj.gob.es/albufera/index.html>
- MMA. 2004a. Estudio histórico de l'Albufera. En Estudio para el desarrollo sostenible de l'Albufera de Valencia.
- MMA. 2004b. Sistema hídrico: apuntes. En Estudio para el desarrollo sostenible de l'Albufera de Valencia.
- MMA. 2004c. Pruebas preliminares en zona piloto sobre la relación entre los sedimentos, los metales pesados y el ciclo de nutrientes. Informe final. Informe del DIHMA de la UPV en el marco del Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera de Valencia.
- Mondría, M. 2010. Infraestructuras y eutrofización en l'Albufera de València. El modelo CABHAL. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Valencia.
- Montes, C., Rendón-Martos, M., Varela L., Cappa M.J. 2007. Manual de restauración de humedales mediterráneos. Consejería de Medio Ambiente. Sevilla.
- Moreno, D., Pedrocchi, C., Comín, F.A., García, M., Cabezas, A. 2007. Creating wetlands for the improvement of water quality and landscape restoration in semi-arid zones degraded by intensive agricultural use. *Ecol. Eng.* 30(2), 103–111.
- Moss, B. 1998. *Ecology of Fresh Waters: Man and Medium, Past to Future*. 3rd edn. Blackwell Science, Oxford.
- Moustafa, M.Z., Chimney, M.J., Fontaine, T.D., Shih, G., Davis, S. 1996. The response of a freshwater wetland to long-term 'low level' nutrient loads—marsh efficiency. *Ecol. Eng.* 7, 15–33.
- Moustafa, M.Z., Fontaine, T.D., Guardo, M., James, R.T. 1998. The response of a freshwater wetland to long-term 'low level' nutrients loads: nutrients and water budget. *Hydrobiologia* 264: 41–53.

- Moustafa, M.Z., White, J.R., Coghlan, C.C., Reddy, K.R. 2012. Influence of hydropattern and vegetation on phosphorus reduction in a constructed wetland under high and low mass loading rates. *Ecol. Eng.* 42, 134-145.
- Mustafa, A. & Scholz, M. 2011. Nutrient accumulation in *Typha latifolia* L. and sediment of a representative integrated constructed wetland. *Water Air Soil Pollut.* 219, 329-341.
- Nairn, R.W. & Mitsch, W.J. 2000. Phosphorus removal in created wetland ponds receiving river overflow. *Ecol. Eng.* 14, 107-126.
- Nash, J.E. & Sutcliffe, J.V. 1970. River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology.* 10(3). pp. 282-290.
- Nichols S. 1983. Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. *Water Pollution Control Federation* 55(5), 495-505.
- Nurminen, L., & Horppila, J. 2009. Life form dependent impacts of macrophyte vegetation on the ratio of resuspended nutrients. *Water Res.* 43, 3217-3226.
- Nürnberg, G.K. 1987. Hypolimnetic withdrawal as lake restoration technique. *J Environ Eng.* 113, 1006-17.
- Nürnberg, G.K. 1996. Trophic state of clear and colored, soft- and hard-water lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Lakes and Reservoir Management* 12, 432-447.
- Nürnberg, G.K. 2007. Lake responses to long-term hypolimnetic withdrawal treatments. *Lake Reserv Manage.* 23, 388-409.
- Oliver, N. 2010. Desarrollo y calibración de un modelo matemático de la evolución del aporte de nutrientes por descomposición de la biomasa fitoplanctónica de la Albufera de Valencia. Influencia de la radiación solar. Ejercicio Final de Carrera. Licenciatura en Ciencias Ambientales. Universidad Politécnica de Valencia.
- Oliver, N., Martín, M., Gargallo, S., Hernández-Crespo, C. 2016. Influence of operational parameters on nutrient removal from eutrophic water in a constructed wetland. *Hydrobiologia* 792, 105-120.
- Otsuki, A. & Wetzel, R.G. 1972. Coprecipitation of phosphate with carbonate in a marl lake. *Limnol. Oceanogr.* 17, 763-767.
- Özkundakci D, Hamilton DH, Scholes P. 2010. Effect of intensive catchment and in-lake restoration procedures on phosphorus concentrations in a eutrophic lake. *Ecol. Eng.* 36, 396-405.

-
- Pedescoll, A., Corzo, A., Álvarez, E., García, J., Puigagut, J. 2011. The effect of primary treatment and flow regime on clogging development in horizontal subsurface flow constructed wetlands: an experimental evaluation. *Water Res.* 45 (12), 3579-3589.
- Persson, J. & Wittgren, H.B. 2003. How hydrological and hydraulic conditions affect performance of ponds. *Ecol. Eng.* 21, 259-269.
- Phillips, G., A. Bramwell, J. Pitt, J. Stansfield & M. Perrow. 1999. Practical application of 25 years' research into the management of shallow lakes. *Hydrobiologia* 395/396: 61-76.
- Phillips, G., Jackson, R., Bennet C., Chilvers, A. 1994. The importance of sediment phosphorus release in the restoration of very shallow lakes (The Norfolk Broads, England) and implications for biomanipulation. *Hydrobiologia* 275/276, 445-456.
- Phipps, R. G. & Crumpton, W.G. 1994. Factors affecting nitrogen loss in experimental wetlands with different hydrologic loads. *Ecol. Eng.* 3, 399-408.
- Picot, B., Moersidik, S., Casellas, C., Bontoux, J. 1993. Using Diurnal Variations in a High Rate Algal Pond for Management Pattern. *Water Sci. Technol.* 28 (10), 209-215.
- Pietro, K. & Ivanoff, D., 2015. Comparison of long-term phosphorus removal performance of two large-scale constructed wetlands in South Florida, U.S.A. *Ecol. Eng.* 79, 143-157.
- Poe, A.C., Piehler, M.F., Thompson, S.P. and Paerl, H.W. 2003. Denitrification in a constructed wetland receiving agricultural runoff. *Wetlands* 23, 817-826.
- Pomogyi, P. 1993. Nutrient retention by the Kis-Balaton Water Protection System. *Hydrobiologia* 251, 309-320.
- Pratt, D.C., Bonnewell, V., Andrews, N.J., Kim, J.H. 1980. The potential of cattails as an energy source. Final report to the Minnesota Energy Agency.
- Puigagut, J., Villasenor, J., Salas, J.J., Bécares, E., and García, J. 2007. Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: A comparative study. *Ecol. Eng.* 30, 312-319.
- Qiu, S. & McComb, A.J. 1996. Drying-induced stimulation of ammonium release and nitrification in reflooded lake sediment. *Mar. Freshwater Res.* 47, 531-536.
- R.D. 927/1988. 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.
- Ran, N., Agami, M., Oron, G. 2004. A pilot study of constructed wetlands using duckweed (*Lemna gibba* L.) for treatment of domestic primary effluent in Israel. *Wat. Res.* 38, 2241 - 2248.

-
- Reddy K.R, Kadlec, R.H., Flaig, E., Gale, P.M. 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands: a review. *CRC Crit Rev Environ Sci Technol.* 29, 83-146.
- Reddy, K.R. & De Laune R.D. 2008. *Biogeochemistry of wetlands: science and applications.* CRC Press. Taylor and Francis Group. Boca Raton, pp. 774.
- Reddy, K.R., De Laune, R.D., DeBusk, W.F., Koch, M.S. 1993. Long-term nutrient accumulation rates in the Everglades. *Soil Sci Soc Am J.* 57,1147–1155.
- Reilly, J. F., Horne, A. J., Miller, C. D. 2000. Nitrate removal from a drinking water supply with large free-surface constructed wetlands prior to groundwater recharge. *Ecol. Eng.* 14, 33–47.
- Revenga, C., Brunner, J., Henninger, N., Kassem, K., Payne, R. 2000. *Pilot Analysis of Global Ecosystems: Freshwater systems.* World Resources Institute, Washington, D.C.
- Reynolds, C. 2006. *Ecology of phytoplankton.* Cambridge: Cambridge University Press 2006.
- Richardson C.J. 1985. Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science* 228, 1424–1427.
- Richardson, C.J., Qian, S., Craft, C.B., Qualls, R.G. 1997. Predictive models for phosphorus retention in wetlands. *Wetlands Ecology and Management.* 4, 159-175.
- Robarts, R.D. & Zohary, T. 1987 Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 21(3), 391-399.
- Rodrigo, M.A. Martín, M., Rojo, C., Gargallo, S., Segura, M., Oliver, N. 2013b. The role of eutrophication reduction of two small man-made Mediterranean lagoons in the context of a broader remediation system: Effects on water quality and plankton contribution. *Ecol. Eng.* 61, 371-382.
- Rodrigo, M.A., Rojo, C., Alonso-Guillén, J.L., Vera, P. 2013a. Restoration of two small Mediterranean lagoons: the dynamics of submerged macrophytes and factors that affect the success of revegetation. *Ecol. Eng.* 54, 1–15.
- Rogers, K.H., Breen, P.F., Chick, A.J. 1991. Nitrogen removal in experimental wetland treatment systems: evidence for the role of aquatic plants. *Res. J. Water Poll. Control Fed.* 63, 934–941.
- Romero, J.A., Comin, F.A., Garcia, C. 1999. Restored wetlands as filters to remove nitrogen. *Chemosphere* 39, 323–332.
- Romo, S., García-Murcia, A., Villena, M.J., Sánchez, V., Ballester, A. 2008. Tendencias del fitoplancton en el lago de la Albufera de Valencia e implicaciones para su ecología, gestión y recuperación. *Limnetica* 27, 11–28.

- Romo, S. & Miracle, M.R. 1994. Long-term phytoplankton changes in a shallow hypertrophic lake, Albufera de Valencia (Spain). *Hydrobiologia* 275/276, 153-164.
- Romo, S., Miracle, M.R., Villena, M.J., Rueda, J., Ferriol, C., Vicente, E. 2004. Mesocosm experiments on nutrient and fish effects on shallow lake food webs in a Mediterranean climate. *Freshwat. Biol.* 49, 1593-1607.
- Romo, S., Villena, M.J., Sahuquillo, M., Soria, J.M., Giménez, M., Alfonso, T., Vicente, E., Miracle M.R. 2005. Response of a shallow Mediterranean lake to nutrient diversion: does it follow similar patterns as in northern shallow lakes? *Freshwater Biology* 50, 1706-1717.
- Rousseau, D.P.L. 2005. *Performance of Constructed Treatment Wetlands: Model-Based Evaluation and Impact of Operation and Maintenance Werking Van Aangelegde Zuiveringsmoerassen : Modelgebaseerde Evaluatie En Impact Van*. Tesis Doctoral. Ghent University.
- Rousseau, D.P.L., Vanrolleghem, P.A., Pauw, N.D. 2004. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed wetlands: a review. *Water Res.* 38, 1484-1493.
- Rozkošný, M. 2010. Efficiency of Wastewater Treatment Constructed Wetlands during Non-Vegetation Season in the Czech Republic. In J. Vymazal (Ed.), *Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands*. pp. 151-167.
- Samsó, R. 2014. Numerical modelling of Constructed Wetlands for wastewater treatment. Tesis Doctoral. Universitat Politècnica de Catalunya.
- Sánchez, D. 2013. Diseño y modelización de humedales para el tratamiento de efluentes de depuradora. Aplicación en el entorno del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel. Tesis Doctoral. Universidad de Castilla- La Mancha.
- Sas, H. 1989. Lake restoration by reduction of nutrient loading: expectations, experiences, extrapolations. Academia Verlag Richarz, Sankt Augustin.
- Saunders, D.L. & Kalff, J. 2001. Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers. *Hydrobiologia* 443: 205-212.
- Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.L., Moss, B., Jeppesen, E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in ecology & evolution*. 8 (8). pp. 275-278.
- Schindler, D. W. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science* 195, 260-262.
- Schönbrunner, I.M., Preiner, S., Hein, T. 2012. Impact of drying and re-flooding of sediment on phosphorus dynamics of river-floodplain systems. *Sci. Total Environ.* 432, 329-337.
- Shapiro, S.S. & Wilk, M.B. 1965. An analysis of variance test of normality (complete samples). *Biometrika*, 52 (3-4), 591-611.

-
- Sharp, J.L. 2002. Managing cattail (*Typha latifolia*) growth in wetland systems. MS Tesis. University of North Texas, Denton, TX.
- Sirivedhin, T. & Grey, K.A. 2006. Factors affecting denitrification rates in experimental wetlands: fields and laboratory studies. *Ecol. Eng.* 26, 167–181.
- Smith, A.S. & Jacinthe, P. 2014. A mesocosm study of the effects of wet-dry cycles on nutrient release from constructed wetlands in agricultural landscapes. *Environ. Sci. Process Impacts.* 16 (1), 106–115.
- Smith, C.S. & Adams, M.S. 1986. Phosphorus transfers from sediments by *Myriophyllum spicatum*. *Limnol. Oceanogr.* 31, 1312-1321.
- Smith, V.H. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems – a global problem. *Environmental Science and Pollution Research* 10, 126–139.
- Smith, V.H. & Schindler, D.W. 2009. Eutrophication science: Where do we go from here? *Trends in Ecology & Evolution*, 24(4), 201-207.
- Smith, V.H., Tilman, G.D., Nekola, J.C. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100: 179-196.
- SNEA (Spanish National Ecosystem Assessment). 2013. *Ecosystems and biodiversity for human wellbeing: Synthesis of key findings*. Madrid, Spain: Biodiversity Foundation of the Spanish Ministry of Agriculture, Food and Environment.
- Solano M.L., Soriano, P., Ciria, M.P. 2004. Constructed wetland as a sustainable solution for wastewater treatment in small village. *Bio-System Engineering* 87, 109–118.
- Sollie, S., Coops, H., Verhoeven, J.T.A. 2008. Natural and constructed littoral zones as nutrient traps in eutrophicated shallow lakes. *Hydrobiologia* 605, 219–233.
- Son, Y.K., Yoon, C.G., Kim, H.C., Jang, J.H., Lee, S.B. 2010. Determination of regression model parameter for constructed wetland using operating data. *Paddy and Water Environment* 8 (4), 325-32.
- Søndergaard, M., Jensen, J.P., Jeppesen, E. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506/509, 135–145.
- Søndergaard, M., Jensen, J.P., Jeppesen, E., Møller, P.H. 2002. Seasonal dynamics in the concentrations and retention of phosphorus in shallow Danish lakes after reduced loading. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 5, 19–23.

-
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen J.P., Lauridsen, T. 2000. Lake restoration in Denmark. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 5: 151–159.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Skov, C., Van Nes, E.H., Roijackers, R., Lammens, E., Portielje, R.O.B. 2007. Lake restoration: successes, failures and long-term effects. *J. Appl. Ecol.* 44, 1095-1105.
- Søndergaard, M., Moss, B. 1998. Impact of submerged macrophytes on phytoplankton in shallow freshwater lakes. En: Jeppesen, E., Søndergaard Mo., Søndergaard, Ma., Christofferssen, K. (Eds.), *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. Ecological Studies.* Springer-Verlag, New York, pp. 115–132.
- Song, Z.W., Zheng, Z.P., Li, J., Sun, X.F., Han, X.Y., Wang, W., Xu, M. 2006. Seasonal and annual performance of a full-scale constructed wetland system for sewage treatment in China. *Ecol. Eng.* 26, 272–282.
- Soria, J. M. 2006. Past, present and future of la Albufera of Valencia Natural Park. *Limnetica* 25, 135-142.
- Soria, J. M., Vicente, E. 2002. Estudio de los aportes hídricos al parque natural de la Albufera de Valencia. *Limnetica* 21 (1-2), 105-115.
- Soria, J.M., Miracle, M.R., Vicente, E. 1987. Aporte de nutrientes y eutrofización de la Albufera de Valencia. *Limnetica* 3(2), 227-242.
- Soria, J.M., Sahuquillo, M., Miracle, M.R. 2005. Relaciones entre las aportaciones a la zona regable del río Júcar y la conductividad de la Albufera de Valencia. *Limnetica* 24(1–2), 155–160.
- Soto, F., García M., Luís E., Bécares, E. 1999. Role of *Scirpus lacustris* in bacterial and nutrient removal from wastewater. *Wat. Sci. Tech.* 40(3), 241-247.
- Spieles, D.J. & Mitsch, W.J., 2000. The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: A comparison of low and high nutrient riverine systems. *Ecol. Eng.* 14, 77–91.
- Steinmann, C.R., Weinhart, S., Melzer, A. 2003. A combined system of lagoon and constructed wetland for an effective wastewater treatment. *Water Res.* 37, 2035–42.
- Steward, K.K. 1970. Nutrient removal potentials of various aquatic plants. *Hyacinth Control Journal* 8, 34-35.
- Stone, K. C., Poach, M.E., Hunt, P.G., Reddy, G.B. 1975. Low-temperature biological denitrification of wastewater. *J. Water Pollut. Control. Fed.* 47, 122-134.

- Stone, K.C., Hunt, P.G., Szogi, A.A., Humenik, E.J., Rice, J.M. 2002. Constructed wetland design and performance for swine lagoon wastewater treatment. *Transactions of the ASAE* 45, 723–730.
- Stone, K.C., Poach, M.E., Hunt, P.G., Reddy, G.B. 2004. Marsh-pond-marsh constructed wetland design analysis for swine lagoon wastewater treatment. *Ecol. Eng.* 23, 127–133.
- Suda, K., Shahbazi, A., Li, Y. 2009. The Feasibility of Using Cattails from Constructed Wetlands to Produce Bioethanol. In *Proceedings of the 2007 National Conference on Environmental Science and Technology*, pp. 9-15.
- Sun, G. & Saeed, T. 2009. Kinetic modelling of organic matter removal in 80 horizontal flow reed beds for domestic sewage treatment. *Process Biochemistry* 42, 717-722.
- Sutton, P.M., Murphy, K.L., Dawson, R.N., 1975. Low-temperature biological denitrification of wastewater. *J. Water Pollut. Control Fed.* 47, 122–134.
- Svedin, C., Bastviken, S.K., Tonderski, K.S. 2008. Cold season nitrogen removal in a high loaded free water surface wetland with emergent vegetation. En: Vymazal, J. (Ed.), *Wastewater Treatment, Plant Dynamics and Management in Constructed and Natural Wetlands*. Springer Science & Business Media B.V., Dordrecht, pp. 223–236 (Chapter 20).
- Tadesse, I., Green, F.B., Puhakka, J.A. 2004. Seasonal and diurnal variations of temperature, pH and dissolved oxygen in advanced integrated wastewater pond systems treating tannery effluent. *Water Res.* 38, 645–654.
- Tang, X.Q., Huang, S.L., Scholz, M., Li, J.Z., 2009. Nutrient removal in pilot-scale constructed wetlands treating eutrophic river water: assessment of plants, intermittent artificial aeration and polyhedron hollow polypropylene balls. *Water Air Soil. Pollut.* 197, 61-73.
- Tanner, C.C. 1996. Plants for constructed wetland treatment systems—a comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecol. Eng.* 7, 59–88.
- Tanner, C.C., Clayton, J.S., Upsdell, M.P. 1995a. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands—II. Removal of nitrogen and phosphorus. *Water Res.* 29, 27–34.
- Tanner, C.C., Clayton, J.S., Upsdell, M.P. 1995b. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands—I. Removal of oxygen demand, suspended solids and fecal coliforms. *Water Res.* 29, 17–26.
- Taylor, G. D., Fletcher, T. D., Wong, T. H. F., Breen, P. F., Duncan, H.P. 2005. Nitrogen composition in urban runoff – implications for stormwater management. *Water Res.* 39, 1982–1989.
- ten Brink P., Russi D., Farmer A., Badura T., Coates D., Förster J., Kumar R. y Davidson N. 2013. La Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad relativa al agua y los humedales. Resumen

ejecutivo.

- Thomas, P.R., Glover, P., Kalaroopan, T. 1995. An evaluation of pollutant removal from secondary treated sewage effluent using a constructed wetland system. *Water Sci. Technol.* 32, 87-93.
- Thullen, J.S., Sartoris, J.J., Nelson, S.M. 2005. Managing vegetation in surface-flow wastewater-treatment wetlands for optimal treatment performance. *Ecol. Eng.* 25, 583–593.
- Thullen, J.S., Sartoris, J.J., Walton, W.E. 2002. Effects of vegetation management in constructed wetland treatment cells on water quality and mosquito production. *Ecol. Eng.* 18, 441–457.
- Toet, S., Bouwman, M., Cevaal, A., Verhoeven, J.T. 2005. Nutrient removal through autumn harvest of *Phragmites australis* and *Thypha latifolia* shoots in relation to nutrient loading in a wetland system used for polishing sewage treatment plant effluent. *J. Environ. Sci. Health. A: Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng.* 40, 1133–1156.
- Toet, S., Huibers, L.H.F.A., Van Logtestijn, R.S.P., Verhoeven, J.T.A. 2003. Denitrification in the periphyton associated with plant shoots and in the sediment of a wetland system supplied with sewage treatment plant effluent. *Hydrobiologia* 501, 29–44.
- Trang, N.T.D., Konnerup, D., Schierup, H.H., Chiem, N.H. 2010. Kinetics of pollutant removal from domestic wastewater in a tropical horizontal subsurface flow constructed wetland system: effects of hydraulic loading rate. *Ecol. Eng.* 36, 527-535.
- UNE 77034:2002. Calidad del agua. Determinación de los sólidos en suspensión fijos y volátiles.
- UNE-EN 872:2006. Calidad del agua. Determinación de los sólidos en suspensión. Método de filtración por filtro de fibra de vidrio.
- UNE-EN ISO 5667-3. Calidad del agua. Muestreo. Parte 3: Conservación y manipulación de las muestras de agua (ISO 5667-3: 2012).
- U.S. EPA. 1999. Free Water Surface Wetlands for Wastewater Treatment — A Technology Assessment. EPA/832/S-99/002.
- U.S. EPA. 2000a. Constructed wetlands treatment of municipal wastewater. EPA/625/R-99/010.
- U.S. EPA. 2000b. Wastewater Technology Fact Sheet. Free Water Surface Wetlands EPA/832/F-00/024.
- Uusi-Kamppa, J., Braskerud, B., Jansson, H., Syversen, N., Uusitalo, R. 2000. Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus. *J Environ Qual* 29, 151–8.
- Van den Berg, G.A., Meijers, G.G.A., Van der Heijden, L.M., Zwolsman, J.G. 2001. Dredging related mobilization of trace metals: a case study in The Netherlands. *Water Res.* 35, 1979-1986.

- Van der Molen, D.T. & Boers, P.C.N. 1994. Influence of internal loading on phosphorus concentration in shallow lakes before and after reduction of the external loading. *Hydrobiologia* 275/276, 379–389.
- Van der Steen P, Brenner A, Oron G. 1998. An integrated duckweed and algae pond system for nitrogen removal and renovation. *Water Sci Technol.* 38, 335–343.
- Verhoeven, J.T.A. & Meuleman, A.F.M. 1999. Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations. *Ecol. Eng.* 12, 5–12.
- Vicente, E. & Miracle, M.R. 1992. The coastal lagoon Albufera de Valencia: an ecosystem under stress. *Limnetica* 8, 87-100.
- Villena, M.J. & Romo, S. 2003. Phytoplankton changes in a shallow Mediterranean lake (Albufera of Valencia, Spain) after sewage diversion. *Hydrobiologia* 506/509, 281–7.
- Vitousek, P.M., Aber, J., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., Tilman, G.D., 1997b. Human alteration of the global nitrogen cycle: causes and consequences. *Ecological Applications* 7, 737-750.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenko, J., Melillo, J.M. 1997a. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277, 494-499.
- Vollenweider, R.A. 1965. Calculation models of photosynthesis-depth curves and some implications regarding day rate estimates in primary production measurements. In *Primary Productivity in Aquatic Environments* (ed. C. R. Goldman), pp. 425-457. University of California Press, Berkeley.
- Von Liebig, J. 1855. Principles of agricultural chemistry with special reference to the late researches made in England. In: Pomeroy, L.R. (Ed.), *Cycles of Essential Elements. Benchmark Papers in Ecology*, Vol. 1. Dowden, Hutchinson, and Ross, UK, pp. 11-28.
- Vörös, L., V.-Balogh, K., Koncz, E., Kovács, A. 2003. Phytoplankton and bacterioplankton production in a reed-covered water body. *Aquat. Bot.* 77, 99-110.
- Vymazal, J. 2011a. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *Environ. Sci. Technol.* 45, 61–69.
- Vymazal, J. 2011b. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia.* 674, 133-156.
- Vymazal, J. & Kröpfelová, L. 2005. Growth of *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* in constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. *Ecol. Eng.* 25, 606-621.

- Vymazal, J. 1988. The use of periphyton communities for nutrient removal from polluted streams. *Hydrobiologia*. 166, 225-237.
- Vymazal, J. 1999. Removal of BOD in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: Czech experience. *WaterSci. Technol.* 40, 133-138.
- Vymazal, J. 2005. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecol. Eng.* 25, 478–490.
- Vymazal, J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Total Environ.* 380, 48-65.
- Vymazal, J. 2008. Constructed wetlands for wastewater treatment: a review, in: M. Sengupta, R. Dalwani (Eds.), *Proceedings of Taal 2007: the 12th world lake conference, 2008*, pp. 965–980.
- Vymazal, J. 2009. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecol. Eng.* 35, 1-17.
- Vymazal, J. 2010. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Water 2, 530-549.
- Vymazal, J. 2013. Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: a review. *Ecol. Eng.* 61, 582–592.
- Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. F., Haberl, R., Perfler, R., Laber, J. 1998. Removal mechanisms and types of constructed wetlands. In: *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*, J. Vymazal, H. Brix, P. F. Cooper, M. B. Green and R. Haberl (eds.). Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 17-66.
- Vymazal, J. & Kröpfelová, L. 2008. *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*; Springer: Dordrecht, The Netherlands.
- Vymazal, J. & Kröpfelová, L. 2010. Nutrient accumulation by *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* growing in two constructed wetlands for wastewater treatment. In J. Vymazal (ed.), *Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands*. Springer, pp. 133-149.
- Wang, G.X., Zhang, L.M., Chua, H., Li, X.D., Xia, M.F., Pu, P.M. 2009. A mosaic community of macrophytes for the ecological remediation of eutrophic shallow lakes. *Ecol. Eng.* 35, 582–590.
- Weinstein, M.P. & Day, J.W. 2014 *Restoration ecology in a sustainable world*. *Ecol. Eng.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.02.001>

-
- Weisner, S., Eriksson, G., Granéli, W., Leonardson, L. 1994. Influence of macrophytes on nitrate removal in wetlands. *Ambio* 23, 363–366.
- Wetzel, R. 1981. *Limnología*. Omega S.A. Barcelona, España. pp. 679.
- Wetzel, R. 2001. *Limnology. Lake and River Ecosystems*. 3rd edition. Academic Press, San Diego, CA.
- Whitney, R.J. 1942. Diurnal fluctuations of oxygen and pH in two small ponds and a stream. *J. Expt. Biol.* 19, 92-99.
- Woltemade, C.J. 2000. Ability of restored wetlands to reduce nitrogen and phosphorus concentrations in agricultural drainage water. *J Soil Water Conserv.* 55, 303-309.
- Wu, H., Huang, P., Wang, J. 2010. Treatment of eutrophic-lake water by free water surface wetland. *World Academy of Science. Eng. Technol. International Journal of Environmental, Chemical, Ecological, Geological and Geophysical Engineering* Vol: 4, No: 7.
- Wu, H., Zhang, J., Li, C., Fan, J., Zou, Y. 2013. Mass balance study on phosphorus removal in constructed wetland microcosms treating polluted river water. *Clean-Soil Air Water.* 00, 1-7.
- Wu, X. & Mitsch, W.J. 1998. Spatial and temporal patterns of algae in newly constructed freshwater wetlands. *Wetlands.* 18, 9–20.
- Wynn T.M. & Liehr, S.K. 2001. Development of a constructed subsurface-flow wetland simulation model. *Ecol. Eng.* 16, 519–36.
- Yeh, T.Y., Ke, T.Y., Lin, Y.L. 2011. Algal growth control within natural water purification systems, macrophyte light shading effects. *Water Air. Soil Poll.* 214, 575–586.
- Young, T.C. & King, D.L. 1980. Interacting limits to algal growth: light, phosphorus, and carbon dioxide availability. *Water Res.* 14, 409–412.
- Zamparas, M. & Zacharias, I. 2014. Restoration of eutrophic freshwater by managing internal nutrient loads. *A review. Science of the Total Environmental* 96, 551-562.
- Zedler, J.B. 2003. Wetlands at your service: reducing impacts of agriculture at the watershed scale. *Front. Ecol. Environ.* 1, 65–72.
- Zhang J., Wu H.M., Hu Z., Liang S., Fan J.L. 2014. Examination of oxygen release from plants in constructed wetlands in different stages of wetland plant life cycle. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21, 9709-9716.
- Zhao, F.L., Xi, S., Yang, X.E., Yang, W.D., Li, J.J., Gu, B.H., He, Z.L. 2012b. Purifying eutrophic river waters with integrated floating island systems. *Ecol. Eng.* 40, 53-60.

- Zhao, Y., Xia X., Yang, Z. 2013. Growth and nutrient accumulation of *Phragmites australis* in relation to water level variation and nutrient loadings in a shallow lake. *Journal of Environmental Sciences* 25, 16-25.
- Zhao, Y., Yang, Z., Xia, X., Wang, F. 2012a. A shallow lake remediation regime with *Phragmites australis*: Incorporating nutrient removal and water evapotranspiration. *Water Res.* 46, 5635-5644.
- Zhou, S. & Hosomi, M. 2008. Nitrogen transformations and balance in a constructed wetland for nutrient-polluted river water treatment using forage rice in Japan. *Ecol. Eng.* 32, 147–155.
- Zhu, T. & Sikora, F.J. 1995. Ammonium and nitrate removal in vegetated and unvegetated gravel bed microcosm wetlands. *Water Sci. Technol.* 32, 219–228.
- El País. 5 de abril de 2012. El “fangueado” de la paja de arroz favorece la biodiversidad en l’Albufera. <http://www.elpais.es>
- Las provincias. 11 de septiembre de 2014. Valencia volverá a quemar la paja del arroz catorce años después para eliminar una plaga. Las provincias. <http://www.lasprovincias.es>
- Las provincias. 28 de marzo de 2010. La Albufera se vuelve cristalina. Las provincias. <http://www.lasprovincias.es>
- Levante-EMV. 26 de octubre de 2012. El problema de la podredumbre de la paja del arroz se agrava tras suprimir el Consell las ayudas ambientales. Levante - El Mercantil Valenciano. <http://www.levante-emv.es>
- Levante-EMV. 27 de octubre de 2008. 55.000 toneladas de paja de arroz se pudren en l’Albufera. Levante - El Mercantil Valenciano. <http://www.levante-emv.es>
- Levante-EMV. 28 de marzo de 2010. L’Albufera registra una fase de “agua clara”. Levante - El Mercantil Valenciano. <http://www.levante-emv.es>
- Levante-EMV. 16 de septiembre de 2014. Una planta de reciclaje de la paja del arroz se suma a la autorización de las quemadas. Levante - El Mercantil Valenciano. <http://www.levante-emv.es>
- <http://lifealbufera.org>



ANEXOS

10.1 HUMEDAL FG.

10.1.1 Fósforo.

Tabla 10-1: Rendimientos de eliminación medios de PP, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), mediana, valores mínimos y máximos obtenidos para cada una de las CH medias aplicadas al humedal FG.

	7	25	32	58	27
Media $\pm \sigma$ (CV)	54 \pm 25(46%)	53 \pm 23(43%)	58 \pm 13(22%)	51 \pm 21(41%)	21 \pm 54(257%)
Mediana	58	56	58	48	45
Mínimo	9	23	29	19	-132
Máximo	76	81	73	82	82

Tabla 10-2: Rendimientos de eliminación medios de PID, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), mediana, valores mínimos y máximos obtenidos para cada una de las CH medias aplicadas al humedal FG.

	7	25	32	58	27
Media $\pm \sigma$ (CV)	60 \pm 37(62%)	13 \pm 150(1154%)	-62 \pm 296(477%)	-39 \pm 227(582%)	-194 \pm 494(256%)
Mediana	62	82	78	90	3
Mínimo	21	-377	-984	-721	-2131
Máximo	98	98	99	96	92

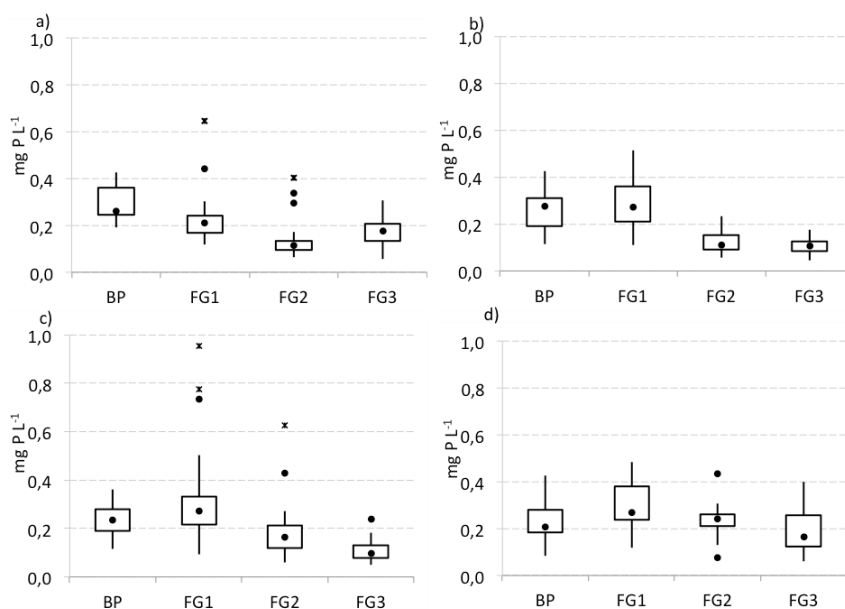


Figura 10-1: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones de PP (mg L^{-1}) en cada punto de muestreo y para cada periodo de tiempo seleccionado. a) periodo I, b) periodo II, c) periodo III, d) periodo IV.

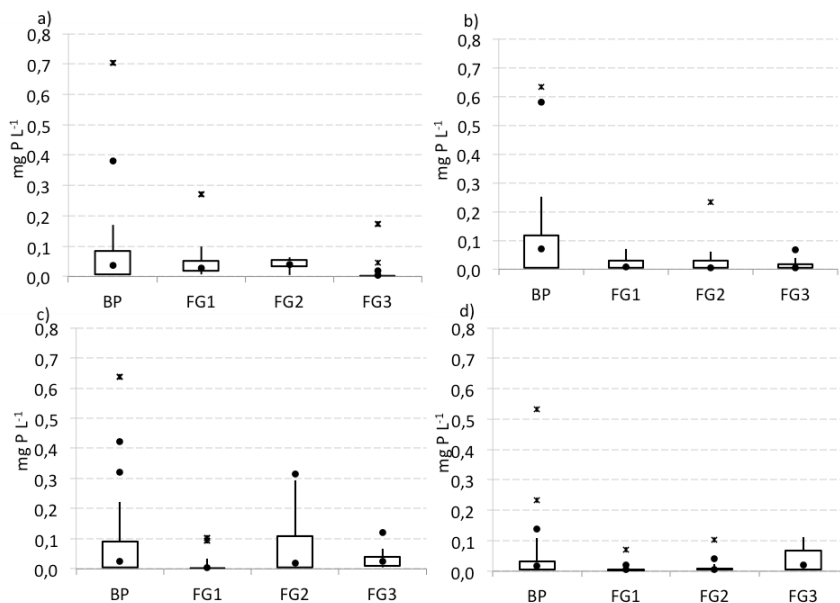


Figura 10-2: Diagrama de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones de PID (mg L^{-1}) en cada punto de muestreo y para cada periodo de tiempo seleccionado. a) periodo I, b) periodo II, c) periodo III, d) periodo IV.

10.1.2 Nitrógeno.

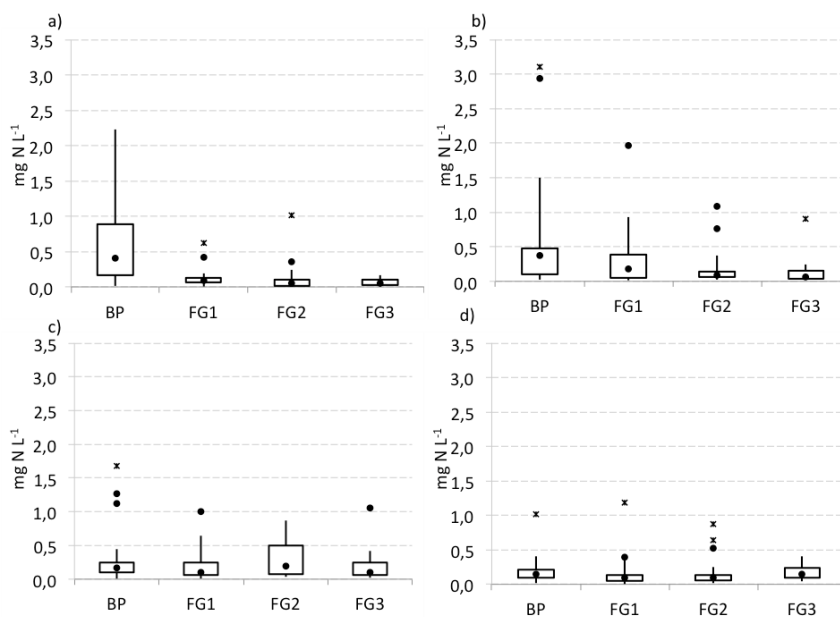


Figura 10-3: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones de N-NH_4^+ (mg L^{-1}) en cada punto de muestreo y para cada periodo de tiempo seleccionado. a) periodo I, b) periodo II, c) periodo III, d) periodo IV.

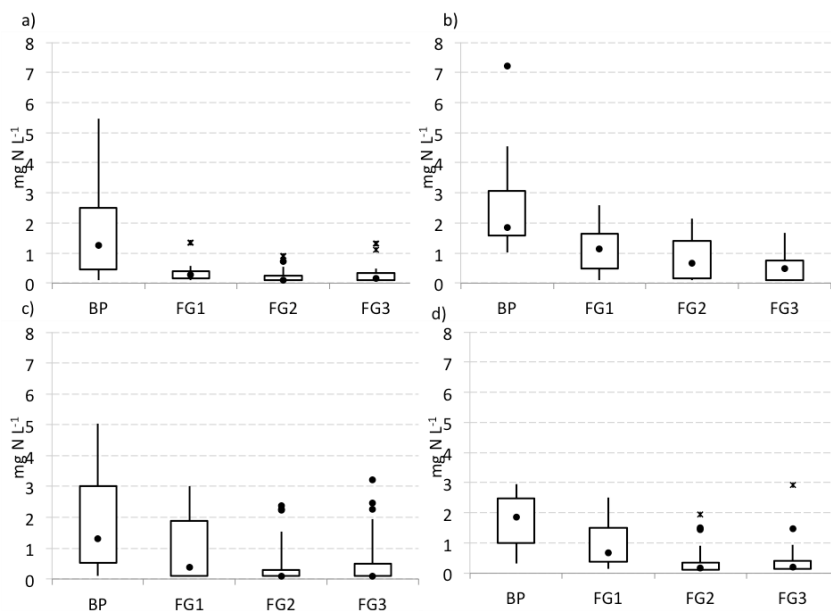


Figura 10-4: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones de N-NO_3^- (mg L^{-1}) en cada punto de muestreo y para cada periodo de tiempo seleccionado. a) periodo I, b) periodo II, c) periodo III, d) periodo IV.

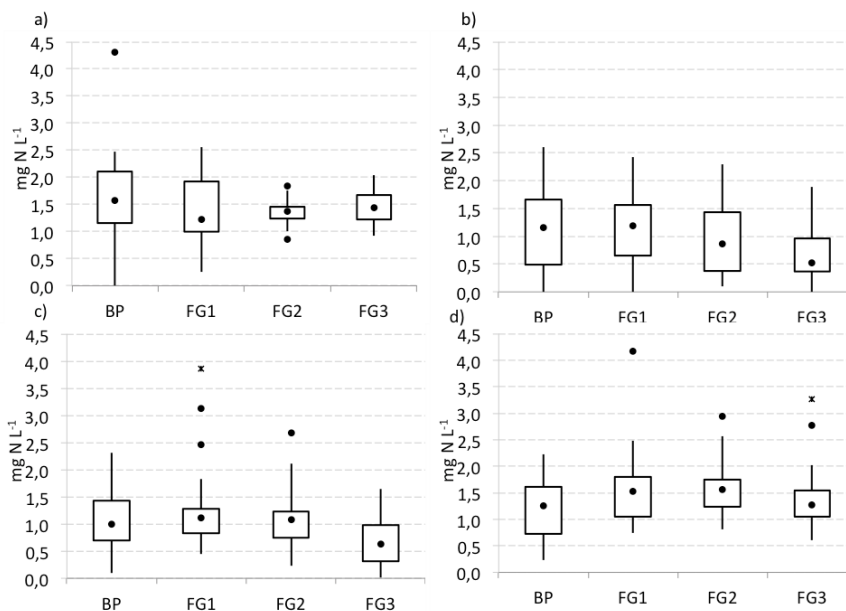


Figura 10-5: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones de Norg (mg L^{-1}) en cada punto de muestreo y para cada periodo de tiempo seleccionado. a) periodo I, b) periodo II, c) periodo III, d) periodo IV.

10.2 MODELOS DE REGRESIÓN LINEAL MÚLTIPLE.

10.2.1 Sólidos.

Tabla 10-3: Valores de los coeficientes de regresión para los SST, error típico, los coeficientes estandarizados, los intervalos de confianza del 95 % y la significancia de dichos coeficientes.

Coeficiente		Valores
β_0	Coeficiente no estandarizado	-1903
	Error típico	209.62
	Intervalo de confianza del 95%	± 411
	p-valor	0.000
β_1	Coeficiente no estandarizado	42.39
	Error típico	3.42
	Intervalo de confianza del 95%	± 6.7
	Coeficiente estandarizado	0.746
β_2	Coeficiente no estandarizado	36.48
	Error típico	3.59
	Intervalo de confianza del 95%	± 7
	Coeficiente estandarizado	0.611
	p-valor	0.000

- La normalidad de los residuos fue analizada mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov ($n > 50$). El resultado fue que los residuos presentaban una distribución normal. Además, de la representación del histograma y de la gráfica de probabilidad se puede confirmar bien este supuesto (Figura 10-6).
- La independencia de los residuos se analizó mediante el contraste de Durbin-Watson. El valor obtenido es de $DW = 1.643$, con lo que se asume que los residuos son independientes (rango entre 1.5 y 2.5).

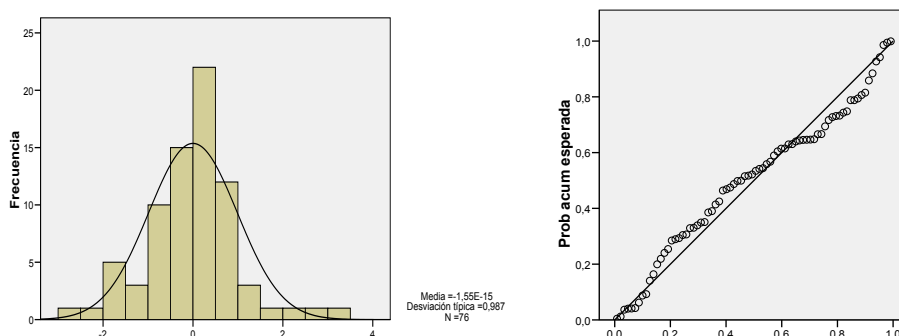


Figura 10-6: Histograma y gráfica de probabilidad normal de los residuos tipificados obtenidos para el modelo de SST.

- Para obtener información sobre el grado de cumplimiento del supuesto de homocedasticidad de los residuos se ha empleado el gráfico de la Figura 10-7, ya que el supuesto de igualdad de varianzas implica que la variación de los residuos sea uniforme en todo el rango de valores

pronosticados. En este caso, no se observa ninguna pauta clara de asociación, ni lineal ni de ningún otro tipo. Por tanto, se puede afirmar que se cumple también el supuesto de homocedasticidad.

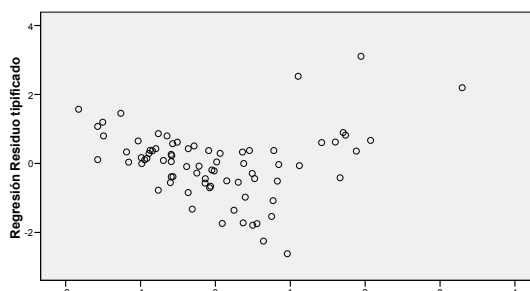


Figura 10-7: Valores de los residuos tipificados frente a los valores ajustados (o pronosticados) para el modelo de los SST.

- La no-colinealidad de las variables independientes se determinó mediante el análisis de los factores de inflación de la varianza (FIV) y de los índices de condición. Se puede concluir que no existe problema de colinealidad, pues los valores de los FIV son 1.042 y los valores del índice de condición son inferiores a 15.

10.2.2 Fósforo.

Tabla 10-4: Valores de los coeficientes de regresión para el modelo del PT, error típico, los coeficientes estandarizados, los intervalos de confianza del 95 % y la significancia de dichos coeficientes.

Coeficiente		Valores
β_0	Coeficiente no estandarizado	-14.369
	Error típico	1.194
	Intervalo de confianza del 95%	± 2.34
	p-valor	0.000
β_1	Coeficiente no estandarizado	35.105
	Error típico	2.264
	Intervalo de confianza del 95%	± 4.44
	Coeficiente estandarizado	0.736
	p-valor	0.000
β_2	Coeficiente no estandarizado	0.272
	Error típico	0.023
	Intervalo de confianza del 95%	± 0.045
	Coeficiente estandarizado	0.552
	p-valor	0.000

- La normalidad de los residuos fue analizada mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov y mediante la prueba de Shapiro-Wilk. En ambos casos, se obtuvo un valor $p < 0.05$ pero próximo a él. Además, de la representación del histograma y del gráfico de probabilidad podemos afirmar que la distribución se aproxima mucho a la distribución normal (Figura 10-8). La mayor parte de los residuos tipificados se encuentran en el rango $[-3, +3]$, con una media de valor 0 y una desviación típica de 0.987 como toca en una distribución $N(0,1)$.

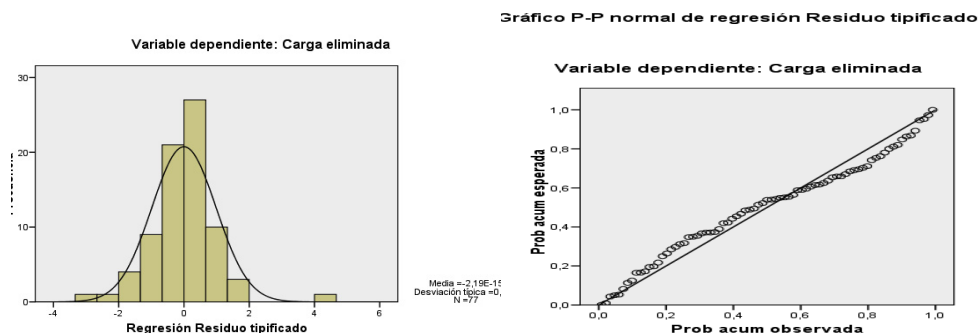


Figura 10-8: Histograma y gráfica de probabilidad normal de los residuos obtenidos para el modelo del PT.

- La independencia de los residuos se analizó mediante el contraste de Durbin-Watson. El valor obtenido es de $DW= 1.721$, por tanto, se asume que los residuos son independientes.
- A la vista de la Figura 10-9, se puede afirmar que se cumple también el supuesto de homocedasticidad.

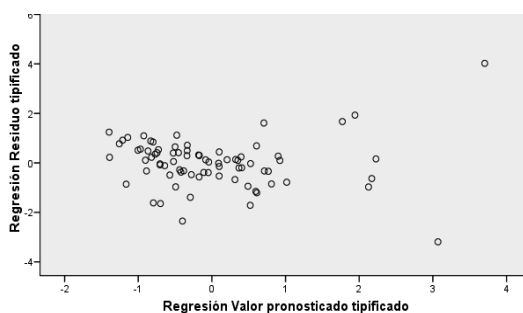


Figura 10-9: Valores de los residuos tipificados frente a los valores ajustados (o pronosticados) para el modelo del PT.

- Se puede concluir que no existe problema de colinealidad, pues los valores de los FIV son 1 y los valores del índice de condición son inferiores a 15.

10.2.3 Nitrógeno.

Tabla 10-5: Valores de los coeficientes de regresión para el modelo del NT, error típico, los coeficientes estandarizados, los intervalos de confianza del 95 % y la significancia de dichos coeficientes.

Coeficiente		Valores
β_0	Coeficiente no estandarizado	-75.452
	Error típico	14.746
	Intervalo de confianza del 95%	± 28.90
	p-valor	0.000
β_1	Coeficiente no estandarizado	21.819
	Error típico	2.303
	Intervalo de confianza del 95%	± 4.51
	Coeficiente estandarizado	0.768
β_2	p-valor	0.000
	Coeficiente no estandarizado	1.631
	Error típico	0.261
	Intervalo de confianza del 95%	± 0.512
	Coeficiente estandarizado	0.506
	p-valor	0.000

- Los residuos presentan una distribución próxima a la normal (prueba de Kolmogorov-Smirnov) (Figura 10-10).

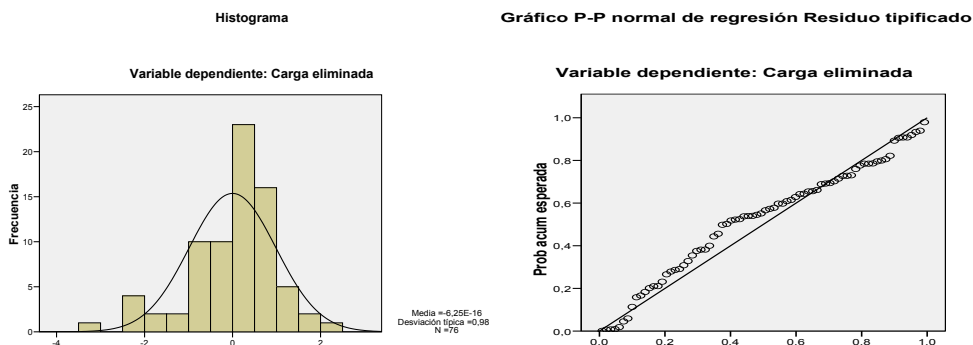


Figura 10-10: Histograma y gráfica de probabilidad normal de los residuos obtenidos del modelo del NT.

- Los residuos de consideran independientes ($DW= 1.38$).
- Se cumple también el supuesto de homocedasticidad (Figura 10-11).
- No existe problema de colinealidad.

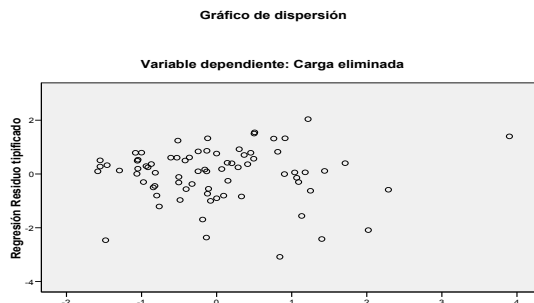


Figura 10-11: Valores de los residuos tipificados frente a los valores ajustados (o pronosticados) para el modelo del NT.

10.2.4 Materia orgánica.

Tabla 10-6: Valores de los coeficientes de regresión del modelo de DQO_T , error típico, los coeficientes estandarizados, los intervalos de confianza del 95 % y la significancia de dichos coeficientes.

Coeficiente		Valores
β_0	Coefficiente no estandarizado	-427.02
	Error típico	149.30
	Intervalo de confianza del 95%	± 292.63
	p-valor	0.006
β_1	Coefficiente no estandarizado	10.55
	Error típico	3.15
	Intervalo de confianza del 95%	± 6.17
	Coefficiente estandarizado	0.361
	p-valor	0.001
β_2	Coefficiente no estandarizado	6.60
	Error típico	2.27
	Intervalo de confianza del 95%	± 4.45
	Coefficiente estandarizado	0.313
	p-valor	0.005

- Los residuos presentan una distribución próxima a la normal (prueba de Kolmogorov-Smirnov ($n > 50$)) (Figura 10-12).

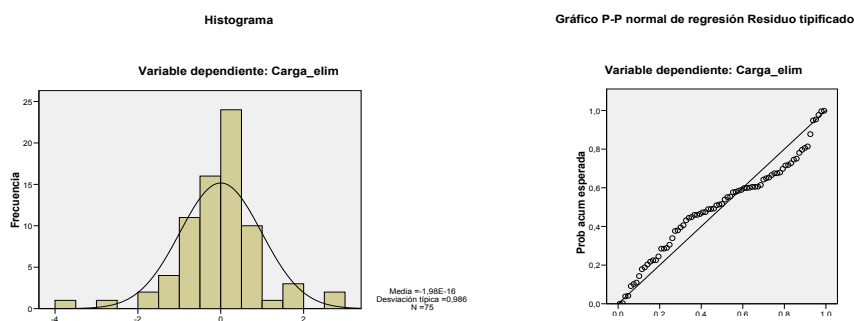


Figura 10-12: Histograma y gráfica de probabilidad normal de los residuos tipificados obtenidos.

- El valor obtenido es de $DW= 1.235$, valor próximo pero inferior a 1.5 por tanto, no se puede afirmar que los residuos sean independientes.
- Para obtener información sobre el grado de cumplimiento del supuesto de homocedasticidad de los residuos se ha empleado el gráfico de la Figura 10-13, ya que el supuesto de igualdad de varianzas implica que la variación de los residuos sea uniforme en todo el rango de valores pronosticados. En este caso, no se observa ninguna pauta clara de asociación, ni lineal ni de ningún otro tipo. Por tanto, se puede afirmar que se cumple también el supuesto de homocedasticidad .

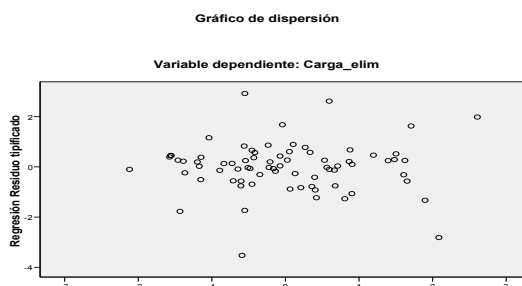


Figura 10-13: Valores de los residuos tipificados frente a los valores ajustados (o pronosticados).

- La no-colinealidad de las variables independientes se determinó mediante el análisis de los factores de inflación de la varianza (FIV) y de los índices de condición. Se puede concluir que no existe problema de colinealidad, pues los valores de los FIV son 1.029 y los valores del índice de condición son inferiores a 15.

10.2.5 Fitoplancton.

Modelo 1

Tabla 10-7: Valores de los coeficientes de regresión del modelo 1 de la CI α , error típico, los coeficientes estandarizados, los intervalos de confianza del 95% y la significancia de dichos coeficientes.

Coeficiente		Valores
β_0	Coeficiente no estandarizado	-1529.72
	Error típico	414.63
	Intervalo de confianza del 95%	± 812.67
	p-valor	0.000
β_1	Coeficiente no estandarizado	23.21
	Error típico	3.11
	Intervalo de confianza del 95%	± 6.10
	Coeficiente estandarizado	0.674
β_2	p-valor	0.000
	Coeficiente no estandarizado	27.78
	Error típico	9.03
	Intervalo de confianza del 95%	± 17.70
	Coeficiente estandarizado	0.278
	p-valor	0.003

- Los residuos presentan una distribución muy próxima a la normal (prueba de Kolmogorov-Smirnov ($n > 50$) (Figura 10-14)).
- Los residuos son independientes ($DW = 1.706$).

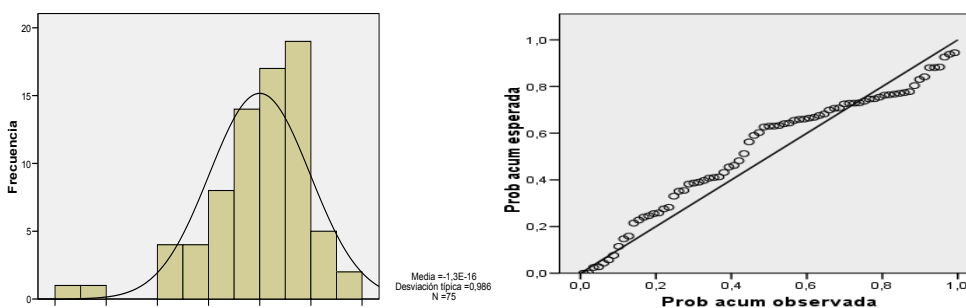


Figura 10-14: Histograma y gráfica de probabilidad normal de los residuos tipificados obtenidos para el modelo 1 de la CI α .

- Se cumple también el supuesto de homocedasticidad de los residuos (Figura 10-15). No obstante, si se observa que al aumentar el valor de los pronosticados también lo hace la dispersión de la nube de puntos. Por tanto, aunque a priori parece que se cumple el supuesto de homocedasticidad, no está del todo claro.

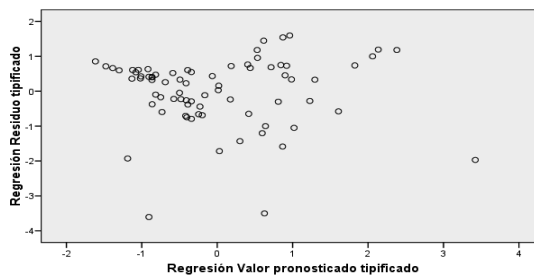


Figura 10-15: Valores de los residuos tipificados frente a los valores ajustados (o pronosticados) del modelo 1 de la CI α .

- No existe problema de colinealidad, pues los valores de los FIV son 1.000 y los valores del índice de condición son inferiores a 15.

Modelo 2

Tabla 10-8: Valores de los coeficientes de regresión del modelo 2 de la CI α , error típico, los coeficientes estandarizados, los intervalos de confianza del 95% y la significancia de dichos coeficientes.

Coeficiente		Valores
β_0	Coeficiente no estandarizado	-1474.26
	Error típico	341.74
	Intervalo de confianza del 95%	± 669.81
	p-valor	0.000
β_1	Coeficiente no estandarizado	22.58
	Error típico	2.53
	Intervalo de confianza del 95%	± 4.96
	Coeficiente estandarizado	0.741
	p-valor	0.000
β_2	Coeficiente no estandarizado	31.07
	Error típico	7.48
	Intervalo de confianza del 95%	± 14.66
	Coeficiente estandarizado	0.345
	p-valor	0.000

- La distribución de los residuos ahora se aproxima más a la normal (Figura 10-16) y los residuos muestran independencia ($DW= 1.626$). Además, se cumplen los supuestos de no colinealidad de los residuos y de homocedasticidad en los mismos (Figura 10-17).

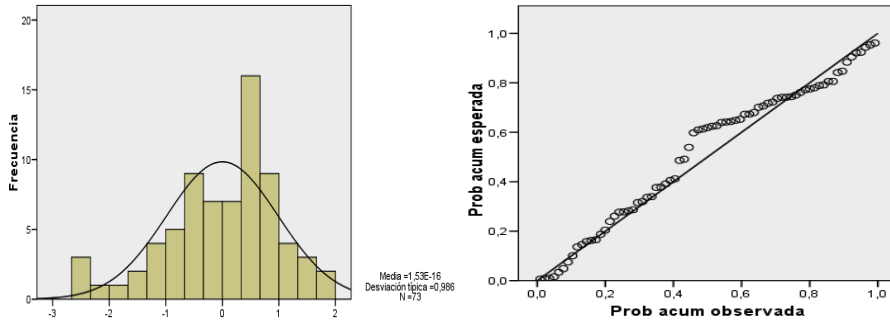


Figura 10-16: Histograma y gráfica de probabilidad normal de los residuos tipificados obtenidos del modelo 2 de la CI α .

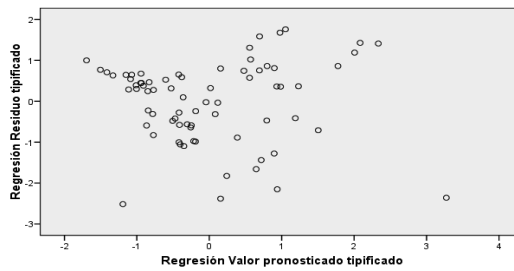


Figura 10-17: Valores de los residuos tipificados frente a los valores ajustados (o pronosticados) del modelo 2 de la CI α .

10.3 HUMEDALES FP Y F4

10.3.1 Sólidos

10.3.1.1 Humedal fp

10.3.1.1.1 Carga másica de entrada.

En la Tabla 10-9 se presenta la carga de entrada de sólidos a fp, la cual fue muy variable, respondiendo a la variabilidad de caudales y de la concentración de entrada al mismo. Los valores medidos son inferiores a los calculados para el humedal FG, de acuerdo con un menor caudal de agua tratada.

Tabla 10-9: Cargas de entrada media de SS, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en la entrada del humedal fp durante el periodo de estudio.

	SST ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$)	SSV ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$)
Media $\pm \sigma$ (CV)	1160 \pm 612 (53%)	344 \pm 174 (51%)
Mínimo	248	28
Máximo	3496	801

10.3.1.1.2 Concentración del efluente y factores influyentes.

La concentración medida de SST a la salida del humedal fp (n=71) osciló entre 5.00 y 140.44 mg L^{-1} , siendo el valor promedio de 36.66 \pm 30.82 mg L^{-1} . En un 47% de los casos, la concentración medida fue inferior a 25 mg L^{-1} , cumpliendo de este modo con el límite máximo establecido para aguas de uso ciprinícolas y en un 13% fue inferior a 10 mg L^{-1} . La concentración promedio de SSV en el efluente fue de 11.24 mg L^{-1} , con valores oscilando desde los 0.90 hasta los 39.71 mg L^{-1} . En promedio de todo el periodo estudiado, el humedal redujo la concentración de SST del influente ($p < 0.05$) y de SSV (un 9.8%). Al igual que en FG, la mayor reducción se consiguió con los SSNV.

En la Figura 10-18 se presenta la evolución de la concentración de SST en el influente y en el efluente de fp. En ella se observa una producción de SST en mayo del 2009, asociada a la resuspensión del sedimento provocada por las aves, coincidiendo con una baja cobertura vegetal. En general, se redujo la concentración del influente hasta septiembre 2010 (cosecha de fp2). A partir de ese momento, empeoró⁴⁸ la calidad del efluente y se decidió desviarlo a la celda FG3, para proporcionarle un tratamiento adicional (desde octubre del 2010 hasta marzo del 2011). Además, después del secado-reinundación del humedal en marzo-abril del 2011, se midieron elevadas concentraciones en el efluente, siendo el valor medio de 84.71 mg L^{-1} .

⁴⁸ Las concentraciones son resultado de la mezcla del efluente de fp3 con agua de la "anguilera", dado que el punto de muestreo fue la compuerta de entrada a FG3 desde la "anguilera".

En cambio, después del secado-reinundación de agosto del 2011, la concentración de SST en el efluente descendió significativamente hasta alcanzar un valor medio de 37.57 mg L^{-1} volviendo el sistema, mayoritariamente, a reducir las concentraciones del influente.

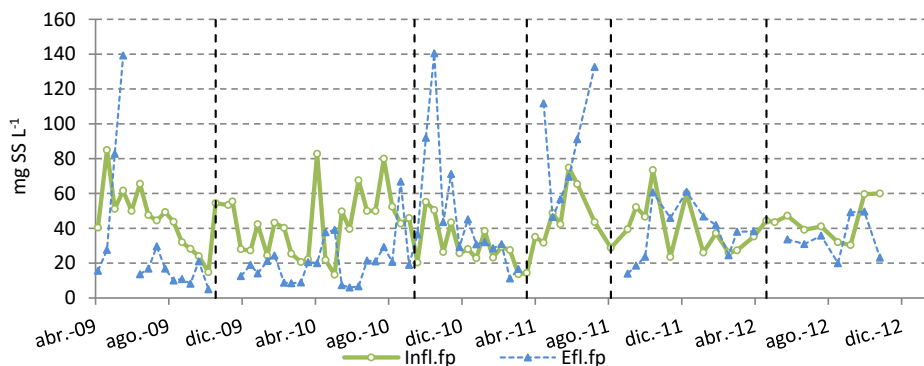


Figura 10-18: Evolución temporal de la concentración de SST (mg L^{-1}) en el influente y en el efluente de fp. Las líneas negras verticales señalan las interrupciones del funcionamiento de fp.

La Tabla 10-10 recoge los valores medios, máximos y mínimos medidos en los diferentes años de estudio y en cada una de las celdas de tratamiento. Durante el primer año de estudio, las tres celdas redujeron en término medio las concentraciones del influente. En cambio, en el segundo periodo de estudio, la celda fp1 fue productora de sólidos, lo que se relacionó con la desaparición de la vegetación. En el tercer periodo de estudio, la concentración en el efluente de fp2 empeoró, relacionándolo también con la falta de vegetación en esta celda. En el último periodo de estudio, mejoraron tanto las concentraciones medias medidas en los efluentes de las distintas celdas de tratamiento como las concentraciones máximas, volviendo a ser el humedal sumidero de sólidos suspendidos. No obstante, como se ha comentado a lo largo de la tesis, este periodo no se corresponde con un año completo.

En la Tabla 10-11 se recogen los coeficientes de correlación obtenidos entre las concentraciones de sólidos medidas en el efluente de fp y otras variables. En este humedal, tampoco se ha obtenido una relación significativa con la temperatura, lo cual se asocia con que el principal mecanismo de eliminación de sólidos es la sedimentación. Como era de esperar, los SSV están correlacionados con la $Cl \alpha$ y la DQO_p , indicando el carácter fitoplanctónico de los sólidos orgánicos. Por otro lado, tanto los SST como los SSV están negativamente correlacionados con la cobertura vegetal, indicando que para alcanzar bajas concentraciones de sólidos en el efluente de fp, es necesario mantener una elevada cobertura vegetal en el mismo. Por el contrario, la CH no parece que influyera significativamente en las concentraciones medidas en el efluente del humedal y la influencia de la carga de entrada fue muy débil.

Tabla 10-10: Concentración de SST en influente y en la salida de cada una de las celdas de tratamiento del humedal fp. N= número de datos; σ = desviación típica.

	Influente	Efluente fp1	Efluente fp2	Efluente fp3
Abril 2009- marzo 2010				
N	26	22	21	22
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	41.33 \pm 16.35	28.36 \pm 22.43	25.76 \pm 22.17	24.33 \pm 30.09
Máximo (mg L ⁻¹)	84.93	94.78	92.40	139.20
Mínimo (mg L ⁻¹)	14.80	5.60	7.33	5.00
Abril 2010- marzo 2011				
N	26	24	23	25
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	39.02 \pm 19.15	57.95 \pm 43.31	24.60 \pm 16.73	36.14 \pm 29.85
Máximo (mg L ⁻¹)	82.80	208.00	79.60	140.44
Mínimo (mg L ⁻¹)	13.40	12.53	2.10	6.00
Abril 2011- marzo 2012				
N	18	16	16	16
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	44.90 \pm 17.18	62.78 \pm 27.21	56.40 \pm 21.65	55.20 \pm 33.10
Máximo (mg L ⁻¹)	74.81	102.41	104.22	132.61
Mínimo (mg L ⁻¹)	23.55	24.87	27.56	14.00
Abril 2012- octubre 2012				
N	10	8	8	8
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	43.07 \pm 11.60	45.32 \pm 25.01	45.77 \pm 17.12	35.08 \pm 10.75
Máximo (mg L ⁻¹)	60.00	84.41	69.6	49.60
Mínimo (mg L ⁻¹)	30.35	10.98	22.65	20.00

Tabla 10-11: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre las concentraciones de SST y SSV medidas en el efluente de fp y diferentes variables estudiadas.

	Cl α ($\mu\text{g L}^{-1}$)	DQO _T (mg L ⁻¹)	DQO _P (mg L ⁻¹)	T (°C)	CH (m año ⁻¹)	CVe (%)	CM _{inf} (g m ⁻² año ⁻¹)
SST (mg L ⁻¹)	0.221	0.123	0.216	-0.007	0.191	-0.516**	0.274*
SSV (mg L ⁻¹)	0.436**	0.317**	0.354**	0.055	0.247*	-0.361**	0.245*

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

10.3.1.1.3 Cargas eliminadas y factores influyentes.

La carga eliminada (Tabla 10-12) osciló ampliamente y fue en general, inferior a la del humedal FG. Los valores inferiores a -2000 g m⁻² año⁻¹ son atípicos (la mayoría resultado de la mezcla de efluente con el agua del “anguilera”) y si se eliminan, la carga media eliminada de SST es de 191 g m⁻² año⁻¹.

Tabla 10-12: Cargas de eliminación medias de SS, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal fp durante el periodo de estudio.

	SST (g m ⁻² año ⁻¹)	SSV (g m ⁻² año ⁻¹)
Media $\pm \sigma$ (CV)	115 \pm 834 (725%)	15 \pm 238 (104%)
Mínimo	-2765	-802
Máximo	2264	523

En la Tabla 10-13 aparecen los principales factores que influyeron sobre las cargas eliminadas de SST y de SSV: las concentraciones de entrada y el grado de cobertura vegetal.

La carga de entrada y la temperatura influyeron débilmente. En cambio, la CH y el TRH no afectaron a las tasas de eliminación de sólidos.

Tabla 10-13: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre la carga másica eliminada (CM_{elim}) de SST y SSV y diferentes variables estudiadas.

CM_{elim} ($g\ m^{-2}\ año^{-1}$)	C_{inf} ($mg\ L^{-1}$)	CM_{inf} ($g\ m^{-2}\ año^{-1}$)	T ($^{\circ}C$)	CH ($m\ año^{-1}$)	TRH (días)	CVe (%)
SST	0.371**	0.246*	0.265*	-0.073	0.100	0.417**
SSV	0.554**	0.367**	0.266*	-0.170	0.187	0.423**

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

La influencia de la CH podría estar enmascarada por la importancia del ciclo de sólidos dentro del humedal (resuspensión de los sedimentos, producción de detritos, crecimiento de algas, etc.). De hecho, si se consideran solamente los datos obtenidos antes de la siega de fp2, sí que se obtiene una correlación significativa entre la CH aplicada al sistema y la carga eliminada de SST y SSV ($r=0.444$, $p<0.01$; $r=0.331$, $p<0.05$; respectivamente).

10.3.1.1.4 Rendimientos de eliminación y factores influyentes.

Los rendimientos diarios de eliminación oscilaron ampliamente, desde valores negativos (-240% para los SST y -276% para los SSV) hasta valores del 91% en el caso de los SST y del 87% en el caso de los SSV.

El rendimiento global (Tabla 10-14) de SST fue muy bajo y humedal exportó SSV. Estos resultados fueron peores que los conseguidos en el humedal FG y están lejos de los citados en la Tabla 6-16.

Tabla 10-14: Rendimientos de eliminación globales de SS, cargas de entrada totales (kg) y cargas de salida totales (kg) de abril del 2009 a octubre del 2012.

	SST	SSV
Carga de entrada total (kg)	54621	15988
Carga de salida total (kg)	52034	16184
Rendimientos (%)	5	-1

Los principales factores que influyeron en las eficiencias alcanzadas fueron: la concentración de entrada, la CH y el grado de cobertura vegetal (Tabla 10-15). Las altas CH podrían haber afectado negativamente a la tasa de sedimentación.

Tabla 10-15: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre los rendimientos alcanzados de SST y SSV y diferentes variables estudiadas.

Rendimientos (%)	C_{inf} ($mg\ L^{-1}$)	CM_{inf} ($g\ m^{-2}\ año^{-1}$)	T ($^{\circ}C$)	CH ($m\ año^{-1}$)	TRH (días)	CVe (%)
SST	0.320**	-0.030	0.249*	-0.330**	-0.378**	0.501**
SSV	0.311**	0.128	0.220	-0.351**	0.377**	0.395**

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

Aualmente (Tabla 10-16) se observó una pérdida de la eficiencia de eliminación de SS, coincidiendo con el empeoramiento observado en la concentración del efluente. El mejor resultado se obtuvo el primer año, con una cobertura vegetal media estimada en el humedal del 60%. La mejora del funcionamiento durante el último periodo de estudio no es comparable con los periodos anteriores puesto que no se contabiliza un año completo.

Tabla 10-16: Rendimientos de SS obtenidos del balance anual en el humedal fp.

Año	SST (%)	SSV (%)
1	48	38
2	10	-0.4
3	-39	-59
4	21	20

Con respecto a la evolución de los rendimientos alcanzados en las distintas celdas, se observa claramente como la eficiencia de eliminación en las celdas fp1 y fp2 empeoró a partir de su cosechado (Tabla 10-17). La celda fp3 mejoró la eficiencia de eliminación a medida que mejoró la cobertura vegetal en la misma y que empeoró la calidad del efluente en fp2.

Tabla 10-17: Rendimientos de SS obtenidos (%) en cada celda del humedal fp durante los diferentes años de estudio.

	SST			SSV		
	fp1	fp2	fp3	fp1	fp2	fp3
1	27	12	18	24	13	8
2	-31	48	-42	-42	38	-18
3	-49	12	-5	-75	19	-12
4	-18	5	27	0	2	19

10.3.1.2 Humedal F4.

10.3.1.2.1 Carga másica de entrada.

Como se desprende de la Tabla 10-18, la carga de entrada de sólidos fue muy variable y similar a la del humedal FG.

Tabla 10-18: Cargas de entrada media de SS, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en la entrada del humedal F4 durante el periodo de estudio.

	SST ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$)	SSV ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$)
Media $\pm \sigma$ (CV)	1371 \pm 1062 (77%)	392 \pm 352 (90%)
Mínimo	130	70
Máximo	5144	1632

10.3.1.2.2 Concentración del efluente y factores influyentes.

La concentración medida de SST a la salida del humedal F4 (n=73) osciló entre 6.27 y 147.62 mg L⁻¹, siendo el valor promedio de 42.32 mg L⁻¹. En el 34% de los datos recogidos, esta

concentración fue inferior a 25 mg L^{-1} (R.D. 927/1988) y en el 4% a 10 mg L^{-1} . En término medio, el humedal no redujo la concentración de entrada ($p>0.05$), siendo la concentración media a la salida de F4 prácticamente la misma que la medida en PC (-0.3%) y superior a la medida en el influente a F4 (después de recorrer el CI) (-9%).

La concentración promedio de SSV en el efluente fue de 13.78 mg L^{-1} , con un rango de valores entre los 1.80 hasta los 59.52 mg L^{-1} . En promedio, el humedal también incrementó ligeramente la concentración de SSV medida en el PC y en la entrada inmediata a F4 ($p>0.05$).

De la Figura 10-19 se extrae que F4 funcionó peor que los otros dos humedales, probablemente resultado de la baja cobertura vegetal de este humedal. No obstante, en el 58% de los datos recogidos la concentración en el PC fue reducida. La resuspensión del sedimento por acción del viento y del oleaje fue alta, lo cual se constató visualmente en los muestreos de campo. Además, a partir del verano del 2010 se detectaron poblaciones de peces de pequeño tamaño en el interior del humedal y a comienzos del verano del 2012, de peces de mayor tamaño (principalmente, carpas), que junto con la presencia de aves en el humedal, provocaron una elevada resuspensión de los sedimentos y por tanto, elevadas concentraciones de SS en el efluente del mismo (por ejemplo, en abril y mayo del 2011, Figura 10-19). Además de lo anterior, la baja cobertura vegetal favoreció el crecimiento de algas en el humedal.

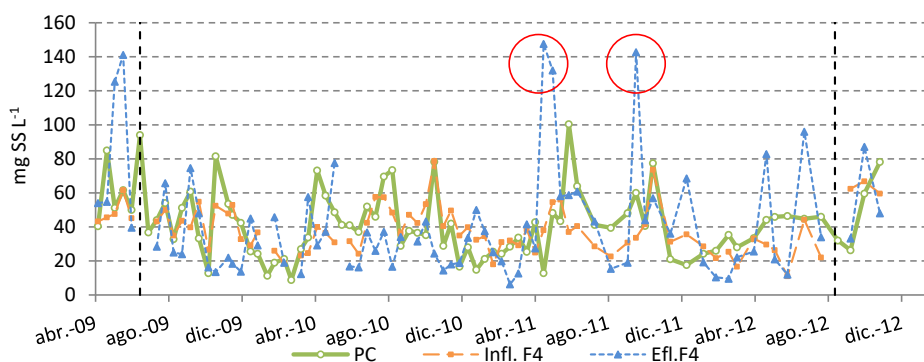


Figura 10-19: Evolución temporal de la concentración de SST (mg L^{-1}) en el PC y en influente y efluente de F4. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.

La Tabla 10-19 recoge los valores medios, máximos y mínimos medidos en los diferentes años de estudio en el PC, en el influente a F4 y en el efluente de este mismo humedal. Como se puede observar, durante el segundo periodo de estudio se obtuvieron los mejores resultados en F4, reduciendo en un 27% la concentración promedio en el PC. En los restantes periodos, el humedal F4 incrementó la concentración del PC.

Tabla 10-19: Concentración de SST en influente y en la salida del humedal F4. N= número de datos; σ = desviación típica.

	PC	Influente F4	Efluente F4
Abril 2009- marzo 2010			
N	26	22	22
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	42.44 \pm 22.18	40.01 \pm 11.72	44.24 \pm 34.17
Máximo (mg L ⁻¹)	94.00	61.60	141.12
Mínimo (mg L ⁻¹)	8.80	18.36	12.27
Abril 2010- marzo 2011			
N	26	25	24
Media (mg L ⁻¹)	40.22 \pm 17.87	40.28 \pm 12.60	29.37 \pm 15.18
Máximo (mg L ⁻¹)	78.29	78.75	77.60
Mínimo (mg L ⁻¹)	14.80	18.00	6.27
Abril 2011- marzo 2012			
N	18	18	18
Media (mg L ⁻¹)	46.14 \pm 22.53	35.61 \pm 14.08	53.99 \pm 44.12
Máximo (mg L ⁻¹)	100.40	73.53	147.62
Mínimo (mg L ⁻¹)	12.80	16.60	9.60
Abril 2012- octubre 2012			
N	10	9	9
Media (mg L ⁻¹)	45.68 \pm 14.77	39.46 \pm 19.76	48.86 \pm 31.59
Máximo (mg L ⁻¹)	78.16	66.80	96.00
Mínimo (mg L ⁻¹)	26.32	11.00	12.00

En la Tabla 10-20 se recogen los coeficientes de correlación obtenidos entre la concentración de sólidos medida en el efluente y otras variables. Esta está correlacionada significativamente con la materia orgánica particulada y con la Cl α , indicando el carácter orgánico y fitoplanctónico de los SS. La concentración de SSV también está linealmente correlacionada, aunque muy débilmente, con la temperatura, indicando que en los meses cálidos, la concentración de sólidos de tipo orgánicos en el efluente fue mayor.

En cuanto a la cobertura vegetal, no se ha encontrado influencia de esta variable sobre la concentración de sólidos del efluente. Ello no es de extrañar pues la densidad de vegetación en la celda fue muy baja y más o menos constante durante todo el periodo de estudio. Además, tampoco se han encontrado correlaciones significativas entre las concentraciones de SS del efluente y la CH, ni tampoco con la carga másica de entrada.

Tabla 10-20: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre las concentraciones de SST y SSV medidas en el efluente de F4 y diferentes variables estudiadas.

	Cl α ($\mu\text{g L}^{-1}$)	DQO _T (mg L ⁻¹)	DQO _P (mg L ⁻¹)	T (°C)	CH (m año ⁻¹)	CVe (%)	CM _{inf} (g m ⁻² año ⁻¹)
SST (mg L ⁻¹)	0.246*	0.262*	0.455**	0.195	0.088	-0.141	0.063
SSV (mg L ⁻¹)	0.524**	0.526**	0.661**	0.266*	0.040	-0.118	0.150

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

Una vez más, se destaca la importancia de una buena cobertura vegetal en el sistema, para limitar el desarrollo de biomasa fitoplanctónica y con ello, conseguir bajas concentraciones de SS en el efluente del humedal.

10.3.1.2.3 Cargas eliminadas y factores influyentes.

La carga eliminada (Tabla 10-21) osciló ampliamente durante todo el periodo de estudio, siendo en promedio F4 productor de SS.

Tabla 10-21: Cargas de eliminación medias de SS, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal F4 durante el periodo de estudio.

	SST ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$)	SSV ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$)
Media $\pm \sigma$ (CV)	-42 \pm 1336 (3181%)	-63 \pm 456 (724%)
Mínimo	-5671	-2269
Máximo	2180	1073

El único factor que parece haber influido en las cargas eliminadas es la concentración de entrada (Tabla 10-22). La elevada resuspensión en esta celda pudo enmascarar la influencia de otras variables, como la CH. De hecho, si se eliminan los valores atípicos o extremos de las cargas eliminadas, sí que se encuentra una relación significativa y positiva con la carga másica de entrada ($r=0.451, p<0.01$) y, aunque de manera más débil, con la CH aplicada al humedal ($r=0.248, p<0.01$).

Tabla 10-22: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre la carga másica eliminada (CM_{elim}) de SST y SSV en el efluente de F4 y diferentes variables estudiadas.

CM_{elim} ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$)	C_{inf} (mg L^{-1})	CM_{inf} ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$)	T ($^{\circ}\text{C}$)	CH (m año^{-1})	TRH (días)	CVe(%)
SST	0.346**	0.253*	0.041	0.041	-0.007	0.030
SSV	0.550**	0.294*	0.055	-0.087	0.109	0.035

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

10.3.1.2.4 Rendimientos de eliminación y factores influyentes.

Los rendimientos de eliminación de sólidos conseguidos en el humedal F4 durante todo el periodo de estudio, oscilaron también ampliamente desde valores negativos (-1023% para los SST y -940% para los SSV) hasta valores del 84% en el caso de los SST y del 88% en el caso de los SSV.

El humedal fue en término medio, exportador de SS al lago (Tabla 10-23). Al igual que se ha visto con las cargas eliminadas, este humedal operó bastante peor que FG y fp.

Los rendimientos obtenidos solamente están significativamente correlacionados con las concentraciones medidas en el PC (Tabla 10-24) lo cual también se podría explicar por la alta tasa de resuspensión ocurrida en el humedal.

Tabla 10-23: Rendimientos de eliminación de SS globales, cargas de entrada totales (kg) y cargas de salida totales (kg) de abril del 2009 a octubre del 2012.

	SST	SSV
Carga de entrada total (kg)	122635	35327
Carga de salida total (kg)	125659	40042
Rendimientos (%)	-2	-13

Tabla 10-24: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre los rendimientos obtenidos de SST y SSV y diferentes variables estudiadas.

Rendimientos (%)	C _{inf} (mg L ⁻¹)	CM _{inf} (g m ⁻² año ⁻¹)	T (°C)	CH (m año ⁻¹)	TRH (días)	CVe(%)
SST	0.321**	0.060	0.092	-0.147	0.204	0.112
SSV	0.526**	0.226	0.083	-0.164	0.197	0.044

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

En este humedal, también se observó un empeoramiento con el tiempo de los rendimientos anuales (Tabla 10-25). Los dos primeros años el humedal consiguió una eliminación positiva, mientras que en los dos últimos fue productor de sólidos.

Tabla 10-25: Rendimientos de SS obtenidos del balance anual en el humedal F4.

Año	SST (%)	SSV (%)
1	13	14
2	17	1
3	-11	-52
4	-15	-0.2

Además de una menor cobertura vegetal en este humedal durante todo el periodo de estudio (<30%), es conocido que la disposición en serie (FG y fp) promueve la efectiva distribución del flujo en el humedal (Kadlec et al., 2010b). Por tanto, aunque la eficiencia hidráulica de Los HAFSTP no fue medida mediante un estudio con trazadores, es esperable que la del humedal F4 fuera inferior a la de los humedales FG y fp, pudiendo ello también haber repercutido en eliminaciones más bajas en este humedal. No obstante, el principal factor parece ser la elevada resuspensión de los sedimentos del mismo.

10.3.2 Fósforo.

10.3.2.1 Humedal fp.

10.3.2.1.1 Carga másica de entrada al humedal.

Como se observa en la Tabla 10-26, la carga másica de entrada de PT, PP y PID al humedal fue muy variable, resultado de la variabilidad en los caudales y en la concentración de entrada al mismo. Los valores obtenidos fueron ligeramente inferiores a los del humedal FG.

Tabla 10-26: Cargas de entrada media de P, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en la entrada del humedal fp durante el periodo de estudio.

	PT ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$)	PID ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$)	PP ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$)
Media $\pm \sigma$	10.55 \pm 5.98	3.317 \pm 4.885	7.28 \pm 3.16
Mínimo	1.43	0.052	1.36
Máximo	41.57	30.088	16.41

10.3.2.1.2 Concentración del efluente y factores influyentes.

Los valores máximos, mínimos y medios medidos a la salida del sistema de tratamiento se recogen en la Tabla 10-27. El componente mayoritario del PT fue el PP, incrementando el porcentaje con respecto al del agua de entrada. En promedio de todo el periodo estudiado, el humedal redujo la concentración de entrada de PT, PP y PID ($p < 0.05$). Concretamente, la concentración de PT fue reducida en el 80% de los datos obtenidos, la concentración de PID en el 83% y la de PP en el 62%. Además, en el 58% de los datos ($n=71$), la concentración de PID medida fue inferior al límite de detección del test analítico empleado (0.01 mg P L^{-1}).

Tabla 10-27: Concentraciones medias de P, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos registrados en el agua de salida del humedal fp en el periodo de estudio.

	PT (mg P L^{-1})	PID (mg P L^{-1})	PP (mg P L^{-1})
Media $\pm \sigma$ (CV)	0.243 \pm 0.112 (46%)	0.016 \pm 0.019 (119%)	0.227 \pm 0.113 (50%)
Mínimo	0.060	0.005	0.055
Máximo	0.666	0.113	0.661
Fracción PT		7%	93%

La evolución de la concentración de PT fue muy similar a la de los SST. Desde la puesta en marcha del sistema y hasta junio del 2010, la concentración de PT del influente fue reducida en el humedal, a excepción del mes de mayo (2009). En este mes se produjo una elevada resuspensión del P ya sedimentado, debido a la elevada población de aves en el sistema (Figura 10-20). A partir de octubre del 2010, se detectó un empeoramiento del efluente y desde este mes hasta marzo del 2011 se desvió el mismo a la celda FG3. Después de la reinundación del humedal en abril del 2011, se detectó un importante pico de P en el efluente, el cual coincide con un pico en los SS, resultado del lavado de zonas estancadas que no se secaron completamente. Después del secado de agosto del 2011, la concentración de PT en el efluente descendió con respecto a los meses anteriores, del mismo modo que ocurrió con los SST, siendo el humedal fp a partir de ese momento sumidero de PT en el 72 % de los casos.

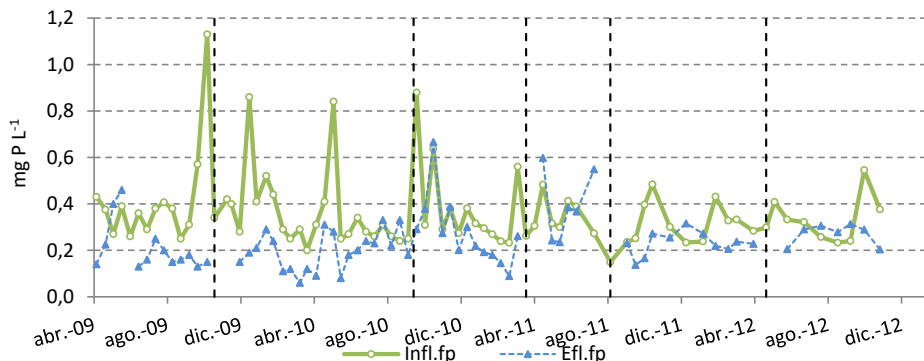


Figura 10-20: Evolución temporal de la concentración de PT (mg P L^{-1}) en el influente y en el efluente de fp. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.

La Tabla 10-28 recoge los valores de PT medidos en los diferentes años de estudio y en cada una de las celdas de tratamiento. Durante el primer año de estudio, las tres celdas redujeron, en término medio, las concentraciones medias, máximas y mínimas del influente, alcanzándose una reducción media del 53% y una concentración en el efluente inferior a 0.20 mg P L^{-1} . La reducción más fuerte se produjo en la celda fp1. En el segundo periodo de estudio, la concentración media del influente prácticamente se mantuvo constante a la salida de fp1. Ello fue debido a un significativo empeoramiento de la eliminación de la fracción particulada, relacionada con la pérdida de cobertura vegetal en esta celda. La concentración a la salida de fp2 permaneció más o menos constante con respecto al periodo anterior, mientras que la concentración en fp3 incrementó, siguiendo la misma tendencia de los SST. A partir del tercer periodo de estudio, la concentración en el efluente de fp2 empeoró, lo cual también se relacionó con la pérdida de cobertura vegetal en esta celda.

En la Tabla 10-29 se recogen los coeficientes de correlación obtenidos entre la concentración de P medida en el efluente del humedal, en sus diferentes fracciones, y otras variables químicas, físicas y biológicas medidas en ese mismo agua. Los factores que influyeron en las concentraciones de PT y PP en el efluente son: las concentraciones de SST y más débilmente de Cl α , indicando la presencia de P en los sólidos medidos en el efluente (tanto orgánicos como inorgánicos), y por tanto, la importancia de conseguir una buena sedimentación de estos últimos para alcanzar una baja concentración de PT en el efluente, la CH (aunque de manera muy débil) y la carga de entrada (indicando un empeoramiento de las concentraciones al incrementar estas dos), y por último, la CVe (mostrando una vez más, que mayores grados de cobertura vegetal resultan en concentraciones de PT más bajas en el efluente). En cuanto al PID los factores son: la temperatura y la concentración de OD; indicando una mayor concentración de este en los meses más cálidos. Estas relaciones también se han encontrado en FG, y en ambos casos la explicación es la misma.

Tabla 10-28: Concentración de PT en influente y en la salida de cada una de las celdas de tratamiento del humedal fp. N= número de datos; σ = desviación típica.

	Influente	Efluente fp1	Efluente fp2	Efluente fp3
Abril 2009- marzo 2010				
N	26	22	21	22
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	0.40 \pm 0.20	0.25 \pm 0.08	0.24 \pm 0.09	0.19 \pm 0.09
Máximo (mg L ⁻¹)	1.13	0.51	0.43	0.46
Mínimo (mg L ⁻¹)	0.20	0.15	0.09	0.06
Abril 2010- marzo 2011				
N	26	24	23	25
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	0.36 \pm 0.18	0.35 \pm 0.18	0.22 \pm 0.10	0.25 \pm 0.12
Máximo (mg L ⁻¹)	0.88	0.88	0.39	0.67
Mínimo (mg L ⁻¹)	0.23	0.05	0.07	0.08
Abril 2011- marzo 2012				
N	18	16	16	16
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	0.33 \pm 0.09	0.34 \pm 0.11	0.29 \pm 0.09	0.29 \pm 0.13
Máximo (mg L ⁻¹)	0.48	0.59	0.54	0.60
Mínimo (mg L ⁻¹)	0.15	0.16	0.17	0.14
Abril 2012- octubre 2012				
N	10	8	8	8
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	0.33 \pm 0.10	0.32 \pm 0.12	0.33 \pm 0.07	0.26 \pm 0.05
Máximo (mg L ⁻¹)	0.55	0.53	0.40	0.31
Mínimo (mg L ⁻¹)	0.23	0.16	0.22	0.20

Tabla 10-29: Coeficientes de correlación de Spearman obtenidos entre las concentraciones de PT, PID y PP medidas en el efluente de fp y diferentes variables estudiadas.

	T (°C)	pH	OD (mg L ⁻¹)	Cl α (μ g L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	CH (m año ⁻¹)	CVe (%)	CM _{inf} (g m ⁻² año ⁻¹)
PT (mg P L ⁻¹)	0.205	0.060	0.008	0.354**	0.816**	0.273*	-0.301*	0.329**
PID (mg P L ⁻¹)	0.324**	-0.223	-0.430**	-0.138	-0.231	0.211	0.218	-0.011
PP (mg P L ⁻¹)	0.169	0.104	0.082	0.425**	0.881**	0.241*	-0.351**	0.300*

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

10.3.2.1.3 Cargas de eliminación y factores influyentes.

La masa eliminada por unidad de área y de tiempo en el humedal fp osciló muy ampliamente durante todo el periodo de estudio (Tabla 10-30). En el caso del PT y el PP, los valores son inferiores a los alcanzados en el humedal FG, aunque siguen siendo valores altos si se comparan con los valores conseguidos en otros humedales tratando aguas procedentes de lagos (Tabla 6-27). En el caso del PID, el valor medio es prácticamente el mismo que FG.

Tabla 10-30: Cargas de eliminación medias de P, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal fp durante el periodo de estudio.

	PT (g m ⁻² año ⁻¹)	PID (g m ⁻² año ⁻¹)	PP (g m ⁻² año ⁻¹)
Media $\pm \sigma$	3.55 \pm 5.09	2.823 \pm 4.670	0.77 \pm 3.20
Mínimo	-6.60	-1.597	-10.51
Máximo	27.90	28.820	5.83

Las cargas eliminadas obtenidas están positiva y significativamente correlacionadas con las concentraciones medidas en el influente (Tabla 10-31). La relación es lineal, destacando la fuerte correlación encontrada en el caso del PID.

Tabla 10-31: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre la carga másica eliminada (CM_{elim}) de PT, PID y PP y diferentes variables estudiadas.

CM_{elim} ($g\ m^{-2}\ año^{-1}$)	C_{inf} ($mg\ L^{-1}$)	CM_{inf} ($g\ m^{-2}\ año^{-1}$)	T ($^{\circ}C$)	CH ($m\ año^{-1}$)	TRH (días)	CV (%)
PT	0.449**	0.288*	-0.397**	-0.072	0.156	0.198
PID	0.942**	0.945**	-0.549**	0.062	-0.040	-0.228
PP	0.485**	0.220	0.062	-0.248	0.281	0.447**

*Significativa al nivel estadístico de 0.05.

**Significativa al nivel estadístico de 0.01.

En el caso del PT y del PID, también están correlacionadas con las cargas de entrada e inversamente con la temperatura, indicando mayores eliminaciones en los meses más fríos (Tabla 10-31). Estrechamente relacionado con esto último, la carga eliminada de PID está relacionada también con la concentración de OD y con el pH medido en la columna de agua ($r=0.273, p<0.05$, $r=0.374, p<0.01$; respectivamente), al igual que en el humedal FG.

El grado de cobertura vegetal influyó sobre la masa eliminada de la fracción particulada, manifestando una vez más, la importancia de la vegetación en la eliminación de PP, componente mayoritario del PT en las aguas eutróficas.

10.3.2.1.4 Almacenamiento de P en las plantas.

El porcentaje de P acumulado en la vegetación, con respecto del total eliminado por el humedal fp, osciló entre un 20-239% (Tabla 10-32). Estos valores son bastante mayores que el máximo estimado en FG (41%), principalmente debido a las menores cargas eliminadas de P (sobre todo de la fracción particulada) y a la alta biomasa vegetal alcanzada al final del periodo de estudio en fp3 (Tabla 6-7).

Tabla 10-32: Porcentaje de acumulación de P en la biomasa aérea con respecto al total eliminado en cada año y en cada una de las celdas de tratamiento del humedal fp y en el conjunto del mismo.

	fp1	fp2	fp3	fp
Abril 2009-marzo 2010	21%	44%	4%	20%
Abril 2010-marzo 2011	*	23%	*	41%
Abril 2011-marzo 2012	*	3%	*	137%
Abril 2012-octubre 2012	*	770%	130%	239%

*La celda exportó P.

En el primer año, los porcentajes estimados son muy similares a los obtenidos en FG. Representando el porcentaje de P acumulado en la biomasa aérea un 20% del total eliminado en el humedal. La cosecha de la celda fp1 retiró del sistema 9.3 kg de P. A partir de ese momento, la celda exportó P por lo que no se estimó el porcentaje de acumulación

respecto a la carga eliminada. Con la cosecha de la celda fp2, se retiraron del sistema 12.4 kg de P.

De nuevo, el mejor resultado se alcanzó al finalizar la primera estación de crecimiento y en la segunda celda (fp2), con una carga media de entrada de $14.16 \pm 7.07 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, una carga eliminada promedio de $1.51 \pm 5.69 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y una biomasa vegetal de $1.57 \text{ kg ms m}^{-2}$ (Tabla 6-7). Por tanto, al igual que en FG, cuando la biomasa vegetal en la celda es elevada (como en el primer año de estudio), la acumulación de P en las plantas supone alrededor de un 20% del P eliminado. Cantidad nada despreciable.

En total el P eliminado a través de su acumulación en los tejidos vegetales supone un 37% respecto a la carga total eliminada por el humedal fp durante los 43 meses de estudio (Ec. 26). Valor superior al humedal FG y que se relaciona directamente con la cosecha también de la segunda celda, una menor carga de entrada y eliminada y una mayor biomasa vegetal hacia el final del estudio.

10.3.2.1.5 Rendimientos de eliminación y factores influyentes.

En la Tabla 10-33 se recogen los valores entre los que han oscilado, durante todo el periodo de estudio, los rendimientos obtenidos para el PT, PP y PID en el humedal fp.

Tabla 10-33: Rendimientos de eliminación mínimos y máximos obtenidos en el humedal fp durante el periodo de estudio.

	PT (%)	PID (%)	PP (%)
Mínimo	-93	-814	-137
Máximo	87	98	79

Los rendimientos globales del PT y del PP fueron más bajos que los alcanzados por FG y el rendimiento global de eliminación de PID fue muy alto (Tabla 10-34). No obstante, el valor del PT es similar al obtenido por Dunne et al. (2015) (Tabla 6-27).

Tabla 10-34: Rendimientos de eliminación globales de P en el humedal fp, cargas de entrada totales (kg) y cargas de salida totales (kg) de abril del 2009 a octubre del 2012.

	PT	PID	PP
Carga de entrada total (kg)	485	146	339
Carga de salida total (kg)	344	22	322
Rendimientos (%)	29	85	5

En cuanto a los rendimientos anuales (Tabla 10-35), se observa un empeoramiento de la eficiencia de eliminación de PT y PP con el tiempo, al igual que se observó con la concentración de salida y con los rendimientos de SST, lo que se relacionó directamente con la pérdida de vegetación en el humedal. El mejor resultado se obtuvo el primer año, con una cobertura vegetal media estimada en el humedal del 60%. En el caso del PID, no se observó

un empeoramiento, pues el rendimiento obtenido en el último periodo de estudio no es comparable con el resto (abril-octubre).

Tabla 10-35: Rendimientos obtenidos de P del balance anual en el humedal fp.

Año	PT (%)	PID (%)	PP (%)
1	59	93	45
2	32	81	5
3	7	93	-28
4	15	59	6

Los rendimientos obtenidos están significativamente correlacionados con la concentración de entrada al humedal fp (Tabla 10-36). La relación sigue una tendencia logarítmica ascendente en los tres casos, destacando la fuerte correlación obtenida para el PID. Con concentraciones de PID superiores a $0.039 \text{ mg P L}^{-1}$ incrementa la probabilidad de obtener rendimientos positivos. Además, el rendimiento del PID también está significativamente correlacionado con la carga de entrada (siguiendo una tendencia logarítmica), con la temperatura (Tabla 10-36), con la concentración de OD medida en la columna de agua y con el pH ($r=0.321, p<0.01$, $r=0.290, p<0.05$; respectivamente). De modo que las mejores eficiencias de eliminación de PID se alcanzaron en los meses de menor temperatura en el humedal y con mayor concentración de OD y pH en la columna de agua (al igual que en FG). Por otro lado, las eficiencias alcanzadas en la eliminación de PT y PP están inversamente correlacionadas con la CH y positivamente con el TRH y el grado de cobertura vegetal. Bajas CH, altos TRH y elevada cobertura vegetal mejoran las condiciones para la sedimentación de la fracción particulada y ello se ve reflejado en mayores rendimientos de eliminación del PT y del PP.

Tabla 10-36: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre los rendimientos obtenidos de PT, PP y PID y otras variables estudiadas.

Rendimientos (%)	$C_{inf} (\text{mg L}^{-1})$	$CM_{inf} (\text{g m}^{-2} \text{ año}^{-1})$	T (°C)	CH (m año^{-1})	TRH (días)	CVe (%)
PT	0.359**	-0.090	-0.232*	-0.423**	0.504**	0.356**
PID	0.836**	0.781**	-0.486**	-0.099	0.101	-0.210
PP	0.412**	-0.050	0.099	-0.434**	0.489**	0.473**

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

Con respecto a la evolución de los rendimientos alcanzados en las distintas celdas (Tabla 10-37). Como cabría esperar, en fp1 la eficiencia empeoró después del cosechado y mejoró en fp2 hasta que ésta fue cosechada.

Tabla 10-37: Rendimientos de eliminación medios de P, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal fp durante el periodo de estudio.

	PT			PID			PP		
	fp1	fp2	fp3	fp1	fp2	fp3	fp1	fp2	fp3
1	44	11	21	79	50	32	21	0.1	21
2	-2	35	-12	66	38	-6	-31	35	-13
3	-12	20	-3	75	78	-21	-47	16	-2
4	-10	0.3	23	31	29	18	-18	-3	24

10.3.2.2 Humedal F4.

10.3.2.2.1 Carga másica de entrada.

La carga de entrada se presenta en la Tabla 10-38, siendo el valor medio muy próximo al del humedal FG.

Tabla 10-38: Cargas de entrada media de P, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en la entrada del humedal F4 durante el periodo de estudio.

	PT ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$)	PID ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$)	PP ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$)
Media $\pm \sigma$	11.30 \pm 7.88	2.928 \pm 3.776	8.37 \pm 6.00
Mínimo	2.34	0.047	1.86
Máximo	32.44	16.638	24.28

10.3.2.2.2 Concentración del efluente y factores influyentes.

Los valores máximos, mínimos y medios medidos a la salida del sistema de tratamiento se recogen en la Tabla 10-39. El componente mayoritario del PT fue el PP, incrementando el porcentaje con respecto al del agua de entrada. En el 74% de los datos (n=73), la concentración medida de PID fue inferior al límite de detección del test analítico empleado (0.01 mg P L^{-1}).

Tabla 10-39: Concentraciones medias de P, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos registrados en el agua de salida del humedal F4 en el periodo de estudio.

	PT (mg P L^{-1})	PID (mg P L^{-1})	PP (mg P L^{-1})
Media $\pm \sigma$ (CV)	0.257 \pm 0.137 (53%)	0.012 \pm 0.014 (117%)	0.245 \pm 0.133 (54%)
Mínimo	0.054	0.005	0.049
Máximo	0.855	0.068	0.802
Fracción PT		5%	95%

En promedio de todo el periodo estudiado, el humedal redujo la concentración de PT, PP y PID medidas en el PC, siendo estas concentraciones, excepto en el caso del PP, significativamente superiores a las medidas en el efluente del humedal ($p < 0.01$). Concretamente, la concentración de PT fue reducida en el 77% de los datos recogidos y la concentración de PID en el 81%. Además, la concentración de PT, PP y PID fue en término medio reducida desde el punto de toma de muestra de agua del PC hasta la entrada del

humedal F4⁴⁹ y a su vez, las concentraciones de PT y PID fueron reducidas desde este último punto hasta la salida del humedal F4. En cambio, en el caso del PP, la concentración promedio de PP incrementó en el efluente con respecto a la entrada en F4.

La evolución de la concentración de PT fue muy similar a la de los SST (Figura 10-21). Este humedal fue el menos vegetado y por tanto, expuesto a una elevada resuspensión del sedimento. Los picos de PT en el efluente coincidieron con picos en la concentración de SST en ese mismo agua (Tabla 10-41), y el empeoramiento observado desde el verano del 2010, se relacionó también con una elevada presencia de peces en la celda, sobre todo en la primavera-verano del 2012.

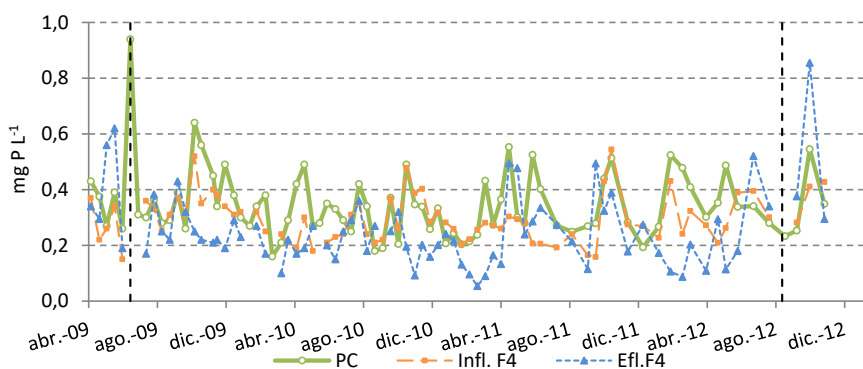


Figura 10-21: Evolución temporal de la concentración de PT (mg P L^{-1}) en el influente y en el efluente de F4. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.

La Tabla 10-40 recoge los valores medidos en los diferentes años de estudio en el PC, en el punto de entrada a F4 (influyente a F4) y en el efluente del humedal. Durante los tres primeros años de estudio, el humedal redujo la concentración promedio medida en el PC. Además, se observa como en el canal interior (CI) se produce ya una reducción del PT, tanto en su fracción particulada como en la soluble inorgánica.

En la Tabla 10-41 se recogen los coeficientes de correlación obtenidos entre la concentración de P medida en el efluente, en sus diferentes fracciones, y otras variables de calidad de agua medidas.

Los factores que influyeron en las concentraciones de PT y PP en el efluente son: las concentraciones de SST y de Cl α , indicando nuevamente, la importancia de conseguir una buena sedimentación para alcanzar una baja concentración de PT en el efluente. La relación con la temperatura, indica una mayor producción de P en el humedal en los meses más cálidos.

⁴⁹ Después de recorrer el canal interior.

En cuanto al PID los factores son: la temperatura, la concentración de OD y el pH; indicando una mayor concentración de éste en los meses más cálidos. Estas relaciones también se han encontrado en FG y en fp, y en todos los casos la explicación es la misma.

Tabla 10-40: Concentración de PT en influente y en la salida del humedal F4. N= número de datos; σ = desviación típica.

	PC	Influente F4	Efluente F4
Abril 2009- marzo 2010			
N	26	22	22
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	0.37 \pm 0.16	0.31 \pm 0.08	0.28 \pm 0.13
Máximo (mg L ⁻¹)	0.94	0.52	0.62
Mínimo (mg L ⁻¹)	0.16	0.15	0.10
Abril 2010- marzo 2011			
N	26	25	24
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	0.31 \pm 0.09	0.28 \pm 0.07	0.20 \pm 0.08
Máximo (mg L ⁻¹)	0.49	0.48	0.36
Mínimo (mg L ⁻¹)	0.18	0.18	0.05
Abril 2011- marzo 2012			
N	18	18	18
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	0.37 \pm 0.12	0.28 \pm 0.10	0.27 \pm 0.13
Máximo (mg L ⁻¹)	0.55	0.54	0.50
Mínimo (mg L ⁻¹)	0.19	0.16	0.09
Abril 2012- octubre 2012			
N	10	9	9
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	0.35 \pm 0.10	0.33 \pm 0.08	0.34 \pm 0.23
Máximo (mg L ⁻¹)	0.55	0.43	0.86
Mínimo (mg L ⁻¹)	0.23	0.21	0.11

Tabla 10-41: Coeficientes de correlación de Spearman obtenidos entre las concentraciones de PT, PID y PP medidas en el efluente F4 y diferentes variables estudiadas.

	T (°C)	pH	OD (mg L ⁻¹)	Cl α (μ g L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	CH (m año ⁻¹)	CVe (%)	CM _{inf} (g m ⁻² año ⁻¹)
PT (mg P L ⁻¹)	0.393**	0.026	-0.169	0.545**	0.799**	0.031	-0.125	0.065
PID (mg P L ⁻¹)	0.491**	-0.407**	-0.528**	0.104	-0.038	-0.038	-0.113	-0.246
PP (mg P L ⁻¹)	0.363**	0.075	-0.108	0.552**	0.834**	0.023	-0.118	0.132

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

Para la CH, la cobertura vegetal y la carga másica aplicada al sistema no se han encontrado relaciones estadísticamente significativas. No obstante, estas podrían haberse visto enmascaradas por la relevancia en este humedal de procesos internos como la resuspensión.

10.3.2.2.3 Cargas de eliminación y factores influyentes.

La masa eliminada por unidad de área y de tiempo en el humedal F4 osciló ampliamente durante todo el periodo de estudio. En la Tabla 10-42 se recogen los valores obtenidos, los

cuales son muy próximos a los obtenidos en fp. El valor medio obtenido para el PID también es muy similar al obtenido en FG.

Tabla 10-42: Cargas de eliminación medias de P, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal F4 durante el periodo de estudio.

	PT ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$)	PID ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$)	PP ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$)
Media $\pm \sigma$	3.08 \pm 6.27	2.536 \pm 4.670	0.55 \pm 5.37
Mínimo	-17.20	-2.293	-21.49
Máximo	21.33	16.428	13.75

Las cargas eliminadas de las distintas fracciones del P estudiadas están linealmente relacionadas con las concentraciones y con las cargas de entrada, e inversamente con la temperatura, mostrando una vez más, eliminaciones mayores en los meses más fríos (Tabla 10-43). En cuanto a la relación con la CH, gráficamente no se observa.

Tabla 10-43: Coeficientes de correlación de Spearman obtenidos entre la carga másica eliminada (CM_{elim}) de PT, PID y PP y diferentes variables estudiadas.

CM_{elim} ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$)	C_{inf} (mg L^{-1})	CM_{inf} ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$)	T ($^{\circ}\text{C}$)	CH (m año^{-1})	TRH (días)	CV(%)
PT	0.478**	0.515**	-0.372**	0.334**	-0.294*	0.017
PID	0.870**	0.916**	-0.422**	0.386**	-0.356**	-0.035
PP	0.428**	0.194	-0.141	-0.039	0.068	0.090

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

La falta de correlación con el porcentaje de cobertura vegetal no es de extrañar, pues éste fue muy bajo y prácticamente constante durante todo el periodo de estudio.

10.3.2.2.4 Almacenamiento de P en las plantas.

Los resultados obtenidos en cuanto al porcentaje de P acumulado en la vegetación, con respecto del total eliminado por el humedal F4 se encuentran recogidos en la Tabla 10-44. Los altos valores alcanzados, sobre todo hacia el final del estudio, se deben a la baja carga eliminada.

Tabla 10-44: Porcentaje de acumulación de P en la biomasa aérea con respecto al total eliminado en cada año en el humedal F4.

Abril 2009-marzo 2010	Abril 2010-marzo 2011	Abril 2011-marzo 2012	Abril 2012-octubre 2012
2%	43%	25%	319%

Con respecto a la carga de entrada, el P acumulado por las plantas solamente supuso entre un 1-17% de ésta.

No obstante, esta celda no fue cosechada ningún año. Con lo que el porcentaje atribuido al eliminado a través del cosechado de la vegetación es de un 3% (Ec. 27).

10.3.2.2.5 Rendimientos de eliminación.

En la Tabla 10-45 se recogen los valores entre los que oscilaron los rendimientos obtenidos de PT, PID y PP.

Tabla 10-45: Rendimientos de eliminación mínimos y máximos obtenidos en el humedal F4 durante todo el periodo de estudio.

	PT (%)	PID (%)	PP (%)
Mínimo	-73	-694	-186
Máximo	82	99	77

Los rendimientos globales (Tabla 10-46) de PT y PP fueron bajos y muy próximos a los alcanzados en el humedal fp. En cambio, el rendimiento global de eliminación de PID fue alto.

Tabla 10-46: Rendimientos de eliminación globales de P, cargas de entrada totales (kg) y cargas de salida totales (kg) de abril del 2009 a octubre del 2012 en el humedal F4.

	PT	PID	PP
Carga de entrada total (kg)	983	249	733
Carga de salida total (kg)	745	39	707
Rendimientos (%)	24	84	4

En cuanto a los rendimientos anuales (Tabla 10-47), se observa un empeoramiento de la eficiencia de eliminación de PT y PP en los dos últimos periodos de estudio, al igual que ocurrió con los SST, siendo el humedal productor de la fracción particulada. Ello está directamente relacionado con la elevada resuspensión del sedimento. En cuanto al PID, el humedal eliminó muy bien este componente. Probablemente el fitoplancton presente jugó un papel importante en ello, así como la elevada resuspensión de sólidos (procesos de adsorción del PID)⁵⁰.

Tabla 10-47: Rendimientos de P obtenidos del balance anual en el humedal F4.

Año	PT (%)	PID (%)	PP (%)
1	36	93	19
2	41	90	23
3	28	93	-3
4	1	46	-8

Los rendimientos obtenidos siguen una relación significativa y logarítmica con la concentración de entrada al humedal y en el caso del PID, también con la carga de entrada (Tabla 10-48). Con concentraciones de PID superiores a 0.030 mg P L⁻¹ incrementa la probabilidad de obtener eficiencias de eliminación positivas. Nuevamente, los mejores rendimientos de eliminación de PT y de PID se alcanzaron en los meses más fríos. No se obtuvieron relaciones significativas con la CH, TRH y cobertura vegetal.

⁵⁰ El rendimiento de PID obtenido en el último periodo de estudio no es representativo, ya que solamente se computan los meses más cálidos (abril-octubre).

Tabla 10-48: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre los rendimientos obtenidos de PT, PP y PID y otras variables estudiadas.

Rendimientos (%)	C _{inf} (mg L ⁻¹)	CM _{inf} (g m ⁻² año ⁻¹)	T (°C)	CH (m año ⁻¹)	TRH (días)	CVe(%)
PT	0.373**	0.085	-0.303**	-0.081	0.126	0.066
PID	0.868**	0.775**	-0.446**	0.115	-0.075	0.023
PP	0.397**	0.067	0.092	-0.149	0.185	0.072

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

10.3.3 Nitrógeno.

10.3.3.1 Humedal fp.

10.3.3.1.1 Cargas máscas de entrada al humedal.

La carga máscica de entrada de N al humedal fp fue muy variable (Tabla 10-49), siendo los valores medidos similares a los del humedal FG.

Tabla 10-49: Cargas de entrada media de N, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en la entrada del humedal fp durante el periodo de estudio.

	NT (g m ⁻² año ⁻¹)	N-NH ₄ ⁺ (g m ⁻² año ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻ (g m ⁻² año ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (g m ⁻² año ⁻¹)
Media \pm σ	126.48 \pm 88.69	16.13 \pm 21.05	4.18 \pm 3.32	72.66 \pm 74.84
Mínimo	14.01	0.43	0.27	2.02
Máximo	429.50	115.54	17.48	347.07

10.3.3.1.2 Concentración del efluente y factores influyentes.

Las concentraciones medidas de NT, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ a la salida del humedal fp (n=71) se recogen en la Tabla 10-50. Estas concentraciones, junto con las del Norg, fueron generalmente inferiores a las del influente del humedal (p<0.05), con diferencias mayores en el caso de los nitritos y de los nitratos, indicando una mayor retención de estas dos fracciones con respecto a las restantes, al igual que se ha visto con el humedal FG. La concentración de NT fue reducida en el 87% de las ocasiones, la de N-NH₄⁺ en el 70%, la de Norg en un 49%, la de N-NO₂⁻ en el 87% y la de los N-NO₃⁻ en el 92%.

Tabla 10-50: Concentraciones medias de N, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos registrados en el agua de salida del humedal fp en el periodo de estudio.

	NT (mg N L ⁻¹)	N-NH ₄ ⁺ (mg N L ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻ (mg N L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (mg N L ⁻¹)
Media \pm σ (CV)	2.29 \pm 1.28 (56%)	0.243 \pm 0.242 (100%)	0.061 \pm 0.055 (110%)	0.83 \pm 1.12 (135%)
Mínimo	0.80	0.005	0.005	0.10
Máximo	8.19	1.090	0.317	6.43

El humedal redujo muy bien los picos observados en el influente, destacando los del amonio y los de los nitratos (Figura 10-22, Figura 10-23, Figura 10-24, Figura 10-25).

Las concentraciones más elevadas de NT, N-NH_4^+ , N-NO_2^- y N-NO_3^- en el efluente fueron medidas en primavera y en invierno, mientras que las más bajas se midieron en verano, coincidiendo con las más altas y las más bajas concentraciones medidas en la entrada. En cuanto al Norg, las concentraciones más bajas se registraron en invierno, coincidiendo también con la estación en la que se registraron menores concentraciones en la entrada.

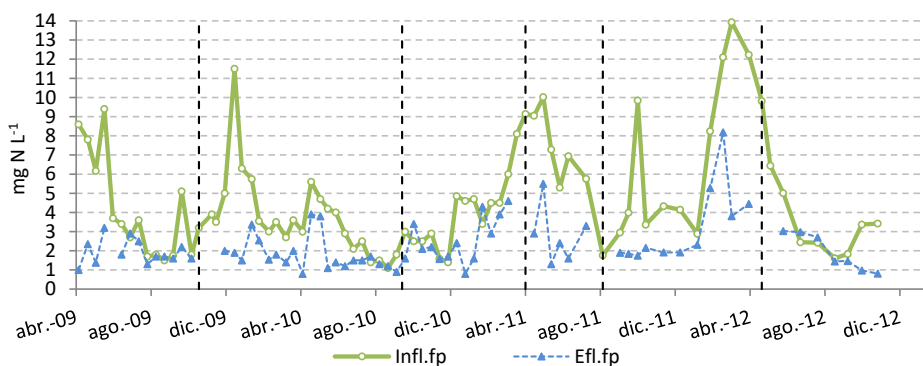


Figura 10-22: Evolución temporal de la concentración de NT (mg N L^{-1}) en el influente y en el efluente de fp. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.

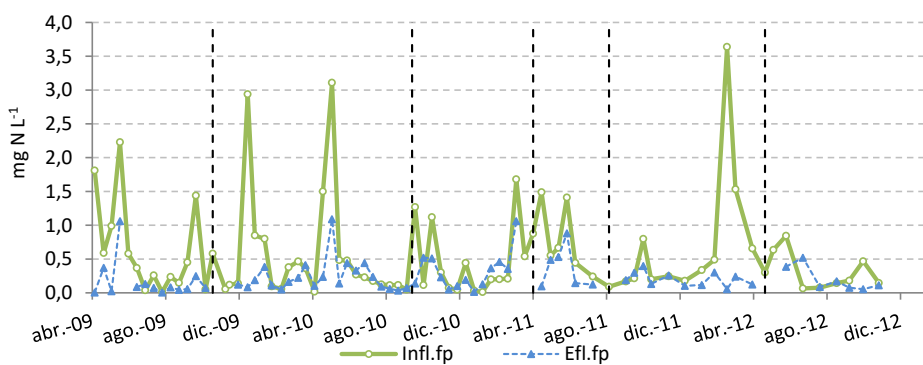


Figura 10-23: Evolución temporal de la concentración de N-NH_4^+ (mg N L^{-1}) en el influente y en el efluente de fp. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.

La **Tabla 10-51** recoge los valores medios, máximos y mínimos de NT medidos en los diferentes años de estudio y en cada una de las celdas de tratamiento. Como se observa, desde el primer año de funcionamiento, las dos primeras celdas redujeron siempre, en término medio, las concentraciones medias medidas en el influente. La celda fp3 también redujo la concentración de su influente, excepto en el segundo año.

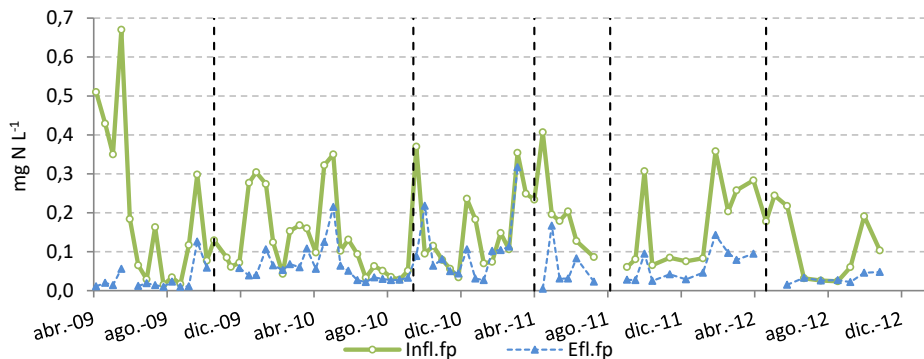


Figura 10-24: Evolución temporal de la concentración de N-NO_2^- (mg N L^{-1}) en el influente y en el efluente de fp. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.

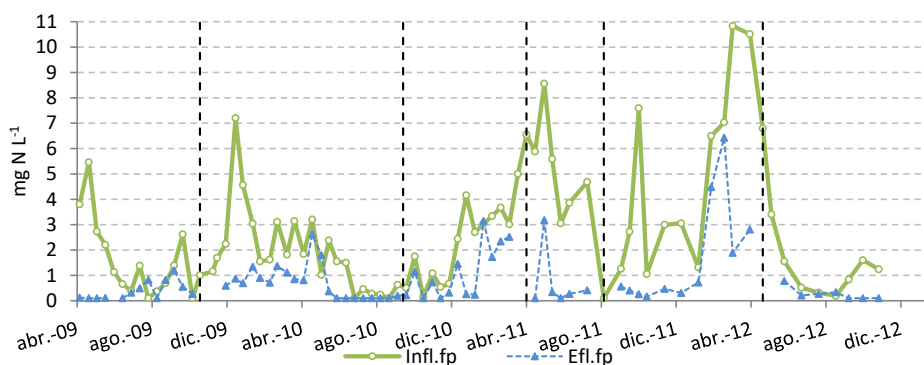


Figura 10-25: Evolución temporal de la concentración de N-NO_3^- (mg N L^{-1}) en el influente y en el efluente de fp. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.

En la Tabla 10-52 se recogen los coeficientes de correlación obtenidos entre las concentraciones de las variables de N medidas en el efluente y otras variables químicas, físicas y biológicas medidas en ese mismo agua. Como se puede ver, la concentración de nitratos está correlacionada con la temperatura y débilmente, con la concentración de OD medido en la columna de agua, al igual que en FG. En invierno, las bajas temperaturas, la elevada concentración de OD en el agua y la alta concentración en el influente, resultaron en concentraciones más altas de nitratos en el efluente. En cuanto al amonio, las concentraciones medidas están inversamente correlacionadas con la $\text{Cl } \alpha$ medida, indicando que uno de los principales mecanismos de eliminación del amonio de la columna de agua en este humedal fue mediante su consumo por parte de la biomasa fitoplanctónica. Por el contrario, el Norg está positivamente correlacionado con la $\text{Cl } \alpha$ medida, manifestando la necesidad de reducir la concentración de fitoplancton para poder reducir de manera efectiva el N en el humedal. En cuanto a la CH, el TRH y el grado de cobertura vegetal del humedal, estas variables parece que no influyeron de manera significativa sobre las concentraciones medidas en el efluente, a diferencia de las cargas másicas de entrada al humedal, las cuales influyeron positivamente.

Tabla 10-51: Concentración de NT en influente y en la salida de cada una de las celdas de tratamiento del humedal fp. N= número de datos; σ = desviación típica.

	Influente	Efluente fp1	Efluente fp2	Efluente fp3
Abril 2009- marzo 2010				
N	26	22	21	22
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	4.40 \pm 2.57	2.80 \pm 1.19	1.95 \pm 0.66	1.97 \pm 0.62
Máximo (mg L ⁻¹)	11.50	5.60	3.20	3.37
Mínimo (mg L ⁻¹)	1.50	1.30	0.50	1.00
Abril 2010- marzo 2011				
N	26	24	23	25
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	3.44 \pm 1.69	2.73 \pm 1.52	1.73 \pm 0.89	2.13 \pm 1.18
Máximo (mg L ⁻¹)	8.10	6.10	4.00	4.60
Mínimo (mg L ⁻¹)	1.10	0.70	0.50	0.80
Abril 2011- marzo 2012				
N	18	16	16	16
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	6.72 \pm 3.46	4.56 \pm 2.74	3.23 \pm 2.16	3.00 \pm 1.86
Máximo (mg L ⁻¹)	13.93	11.40	8.97	8.19
Mínimo (mg L ⁻¹)	1.76	1.80	1.30	1.30
Abril 2012- octubre 2012				
N	10	8	8	8
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	4.86 \pm 3.61	3.08 \pm 2.43	2.55 \pm 1.57	2.23 \pm 1.26
Máximo (mg L ⁻¹)	12.23	8.84	6.11	4.45
Mínimo (mg L ⁻¹)	1.61	1.20	1.10	0.81

Tabla 10-52: Coeficientes de correlación de Spearman obtenidos entre las concentraciones de NT, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ y Norg (mg N L⁻¹) medidas en el efluente de fp y diferentes variables estudiadas.

	T (°C)	pH	OD (mg L ⁻¹)	Cl α (μ g L ⁻¹)	CH (m año ⁻¹)	TRH (días)	CVe (%)	CM _{inf} (g m ⁻² año ⁻¹)
NT	-0.190	0.203	0.278*	0.093	0.035	-0.070	-0.335**	0.452**
N-NH ₄ ⁺	-0.015	-0.025	-0.076	-0.348**	0.157	-0.173	-0.201	0.447**
N-NO ₂ ⁻	-0.481**	0.231	0.128	-0.215	0.247*	-0.132	-0.133	0.475**
N-NO ₃ ⁻	-0.491**	0.335**	0.255*	-0.172	0.029	0.043	-0.123	0.539**
N-Norg	0.285*	-0.145	0.061	0.471**	-0.036	-0.122	-0.199	0.281*

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

10.3.3.1.3 Cargas eliminadas y factores influyentes.

La masa eliminada por unidad de área y de tiempo en el humedal fp, osciló ampliamente durante todo el periodo de estudio. En la Tabla 10-53 se recogen los valores obtenidos. Estos son muy similares a los obtenidos en el humedal FG.

Tabla 10-53: Cargas de eliminación medias de N, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal fp durante el periodo de estudio.

	NT (g m ⁻² año ⁻¹)	N-NH ₄ ⁺ (g m ⁻² año ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻ (g m ⁻² año ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (g m ⁻² año ⁻¹)
Media $\pm \sigma$	60.82 \pm 65.73	9.053 \pm 19.559	2.308 \pm 2.770	47.37 \pm 58.98
Mínimo	-34.77	-15.418	-4.960	-15.95
Máximo	314.63	113.82	13.296	276.74

Los factores que más han influido sobre las cargas eliminadas han sido: la concentración y la carga de entrada (Tabla 10-54). La relación en todos los casos es de tipo lineal, lo que significa que la masa eliminada en el sistema por unidad de área aumentó proporcionalmente con estos dos factores. Además, en el caso del NT y de los nitratos, las cargas eliminadas también están correlacionadas con la temperatura, indicando mayores eliminaciones en los meses más fríos, lo que responde a concentraciones más altas en el influente durante esos meses (mediados de invierno- principios de primavera).

Tabla 10-54: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre la carga másica eliminada (CM_{elim}) y diferentes variables estudiadas.

CM_{elim} ($g\ m^{-2}\ año^{-1}$)	C_{inf} ($mg\ L^{-1}$)	CM_{inf} ($g\ m^{-2}\ año^{-1}$)	T ($^{\circ}C$)	CH ($m\ año^{-1}$)	TRH (días)	CVe(%)
NT	0.821**	0.792**	-0.352**	-0.045	-0.065	-0.452**
N-NH ₄ ⁺	0.832**	0.780**	-0.187	-0.215	0.142	-0.105
N-NO ₂ ⁻	0.841**	0.800**	-0.220	-0.207	0.112	-0.237*
N-NO ₃ ⁻	0.838**	0.830**	-0.372**	-0.017	-0.100	-0.550**
Norg	0.571**	0.422**	0.078	-0.246*	0.271*	0.276*

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

Con respecto a la CH y al TRH, solamente en el caso del Norg se ha encontrado una relación estadísticamente significativa, aunque muy débil. De modo que no parece haber existido una influencia de la carga hidráulica sobre la carga eliminada. La relación encontrada entre el grado de cobertura vegetal y la carga eliminada de NT, nitritos y nitratos, es resultado de que las concentraciones más elevadas en el influente se sucedieron cuando en el humedal se registraron los menores grados de cobertura vegetal.

10.3.3.1.4 Almacenamiento de N en las plantas.

El porcentaje de N acumulado en la vegetación, con respecto del total eliminado por el humedal fp, osciló entre un 6-61% (Tabla 10-55). Los valores son del orden de los obtenidos para el humedal FG, excepto el valor máximo, el cual se corresponde con la alta biomasa vegetal alcanzada al final del periodo de estudio en fp3 (Tabla 6-7). La similitud de valores en este caso, resulta de que las cargas de entrada y eliminadas, así como la biomasa vegetal, fueron, a diferencia de lo observado con el PT, del mismo orden.

Tabla 10-55: Porcentaje de acumulación de N en la biomasa aérea con respecto al total eliminado en cada año y en cada una de las celdas de tratamiento del humedal fp y en el conjunto del mismo .

	fp1	fp2	fp3	fp
Abril 2009-marzo 2010	17%	10%	13%	15%
Abril 2010-marzo 2011	0.1%	14%	*	17%
Abril 2011-marzo 2012	0.3%	2%	69%	6%
Abril 2012-octubre 2012	4%	10%	241%	61%

* La celda exportó N.

La cosecha de la celda fp1 retiró del sistema 69 kg de N y la cosecha de la celda fp2 64 kg de N.

En este caso, el mejor resultado se obtuvo en la celda fp3 y en el tercer periodo de estudio, coincidiendo con una carga media de entrada de $87.80 \pm 68.44 \text{ g N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, una carga eliminada promedio de $7.68 \pm 16.15 \text{ g N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y una biomasa vegetal de $4.38 \text{ kg ms m}^{-2}$ (Tabla 6-7). No obstante, durante el primer año la celda fp1 consiguió un porcentaje cercano al 20% con una carga media de entrada de $346.98 \pm 282.57 \text{ g N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, una carga eliminada promedio de $134.46 \pm 246.20 \text{ g N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y una biomasa vegetal de $1.47 \text{ kg ms m}^{-2}$ (Tabla 6-7). El valor promedio de carga de entrada está fuera del rango de valores citados por Toet et al. (2005) ($<120 \text{ g N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) y Vymazal (2006) ($100\text{-}200 \text{ g N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) sobre cuando puede ser útil la eliminación de N a través de la cosecha de la vegetación.

En el conjunto de fp, el mejor resultado (17%) se obtuvo en el segundo año, con una carga media de entrada de $87.31 \pm 69.53 \text{ g N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, una carga eliminada promedio de $50.14 \pm 55.63 \text{ g N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y una biomasa vegetal de $0.48 \text{ kg ms m}^{-2}$ (Tabla 6-7). Por tanto, cuando la carga de entrada es inferior a $100 \text{ g N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y la biomasa es del orden $0.48 \text{ kg ms m}^{-2}$, la cantidad de N que puede ser eliminado vía cosecha es casi del 20%.

Si se considera todo el periodo de estudio, el N eliminado a través de su acumulación en los tejidos vegetales supone un 13% respecto a la carga total eliminada por el humedal fp durante los 43 meses de estudio (Ec. 26). Valor superior al humedal FG y que se relaciona directamente con la cosecha también de la segunda celda, una menor masa eliminada y una mayor biomasa vegetal hacia el final del estudio.

10.3.3.1.5 Rendimientos de eliminación y factores influyentes.

En la Tabla 10-56 se recogen los valores mínimos y máximos entre los que han oscilado los rendimientos obtenidos para las distintas variables del N estudiadas.

El rendimiento global (Tabla 10-57) obtenido para el NT fue el mismo que el alcanzado en el humedal FG, y en las restantes variables muy similares.

Tabla 10-56: Rendimientos de eliminación mínimos y máximos de N obtenidos en el humedal fp durante el periodo de estudio.

	NT (%)	N-NH ₄ ⁺ (%)	N-NO ₂ ⁻ (%)	N-NO ₃ ⁻ (%)	N-Norg (%)
Mínimo	-26	-922	-129	-516	-431
Máximo	90	100	99	98	97

En este caso, los rendimientos obtenidos incrementaron con la concentración y la carga de entrada (siguiendo una tendencia logarítmica) y disminuyeron con la CH aplicada (Tabla 10-58). Con concentraciones de NT, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ y Norg superiores a 0.92 mg N L^{-1} , $0.259 \text{ mg NH}_4^+\text{-N L}^{-1}$, $0.012 \text{ mg NO}_2^-\text{-N L}^{-1}$, $0.33 \text{ mg NO}_3^-\text{-N L}^{-1}$ y $1.21 \text{ mg Norg-N L}^{-1}$,

incrementa la probabilidad de obtener eficiencias de eliminación positivas para estas variables. Con respecto al grado de cobertura vegetal, solamente los rendimientos de eliminación del Norg está débilmente relacionado con esta variable (mejor sedimentación del N particulado y/o “efecto sombra” sobre el fitoplancton).

Tabla 10-57: Rendimientos de eliminación globales de N, cargas de entrada totales (kg) y cargas de salida totales (kg) de abril del 2009 a octubre del 2012.

	NT	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻
Carga de entrada total (kg)	6021	715	185	3487
Carga de salida total (kg)	3132	311	84	1187
Rendimientos (%)	48	57	55	66

Por lo general, los rendimientos de eliminación de N en fp también disminuyeron en la estación de verano y fueron más altos en la de primavera. En invierno, la eficiencia alcanzada también se vio limitada por las bajas temperaturas, análogamente a lo observado en FG. No obstante, los rendimientos no están relacionados con la temperatura (Tabla 10-58), lo que probablemente se deba a la fuerte dependencia con la concentración de entrada (igual que se ha visto con FG).

Tabla 10-58: Coeficientes de correlación de Spearman obtenidos entre los rendimientos obtenidos de N y otras variables estudiadas.

Rendimientos (%)	C _{inf} (mg L ⁻¹)	CM _{inf} (g m ⁻² año ⁻¹)	T (°C)	CH (m año ⁻¹)	TRH (días)	CVe(%)
NT	0.659**	0.337**	-0.195	-0.396**	0.289*	-0.183
N-NH ₄ ⁺	0.612**	0.460**	-0.023	-0.382**	0.334**	0.106
N-NO ₂ ⁻	0.586**	0.412**	0.059	-0.452**	0.305**	-0.099
N-NO ₃ ⁻	0.416**	0.266*	0.031	-0.264*	0.095	-0.227
N-Norg	0.573**	0.316*	0.022	-0.339**	0.362**	0.251*

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

Con respecto a los rendimientos anuales (Tabla 10-59), en este humedal no se observó una pérdida de eficiencia con el tiempo tan significativa como en el FG. En este caso, los rendimientos disminuyeron en el segundo periodo de estudio, coincidiendo con una disminución en la concentración de entrada, con las dos primeras celdas prácticamente sin vegetación y con un empeoramiento de la calidad del efluente, pero volvieron a mejorar en el tercer periodo de estudio, a excepción del Norg, coincidiendo con un aumento apreciable de las concentraciones en la entrada.

Tabla 10-59: Rendimientos de N obtenidos del balance anual.

Año	NT (%)	N-NH ₄ ⁺ (%)	N-NO ₂ ⁻ (%)	N-NO ₃ ⁻ (%)	N-Norg (%)
1	57	74	70	68	33
2	34	37	36	49	11
3	53	68	62	71	-32
4	43	30	58	71	8

En referencia a los rendimientos obtenidos en las distintas celdas de tratamiento (Tabla 10-60), éstos fueron inferiores en la celda fp3, coincidiendo con una menor concentración

en la entrada. No obstante, su eficiencia de eliminación de NT Y NID mejoró a medida que empeoraron las de la celda fp2.

Tabla 10-60: Rendimientos de eliminación de N obtenidos (%) en cada celda del humedal fp durante los diferentes años de estudio.

	NT			N-NH ₄ ⁺			N-NO ₂ ⁻		
	fp1	fp2	fp3	fp1	fp2	fp3	fp1	fp2	fp3
1	38	31	5	50	57	-13	36	54	-3
2	13	37	-22	15	57	-99	5	57	-76
3	30	28	8	62	22	-5	38	25	19
4	16	21	15	20	11	3	26	39	7

	N-NO ₃ ⁻		
	fp1	fp2	fp3
1	51	47	-20
2	31	53	-58
3	43	35	23
4	24	42	35

10.3.3.2 Humedal F4.

10.3.3.2.1 Carga másica de entrada.

La carga de N de entrada al humedal fue muy variable (Tabla 10-61) y significativamente superior a la carga de entrada a los otros dos HAFSTP.

Tabla 10-61: Cargas de entrada media de N, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en la entrada del humedal F4 durante el periodo de estudio.

	NT (g m ⁻² año ⁻¹)	N-NH ₄ ⁺ (g m ⁻² año ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻ (g m ⁻² año ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (g m ⁻² año ⁻¹)
Media \pm σ	226.22 \pm 320.01	25.457 \pm 44.610	6.198 \pm 8.089	143.81 \pm 238.69
Mínimo	17.89	0.094	0.129	2.68
Máximo	2011.24	308.517	50.951	1338.00

10.3.3.2.2 Concentración del efluente y factores influyentes.

Las concentraciones medidas de NT, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ a la salida del humedal F4 (n=73) se recogen en la Tabla 10-62. Éstas fueron, junto con las del Norg generalmente inferiores a las medidas en el PC ($p < 0.01$) y, excepto para el Norg y N-NH₄⁺ ($p > 0.05$), a las del influente de F4 ($p < 0.01$). Al igual que en los humedales FG y fp, las mayores diferencias entre las concentraciones de entrada y de salida se dieron en el caso de los nitritos y los nitratos. Ello indica, una vez más, una mayor retención de estas dos fracciones. La concentración de NT fue reducida en el 81% de las ocasiones, la de N-NH₄⁺ en el 63%, la de Norg en un 54%, la de N-NO₂⁻ en el 86% y la de los N-NO₃⁻ en el 88%. Además, excepto para el Norg, las concentraciones medidas en PC fueron significativamente superiores a las medidas en el influente de F4 ($p < 0.01$). Por lo tanto, en el canal interior (CI) se dieron procesos de eliminación de N.

Tabla 10-62: Concentraciones medias de N, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos registrados en el agua de salida del humedal F4 en el periodo de estudio.

	NT (mg N L ⁻¹)	N-NH ₄ ⁺ (mg N L ⁻¹)	N-NO ₂ (mg N L ⁻¹)	N-NO ₃ (mg N L ⁻¹)
Media \pm σ (CV)	2.60 \pm 1.31 (50%)	0.385 \pm 0.489 (127%)	0.067 \pm 0.059(88%)	0.86 \pm 1.10 (128%)
Mínimo	0.50	0.016	0.007	0.10
Máximo	6.50	2.720	0.252	4.35

Las concentraciones alcanzadas en el efluente son superiores a las medidas en FG y del orden de las de fp.

En F4, al igual que en los otros dos humedales, las elevadas y puntuales concentraciones registradas en el agua de entrada, se redujeron de manera efectiva, alcanzándose reducciones por encima del 90% (Figura 10-26, Figura 10-27, Figura 10-28, Figura 10-29).

En cuanto a la evolución temporal de las concentraciones en el efluente, se detectó un aumento de las mismas en el caso del NT y de los nitratos, a partir de diciembre del 2010 y coincidiendo con un aumento de las concentraciones medidas en el PC (Figura 10-26, Figura 10-29). Además, partir de ese momento se observó un patrón estacional más marcado, con concentraciones de NT, y sobre todo de nitratos, en el efluente superiores en invierno y a principios de primavera, coincidiendo con las concentraciones más elevadas medidas en el PC.

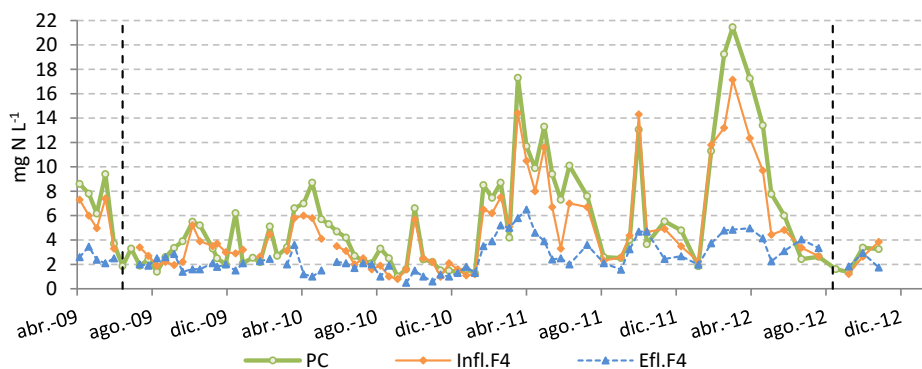


Figura 10-26: Evolución temporal de la concentración de NT (mg N L⁻¹) en el influente y en el efluente de F4. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.

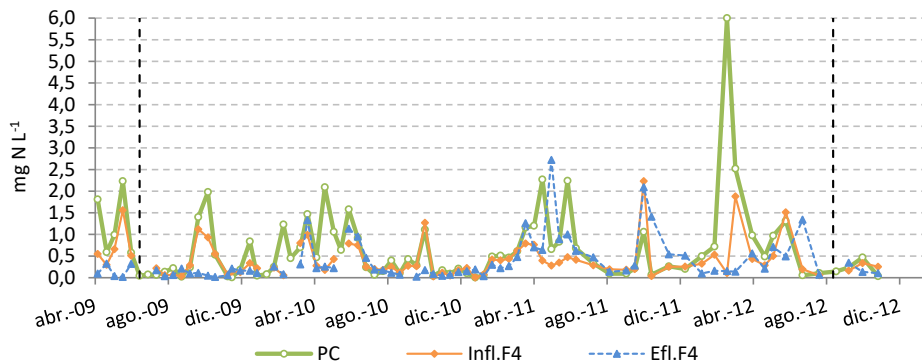


Figura 10-27: Evolución temporal de la concentración de N-NH_4^+ (mg N L^{-1}) en el influente y en el efluente de F4. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.

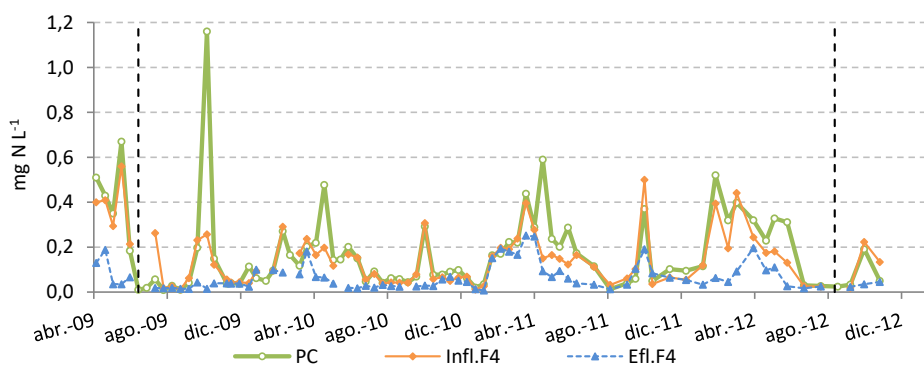


Figura 10-28: Evolución temporal de la concentración de N-NO_2^- (mg N L^{-1}) en el influente y en el efluente de F4. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.

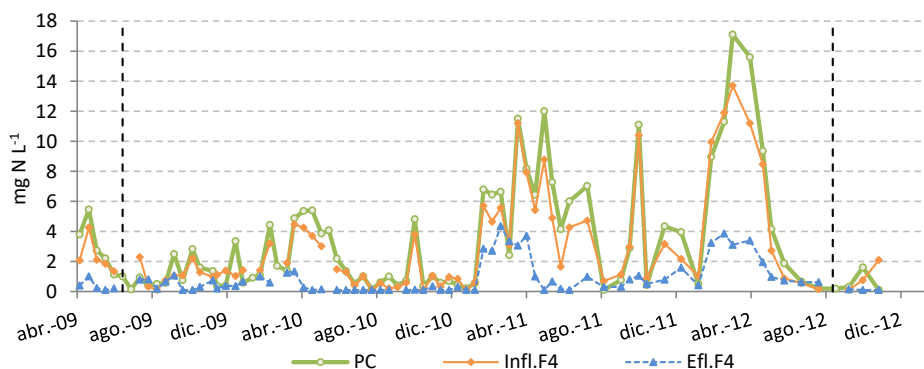


Figura 10-29: Evolución temporal de la concentración de N-NO_3^- (mg N L^{-1}) en el influente y en el efluente de F4. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.

La Tabla 10-63 recoge los valores medios, máximos y mínimos medidos en los diferentes años de estudio en el PC, en el punto de entrada a F4 (influyente F4) y en el efluente del humedal. En general, el humedal redujo tanto la concentración media, como los valores máximos, mínimos y la variabilidad de los mismos, del PC. Durante los dos últimos años de

estudio aumentó la concentración media del efluente de F4, coincidiendo, como se acaba de comentar, con un aumento de la concentración media del influente y con una disminución del TRH del sistema.

Tabla 10-63: Concentración de NT en el influente y en la salida del humedal F4. N= número de datos; σ = desviación típica.

	PC	Influente F4	Efluente F4
Abril 2009- marzo 2010			
N	26	22	22
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	4.07 \pm 2.24	3.85 \pm 1.62	2.24 \pm 0.57
Máximo (mg L ⁻¹)	9.40	7.40	3.60
Mínimo (mg L ⁻¹)	1.40	1.90	1.40
Abril 2010- marzo 2011			
N	26	25	24
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	4.45 \pm 3.65	3.64 \pm 3.04	2.09 \pm 1.48
Máximo (mg L ⁻¹)	17.30	14.40	5.80
Mínimo (mg L ⁻¹)	1.00	0.80	0.50
Abril 2011- marzo 2012			
N	18	18	18
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	8.85 \pm 5.59	7.49 \pm 4.57	3.46 \pm 1.35
Máximo (mg L ⁻¹)	21.45	17.15	6.50
Mínimo (mg L ⁻¹)	1.85	2.24	1.57
Abril 2012- octubre 2012			
N	10	9	9
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	5.91 \pm 5.41	5.01 \pm 3.64	3.15 \pm 1.10
Máximo (mg L ⁻¹)	17.25	12.35	4.97
Mínimo (mg L ⁻¹)	1.36	1.22	1.75

En la Tabla 10-64 se recogen los coeficientes de correlación obtenidos entre las concentraciones medidas en el efluente y otras variables químicas, físicas y biológicas medidas en ese mismo agua. En este humedal, la concentración de NT en el efluente incrementó al aumentar la CH y la carga de entrada en el mismo y al disminuir el TRH. La disminución más importante del TRH en el sistema tuvo lugar a partir del tercer periodo de estudio (pasando de un valor promedio de entorno a los 5 días hasta un valor inferior a los 2 días), coincidiendo además, con un aumento de la concentración en el PC del NT y del NID.

En el caso de los nitratos, al igual que en los otros humedales, la temperatura y el OD medido en la columna de agua influyeron en su concentración en el efluente, detectándose una vez más, concentraciones más altas en los meses más fríos. La concentración de amonio está inversamente correlacionada con la concentración medida de Cl α (igual que en fp), lo que indica que el consumo de este nutriente por parte del fitoplancton. Con respecto al grado de cobertura vegetal, éste no parece que influyera en la concentración obtenida en el efluente de F4, lo cual podría deberse al bajo desarrollo de la vegetación en el humedal durante todo el periodo de estudio.

Tabla 10-64: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre las concentraciones de NT, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ y Norg medidas en el efluente y diferentes variables estudiadas.

	T (°C)	pH	OD (mg L ⁻¹)	Cl α (μg L ⁻¹)	CH (m año ⁻¹)	TRH (días)	CVe (%)	CM _{inf} (g m ⁻² año ⁻¹)
NT	-0.015	-0.086	0.011	-0.029	0.473**	-0.505**	-0.216	0.702**
N-NH ₄ ⁺	0.085	-0.238*	-0.187	-0.459**	0.333**	-0.301**	0.177	0.389**
N-NO ₂ ⁻	-0.422**	0.343**	0.352**	-0.265*	0.324**	-0.370**	-0.013	0.576**
N-NO ₃ ⁻	-0.273**	0.111	0.250*	-0.119	0.431**	-0.421**	-0.230	0.615**
N-Norg	0.393**	-0.049	-0.162	0.530**	0.110	-0.194	-0.208	0.211

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

10.3.3.2.3 Cargas eliminadas y factores influyentes.

Como cabría esperar, la masa eliminada por unidad de área y de tiempo en el humedal F4 osciló ampliamente durante todo el periodo de estudio (Tabla 10-65). Al igual que en las cargas máscas de entrada, los valores obtenidos de cargas de eliminación, tanto medios como máximos, fueron superiores a los obtenidos en los otros dos HAFSTP, especialmente en el caso del NT y de los nitratos.

Tabla 10-65: Cargas de eliminación medias de N, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal F4 durante el periodo de estudio.

	NT (g m ⁻² año ⁻¹)	N-NH ₄ ⁺ (g m ⁻² año ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻ (g m ⁻² año ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (g m ⁻² año ⁻¹)
Media ± σ	130.99±230.43	9.514±45.248	3.667±5.385	109.21±191.92
Mínimo	-85.75	-135.114	-2.181	-27.16
Máximo	1333.40	300.666	21.506	980.38

Las cargas eliminadas de las distintas fracciones del N estudiadas han sido relacionadas linealmente con las concentraciones medidas en el PC y con la carga de entrada (Tabla 10-66), análogamente a lo encontrado en los otros dos humedales. Destaca sobremanera la fuerte correlación encontrada para los nitratos.

Tabla 10-66: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre la carga máscas eliminada (CM_{elim}) NT, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ y Norg y diferentes variables estudiadas.

CM _{elim} (g m ⁻² año ⁻¹)	C _{inf} (mg L ⁻¹)	CM _{inf} (g m ⁻² año ⁻¹)	T (°C)	CH (m año ⁻¹)	TRH (días)	CVe (%)
NT	0.845**	0.821**	-0.149	0.362**	-0.395**	-0.142
N-NH ₄ ⁺	0.721**	0.587**	-0.153	-0.044	-0.017	-0.389**
N-NO ₂ ⁻	0.841**	0.808**	-0.027	0.275*	-0.346**	-0.320**
N-NO ₃ ⁻	0.919**	0.899**	-0.131	0.367**	-0.395**	-0.077
Norg	0.639**	0.460**	-0.096	-0.086	0.080	-0.040

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

Las cargas eliminadas del NT y de los N-NO₂⁻ y N-NO₃⁻ también están correlacionadas linealmente con la CH y el TRH. Con respecto al grado de cobertura vegetal, no influyó en la carga eliminada de ninguna de las fracciones, pues aunque la relación entre esta variable y

las cargas eliminadas de amonio y nitrito son significativas, esta relación es muy débil y además, no se observa gráficamente.

10.3.3.2.4 Almacenamiento de N en las plantas.

Los resultados obtenidos en cuanto al porcentaje de N acumulado en la vegetación, con respecto del total eliminado por el humedal F4 se encuentran recogidos en la **Tabla 10-67**. Los bajos valores obtenidos, en comparación con los otros dos humedales, se deben principalmente a la alta carga eliminada.

Tabla 10-67: Porcentaje de acumulación de P en la biomasa aérea con respecto al total eliminado en cada año en el humedal F4.

Abril 2009-marzo 2010	Abril 2010-marzo 2011	Abril 2011-marzo 2012	Abril 2012-octubre 2012
1%	6%	3%	3%

Con respecto a la carga de entrada, el N acumulado por las plantas solamente supuso entre un 0.4-4% de ésta.

No obstante, esta celda no fue cosechada ningún año. Con lo que el porcentaje atribuido al eliminado a través del cosechado de la vegetación es de un 0.6% (Ec. 27). Con lo cual y al igual que en los otros dos HAFSTP, el principal mecanismo de eliminación de N en F4 fue el proceso nitrificación-desnitrificación.

10.3.3.2.5 Rendimientos de eliminación y factores influyentes.

En la Tabla 10-68 se recogen los valores mínimos y máximos entre los que han oscilado los rendimientos obtenidos para las distintas variables del N estudiadas.

Tabla 10-68: Rendimientos de eliminación mínimos y máximos obtenidos en el humedal F4 durante el periodo de estudio.

	NT (%)	N-NH ₄ ⁺ (%)	N-NO ₂ ⁻ (%)	N-NO ₃ ⁻ (%)	N-Norg (%)
Mínimo	-61	-3132	-72	-217	-2612
Máximo	89	99	99	99	85

Los rendimientos globales (Tabla 10-69) fueron muy buenos y similares a los obtenidos en los otros HAFSTP. Para el NT y los nitratos, los mejores resultados se obtuvieron en este humedal.

Tabla 10-69: Rendimientos de eliminación globales de N, cargas de entrada totales (kg) y cargas de salida totales (kg) de abril del 2009 a octubre del 2012.

	NT	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻
Carga de entrada total (kg)	19439	2125	514	12382
Carga de salida total (kg)	8363	1344	201	2981
Rendimientos (%)	57	37	61	76

Los principales factores que influyeron en los rendimientos obtenidos fueron la concentración y la carga de entrada al humedal (Tabla 10-70). La relación, en todos los casos, siguió una tendencia logarítmica ascendente. Con concentraciones de NT, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ y Norg superiores a 0.88 mg N L⁻¹, 0.573 mg NH₄⁺-N L⁻¹, 0.014 mg NO₂⁻-N L⁻¹, 0.14 mg NO₃⁻-N L⁻¹ y 1.42 mg Norg-N L⁻¹, incrementa la probabilidad de obtener eficiencias de eliminación positivas para estas variables. En cuanto a la relación inversa entre la CVE y el rendimiento de eliminación de N-NH₄⁺, gráficamente no se observa.

Tabla 10-70: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre los rendimientos obtenidos y otras variables estudiadas.

Rendimientos (%)	C _{inf} (mg L ⁻¹)	CM _{inf} (g m ⁻² año ⁻¹)	T (°C)	CH (m año ⁻¹)	TRH (días)	CVe (%)
NT	0.644**	0.317**	0.007	-0.190	0.134	-0.111
N-NH ₄ ⁺	0.652**	0.430**	-0.082	-0.264*	0.184	-0.352*
N-NO ₂ ⁻	0.580**	0.352**	0.150	-0.219	0.146	-0.229
N-NO ₃ ⁻	0.445**	0.273*	0.170	-0.259*	0.197	0.086
N-Norg	0.608**	0.405**	-0.102	-0.139	0.105	-0.105

*Significativa al nivel estadístico de 0.05.

**Significativa al nivel estadístico de 0.01.

En cuanto a los rendimientos anuales (Tabla 10-71), del mismo modo que en fp, no se observó una significativa pérdida de eficiencia. La eliminación de N-NO₃⁻ mejoró a lo largo del tiempo, coincidiendo con un aumento de la concentración de entrada y con la maduración del humedal.

Tabla 10-71: Rendimientos obtenidos de N del balance anual en el humedal F4.

Año	NT (%)	N-NH ₄ ⁺ (%)	N-NO ₂ ⁻ (%)	N-NO ₃ ⁻ (%)	Norg (%)
1	49	65	57	67	29
2	60	21	47	71	-63
3	62	41	68	80	-3
4	47	8	61	73	9

10.3.4 Materia orgánica.

10.3.4.1 Humedal fp.

10.3.4.1.1 Carga de entrada.

Como se desprende de la Tabla 10-72, la carga de entrada de DQO al humedal fue variable, resultado de la variabilidad de los caudales aplicados y de las concentraciones medidas en el influente del sistema. Estos valores fueron inferiores a las cargas de entrada del humedal FG.

Tabla 10-72: Cargas de entrada media de DQO, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en la entrada del humedal fp durante el periodo de estudio.

	DQO _T (g m ⁻² año ⁻¹)	DQO _S (g m ⁻² año ⁻¹)	DQO _P (g m ⁻² año ⁻¹)
Media \pm σ (CV)	1068.9 \pm 536.1(50%)	690.9 \pm 380.1(55%)	378.6 \pm 271.3 (72%)
Mínimo	210.2	82.1	11.4
Máximo	2429.0	1882.8	1692.6

10.3.4.1.2 Concentración del efluente y factores influyentes.

Las concentraciones medidas de materia orgánica a la salida del humedal fp (n=71) se recogen en la Tabla 10-73. Para la DQO_T y la DQO_P, éstas no difirieron significativamente de las concentraciones medidas en el influente y para la DQO_S fueron superiores ($p < 0.01$). Por lo tanto, el sistema al igual que FG, fue más efectivo eliminando materia orgánica particulada y fue productor de materia orgánica soluble.

Durante todo el periodo de estudio, la concentración de DQO_T fue reducida en el 33% de los muestreos realizados, la DQO_S en el 32% y la DQO_P en el 48%.

Tabla 10-73: Concentraciones medias de DQO, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos registrados en el efluente del humedal fp.

	DQO _T (mg L ⁻¹)	DQO _S (mg L ⁻¹)	DQO _P (mg L ⁻¹)
Media \pm σ (CV)	35.6 \pm 11.5 (32%)	25.2 \pm 9.4 (37%)	10.4 \pm 6.2 (50%)
Mínimo	17.0	10.8	0.3
Máximo	68.0	51.8	30.7

En la Figura 10-30 se observa como la concentración medida de DQO_T a la salida del humedal siguió la tendencia de la concentración medida en el influente. El humedal se comportó como sumidero y como productor de materia orgánica desde la puesta en marcha del sistema, por lo tanto, no se observa un empeoramiento de la calidad del efluente con el tiempo, como si se ha observado en otras variables (por ejemplo, en los SST).

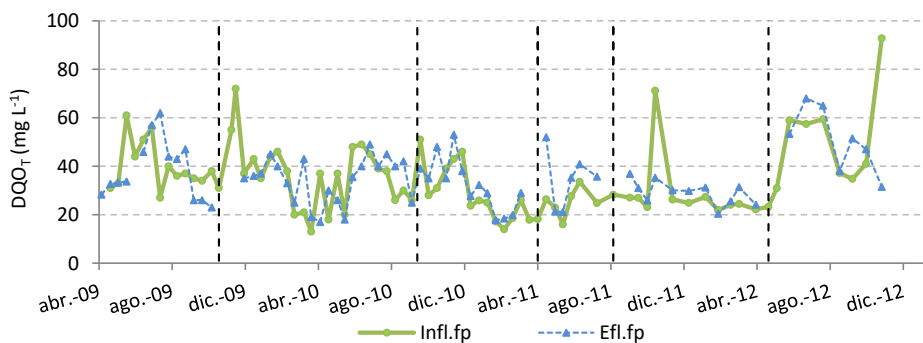


Figura 10-30: Concentración de DQO_T (mg L⁻¹) en el influente y en el efluente de fp. Las líneas negras verticales señalan las interrupciones del funcionamiento de fp.

La Tabla 10-74 recoge los valores medios, máximos y mínimos medidos de DQO_T en los diferentes años de estudio y en cada una de las celdas de tratamiento. En término medio, la concentración medida en el influente solamente fue reducida el primer año, con un porcentaje medio de reducción del 5%. En los restantes años de estudio, la concentración medida en el influente fue incrementada a su paso por la celda fp1 (desprovista de vegetación) y aunque ésta fue reducida en las siguientes celdas, en término medio la concentración conseguida en el efluente fue superior a la del influente.

Tabla 10-74: Concentración de DQO_T en influente y en la salida de cada una de las celdas de tratamiento del humedal fp. N= número de datos; σ = desviación típica.

	Influente	Efluente fp1	Efluente fp2	Efluente fp3
Abril 2009- marzo 2010				
N	25	22	21	22
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	39.1 \pm 13.1	37.0 \pm 10.7	39.7 \pm 12.5	37.0 \pm 10.8
Máximo (mg L ⁻¹)	72.0	63.0	69.0	62.0
Mínimo (mg L ⁻¹)	13.0	20.0	21.0	19.0
Abril 2010- marzo 2011				
N	26	24	23	25
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	31.5 \pm 11.2	36.3 \pm 13.8	37.6 \pm 17.6	33.2 \pm 10.4
Máximo (mg L ⁻¹)	51.0	70.0	83.0	53.0
Mínimo (mg L ⁻¹)	14.0	19.5	18.8	17.0
Abril 2011- marzo 2012				
N	18	16	16	16
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	27.5 \pm 11.6	32.3 \pm 12.7	30.1 \pm 7.6	31.5 \pm 8.1
Máximo (mg L ⁻¹)	71.2	60.0	44.3	52.0
Mínimo (mg L ⁻¹)	16.0	18.6	17.2	20.4
Abril 2012- octubre 2012				
N	10	8	8	8
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	43.0 \pm 22.5	46.8 \pm 19.8	44.2 \pm 19.1	43.9 \pm 17.8
Máximo (mg L ⁻¹)	92.8	73.0	72.0	68.0
Mínimo (mg L ⁻¹)	15.2	21.7	16.4	16.2

Al igual que en el humedal FG, a lo largo del humedal fp se experimentó un incremento de la fracción orgánica soluble, pasando de representar el 65% de la DQO_T en el influente al 71% en el efluente. Indicando, una vez más, la mayor eliminación en estos humedales de la fracción particulada.

Con respecto al análisis de los factores influyentes sobre las concentraciones medidas en el efluente, en la Tabla 10-75 se recogen los coeficientes de correlación obtenidos entre estas y otras variables químicas, físicas y biológicas medidas en ese mismo agua. A este respecto, se han encontrado correlaciones significativas y positivas entre las concentraciones medidas en el efluente de DQO_T y de DQO_5 con la temperatura, indicando que las concentraciones de la DQO_5 aumentaron durante los meses más cálidos, al igual que se ha observado en el humedal FG. Para el caso de la DQO_T , esta tendencia puede observarse suavemente en la **Figura 10-30**. Además, también se ha encontrado una relación entre la DQO_T y la DQO_P medidas y la Cl_a , como en FG.

Tabla 10-75: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre las concentraciones de materia orgánica medidas en el efluente de fp y diferentes variables estudiadas.

	Cl σ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	T ($^{\circ}\text{C}$)	CH ($\text{m a}\tilde{\text{a}}\text{o}^{-1}$)	CV(%)	CM _{inf} ($\text{g m}^{-2} \text{a}\tilde{\text{a}}\text{o}^{-1}$)
DQO _T (mg L^{-1})	0.404**	0.441**	0.101	0.289	0.262*
DQO _S (mg L^{-1})	0.223	0.611**	0.005	0.204	0.236
DQO _P (mg L^{-1})	0.425**	-0.038	0.138	0.156	0.387**

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

Con respecto a la influencia de la carga de entrada (CM_{in}) sobre la concentración del efluente, se obtuvo una correlación significativa, aunque débil, en el caso de la DQO_T y de la DQO_P (Tabla 10-75). Por tanto, existe una cierta tendencia a incrementar la concentración de materia orgánica en forma particulada a la salida del humedal conforme aumenta la carga de entrada al sistema. No obstante, la nube de puntos es muy dispersa y no permite obtener de manera fiable un valor medio de carga de entrada para el cumplimiento de una concentración objetivo en el efluente.

10.3.4.1.3 Cargas eliminadas y factores influyentes.

La masa eliminada por unidad de área y de tiempo en el humedal fp osciló ampliamente durante todo el periodo de estudio (Tabla 10-76), siendo los valores medios inferiores a los conseguidos en el humedal FG.

Tabla 10-76: Cargas eliminadas medias de DQO, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal fp durante el periodo de estudio.

	DQO _T ($\text{g m}^{-2} \text{a}\tilde{\text{a}}\text{o}^{-1}$)	DQO _S ($\text{g m}^{-2} \text{a}\tilde{\text{a}}\text{o}^{-1}$)	DQO _P ($\text{g m}^{-2} \text{a}\tilde{\text{a}}\text{o}^{-1}$)
Media \pm σ (CV)	52.4 \pm 354.7(677%)	-19.7 \pm 162.0 (822%)	72.6 \pm 298.1 (411%)
Mínimo	-660.1	-407.6	-609.1
Máximo	1572.6	526.1	1502.2

La carga eliminada de materia orgánica dependió principalmente de la concentración medida en el influente de fp y para la fracción particulada, también de la carga másica de entrada (Tabla 10-77), siendo las relaciones lineales. Es probable que, la variación de la concentración medida en la entrada y los procesos internos (producción de restos vegetales, crecimiento de algas, resuspensión de los sedimentos, etc.) estén enmascarando la influencia de otras variables como la CH.

Tabla 10-77: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre la carga másica eliminada (CM_{elim}) de DQO_T, DQO_S y DQO_P con diferentes variables estudiadas.

CM _{elim} ($\text{g m}^{-2} \text{a}\tilde{\text{a}}\text{o}^{-1}$)	C _{inf} (mg L^{-1})	CM _{inf} ($\text{g m}^{-2} \text{a}\tilde{\text{a}}\text{o}^{-1}$)	T ($^{\circ}\text{C}$)	CH ($\text{m a}\tilde{\text{a}}\text{o}^{-1}$)	TRH (días)	CV(%)
DQO _T	0.412**	0.234*	-0.137	-0.239	0.251	0.216
DQO _S	0.365**	0.131	-0.187	-0.085	0.131	0.147
DQO _P	0.552**	0.541**	-0.037	-0.175	0.170	0.190

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

10.3.4.1.4 Rendimientos de eliminación y factores influyentes.

En la Tabla 10-78 se recogen los valores mínimo y máximo entre los que han oscilado los rendimientos obtenidos de DQO_T , DQO_S y DQO_P durante todo el periodo de estudio.

Tabla 10-78: Rendimientos mínimos y máximos de eliminación medios de DQO en el humedal fp durante el periodo de estudio.

	DQO_T (%)	DQO_S (%)	DQO_P (%)
Mínimo	-96	-101	-270
Máximo	67	46	95

El rendimiento global (Tabla 10-79) alcanzado para la DQO_T fue bajo y en el caso de su fracción soluble, el humedal fue productor. Los valores fueron inferiores a los conseguidos en el humedal FG.

Tabla 10-79: Rendimientos de eliminación globales de DQO, cargas de entrada totales (kg) y cargas de salida totales (kg) de abril del 2009 a octubre del 2012.

	DQO_T	DQO_S	DQO_P
Carga de entrada total (kg)	50268	33054	17214
Carga de salida total (kg)	48056	33839	14217
Rendimiento (%)	4	-2%	17

En cuanto a los rendimientos anuales (Tabla 10-80), se observa un empeoramiento de la eficiencia de eliminación de la materia orgánica con el tiempo, al igual que se observó en el caso de los SS. El mejor resultado se obtuvo el primer año, con una cobertura vegetal media estimada en el humedal del 60%.

Tabla 10-80: Rendimientos obtenidos de DQO del balance anual en el humedal fp.

Año	DQO_T (%)	DQO_S (%)	DQO_P (%)
1	15	1	32
2	3	-2	11
3	-7	-3	-17
4	8	-5	35

Una vez más, el principal factor que influyó en la eficiencia alcanzada por el humedal fue la concentración de entrada (relación de tipo logarítmica) (Tabla 10-81). La relación con la CH y el TRH, es débil, indicando que existe una cierta tendencia a disminuir la eficiencia de eliminación al incrementar la CH y al disminuir el TRH. Altas CH podrían limitar la tasa de sedimentación de la materia orgánica particulada, al reducir el tiempo de permanencia del agua en el humedal. No se han encontrado relaciones significativas entre los rendimientos obtenidos y el grado de cobertura vegetal del humedal, a pesar de haber observado una disminución en los rendimientos anuales alcanzados por el humedal fp que coincidió con una disminución de la vegetación en el mismo.

Tabla 10-81: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre los rendimientos de eliminación de la materia orgánica y diferentes variables estudiadas.

Rendimientos (%)	C _{inf} (mg L ⁻¹)	CM _{inf} (g m ⁻² año ⁻¹)	T (°C)	CH (m año ⁻¹)	TRH (días)	CVe(%)
DQO _T	0.464**	0.188	-0.093	-0.293*	-0.298*	0.217
DQO _S	0.450**	0.233	-0.190	0.018	0.023	0.153
DQO _P	0.457**	0.303*	0.022	-0.295*	0.272*	0.141

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

Al igual que en el humedal FG, los rendimientos obtenidos no fueron homogéneos en las distintas celdas de tratamiento (Tabla 10-82), siendo generalmente superiores en la celda fp3.

Tabla 10-82: Rendimientos obtenidos (%) en cada celda del humedal fp durante los diferentes años de estudio.

	DQO _T			DQO _S			DQO _P		
	fp1	fp2	fp3	fp1	fp2	fp3	fp1	fp2	fp3
1	5	-3	16	-4	-6	12	17	3	22
2	-16	-1	14	-1	-15	10	-47	19	22
3	-30	17	1	-6	3	0	-93	36	2
4	7	-4	6	1	-7	2	20	3	18

10.3.4.2 Humedal F4.

10.3.4.2.1 Cargas de entrada.

Como se observa a partir de los resultados presentados en la Tabla 10-83, la carga de entrada de materia orgánica al humedal fue variable, resultado de la variabilidad de caudales y de la concentración de entrada al mismo. Los valores medios obtenidos son superiores a los de las cargas medidas de entrada al humedal fp y ligeramente inferiores a los de entrada al humedal FG.

Tabla 10-83: Cargas de entrada media de DQO, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en la entrada del humedal F4 durante el periodo de estudio.

	DQO _T (g m ⁻² año ⁻¹)	DQO _S (g m ⁻² año ⁻¹)	DQO _P (g m ⁻² año ⁻¹)
Media $\pm \sigma$ (CV)	1127.9 \pm 947.5 (84%)	719.6 \pm 614.9 (85%)	408.3 \pm 528.8 (130%)
Mínimo	184.0	84.9	9.1
Máximo	5099.9	3284.5	3944.3

10.3.4.2.2 Concentración del efluente y factores influyentes.

La concentración medida de materia orgánica a la salida del humedal F4 (n=73) se recoge en la Tabla 10-84. No se han encontrado diferencias significativas entre las concentraciones medidas en el PC y las concentraciones medidas en el influente al humedal F4. Además, para la DQO_P, las concentraciones medidas en el efluente no difirieron significativamente de las concentraciones medidas en la entrada (ni en PC ni en el canal). En cambio, en el caso de la DQO_T y de la DQO_S, la concentración medida en el efluente fue significativamente superior a

la medida en el influente del humedal ($p < 0.01$). Por lo tanto, el sistema fue productor de materia orgánica, especialmente en forma soluble.

Durante todo el periodo de estudio, la concentración de DQO_T fue reducida en el 31% de los muestreos realizados, la DQO_S en el 36% y la DQO_P en el 46%. Por tanto, este humedal, al igual que el FG y fp, fue más efectivo eliminando materia orgánica particulada.

Tabla 10-84: Concentraciones medias, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos registrados en el efluente del humedal FG.

	DQO_T (mg L^{-1})	DQO_S (mg L^{-1})	DQO_P (mg L^{-1})
Media $\pm \sigma$ (CV)	37.1 \pm 13.3 (36%)	23.9 \pm 9.0 (38%)	13.1 \pm 8.6 (66%)
Mínimo	17.0	11.6	1.3
Máximo	73.0	52.3	41.4

En la Figura 10-31 se observa como en general, la concentración de DQO_T medida en el PC no se vio prácticamente modificada a su paso por el humedal F4. En este caso, las concentraciones medidas en el efluente también siguieron la tendencia de las medidas en el influente.

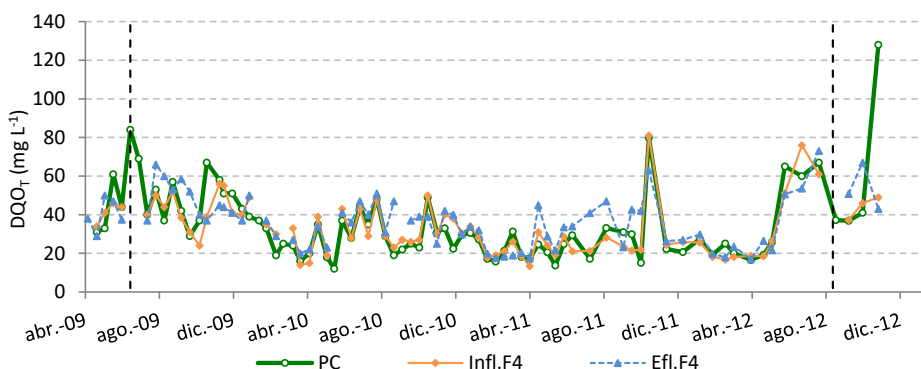


Figura 10-31: Evolución temporal de la concentración de DQO_T (mg L^{-1}) en el PC y en el influente y el efluente de F4. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.

La Tabla 10-85 recoge los valores medios, máximos y mínimos medidos de DQO_T en los diferentes años de estudio en el PC, en el influente a F4 y en el efluente de este mismo humedal. Como se puede observar en la misma, en término medio la concentración medida en el PC fue ligeramente reducida por el humedal en el primer y en el último periodo de estudio. Además, excepto en el segundo periodo de estudio, el Canal Interior redujo la concentración de materia orgánica procedente del PC. No obstante, la reducción de materia orgánica no fue significativa en este humedal.

Tabla 10-85: Concentración de DQO_T en influente y en la salida del humedal F4. N= número de datos; σ = desviación típica.

	PC	Influente F4	Efluente F4
Abril 2009- marzo 2010			
N	26	22	22
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	43.2 \pm 16.6	39.5 \pm 10.1	42.5 \pm 11.4
Máximo (mg L ⁻¹)	84.0	56.0	66.0
Mínimo (mg L ⁻¹)	16.0	14.0	20.0
Abril 2010- marzo 2011			
N	26	25	24
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	27.8 \pm 9.7	30.0 \pm 9.7	32.7 \pm 10.1
Máximo (mg L ⁻¹)	49.0	50.0	51.0
Mínimo (mg L ⁻¹)	12.0	15.0	17.6
Abril 2011- marzo 2012			
N	18	18	18
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	26.2 \pm 14.6	25.8 \pm 14.5	32.4 \pm 12.2
Máximo (mg L ⁻¹)	80.0	81.0	63.0
Mínimo (mg L ⁻¹)	13.7	13.4	17.4
Abril 2012- octubre 2012			
N	10	9	9
Media $\pm \sigma$ (mg L ⁻¹)	49.7 \pm 32.9	42.6 \pm 19.5	44.8 \pm 19.6
Máximo (mg L ⁻¹)	128.0	76.0	73.0
Mínimo (mg L ⁻¹)	16.6	18.5	17.0

En la Tabla 10-86 se recogen los coeficientes de correlación obtenidos entre las concentraciones de materia orgánica medidas en el efluente y otras variables medidas en esa misma agua. Se han encontrado correlaciones significativas y positivas entre las concentraciones de DQO_T, DQO_S y DQO_P y la temperatura del efluente. De modo que las concentraciones a la salida del humedal aumentaron en los meses más cálidos. Para el caso de la DQO_T, esta tendencia puede observarse tenuemente en la **Figura 10-31**. Además, se ha encontrado una correlación positiva y significativa entre la DQO_T y la DQO_P medidas con la Cl α medida en ese mismo agua y aunque más débilmente entre ésta y la DQO_S.

Tabla 10-86: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre las concentraciones de materia orgánica medidas en el efluente y diferentes variables estudiadas.

	Cl α ($\mu\text{g L}^{-1}$)	T (°C)	CH (m año ⁻¹)	CVe(%)	CM _{inf} (g m ⁻² año ⁻¹)
DQO _T (mg L ⁻¹)	0.623**	0.495**	-0.152	-0.079	0.226
DQO _S (mg L ⁻¹)	0.397**	0.460**	-0.167	-0.078	0.149
DQO _P (mg L ⁻¹)	0.691**	0.277*	-0.146	0.026	0.215

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

10.3.4.2.3 Cargas eliminadas y factores influyentes.

La masa eliminada por unidad de área y de tiempo en el humedal F4 osciló ampliamente durante todo el periodo de estudio (Tabla 10-87). En el caso de la DQO_S, el humedal fue productor, mostrando que el sistema en término medio solamente eliminó materia orgánica en forma particulada. La carga eliminada de DQO_T fue muy baja, indicando que gran parte de

la materia orgánica particulada eliminada fue hidrolizada, encontrándose en el efluente de F4 en forma de DQO_s.

Tabla 10-87: Cargas de eliminación medias de DQO, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal F4 durante el periodo de estudio.

	DQO _T (g m ⁻² año ⁻¹)	DQO _s (g m ⁻² año ⁻¹)	DQO _P (g m ⁻² año ⁻¹)
Media \pm σ (CV)	7.4 \pm 538.5 (7277%)	-16.7 \pm 151.8 (909%)	24.1 \pm 475.8 (1974%)
Mínimo	-1216.4	-522.7	-1020.5
Máximo	3409.0	284.2	3212.9

El principal factor que influyó en la carga eliminada de materia orgánica fue la concentración medida en la entrada por el PC y para la fracción particulada, también la carga másica aplicada al sistema (Tabla 10-88). La relación es lineal en ambos casos. En cuanto a la CH y al TRH del humedal, las relaciones encontradas son muy débiles y además, gráficamente no se observa una tendencia clara.

Tabla 10-88: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre la carga másica eliminada (CM_{elim}) de DQO_T, DQO_s y DQO_P con diferentes variables estudiadas.

CM _{elim} (g m ⁻² año ⁻¹)	C _{inf} (mg L ⁻¹)	CM _{inf} (g m ⁻² año ⁻¹)	T (°C)	CH (m año ⁻¹)	TRH (días)	CVe(%)
DQO _T	0.476**	0.018	-0.092	-0.337**	0.323**	-0.105
DQO _s	0.456**	0.181	-0.225	-0.068	0.056	-0.133
DQO _P	0.577**	0.370**	-0.008	-0.270*	0.261*	-0.088

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

10.3.4.2.4 Rendimientos de eliminación y factores influyentes.

En la Tabla 10-89 se recogen los valores mínimo y máximo entre los que han oscilado los rendimientos obtenidos de DQO_T, DQO_s y DQO_P durante todo el periodo de estudio.

Tabla 10-89: Rendimientos de eliminación mínimos y máximos de DQO en el humedal F4 durante el periodo de estudio.

	DQO _T (%)	DQO _s (%)	DQO _P (%)
Mínimo	-162	-60	-1231
Máximo	67	35	85

El rendimiento global (Tabla 10-90) alcanzado para la DQO_T fue muy bajo y en el caso de su fracción soluble, el humedal actuó como productor. Los valores, en cuanto a DQO_T y DQO_P, fueron inferiores que los conseguidos en los otros dos humedales.

Tabla 10-90: Rendimientos de eliminación globales de DQO, cargas de entrada totales (kg) y cargas de salida totales (kg) de abril del 2009 a octubre del 2012.

	DQO _T	DQO _s	DQO _P
Carga entrada de total (kg)	104047	67539	36508
Carga de salida total (kg)	102065	68434	33631
Rendimientos (%)	2	-1%	8

En cuanto a los rendimientos anuales (Tabla 10-91), se observa un empeoramiento de la eficiencia de eliminación de la materia orgánica con el tiempo, al igual que se observó en el caso de los SS.

Tabla 10-91: Rendimientos obtenidos de DQO del balance anual en F4.

Año	DQO _T (%)	DQO _S (%)	DQO _P (%)
1	8	0	18
2	1	-2	7
3	-18	-2	-62
4	12	-1	36

Nuevamente, la concentración de entrada fue el principal factor influyente sobre los rendimientos alcanzados (Tabla 10-92), y para la DQO_P también la carga másica de entrada. Las relaciones encontradas con la CH y el TRH, indican que existe una cierta tendencia a disminuir la eficiencia de eliminación de la materia orgánica particulada al incrementar la CH y al disminuir el TRH del humedal.

Tabla 10-92: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre los rendimientos de eliminación de la materia orgánica y diferentes variables estudiadas.

Rendimientos (%)	C _{inf} (mg L ⁻¹)	CM _{inf} (g m ⁻² año ⁻¹)	T (°C)	CH (m año ⁻¹)	TRH (días)	CVe(%)
DQO _T	0.467**	0.020	-0.096	-0.348**	0.322**	-0.152
DQO _S	0.439**	0.193	-0.195	-0.068	0.056	-0.056
DQO _P	0.529**	0.306**	0.096	-0.267*	0.243*	-0.150

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

10.3.5 Fitoplancton.

10.3.5.1 Humedal fp.

10.3.5.1.1 Carga másica de entrada.

En la Tabla 10-93 se recogen los valores obtenidos de carga másica de entrada, los cuales son inferiores a los del humedal FG.

Tabla 10-93: Cargas de entrada media de Cl α , desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en la entrada del humedal fp durante el periodo de estudio.

Cl α (mg m ⁻² año ⁻¹)	
Media \pm σ (CV)	1441.8 \pm 1133.1(79%)
Mínimo	88.5
Máximo	5242.8

10.3.5.1.2 Concentración del efluente y factores influyentes.

La concentración media en el efluente de fp (n=70) fue de $42.6 \pm 29.8 \mu\text{g L}^{-1}$, oscilando los valores desde un valor mínimo de $3.6 \mu\text{g L}^{-1}$ hasta un valor máximo de $128.65 \mu\text{g L}^{-1}$. Como se observa, al igual que en el FG, la concentración en el efluente fue muy variable.

No se han encontrado diferencias estadísticas entre las concentraciones de Cl α medidas en el influente y las medidas en el efluente de fp ($p > 0.05$). La concentración de Cl α fue reducida en el 50% de los muestreos realizados (Figura 10-32).

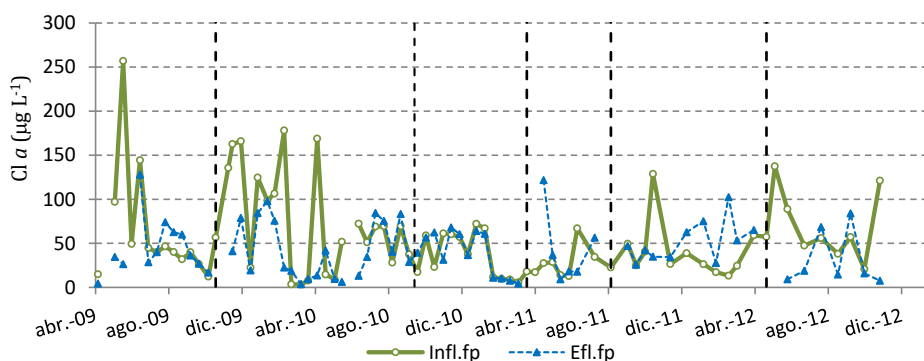


Figura 10-32: Concentración de Cl α ($\mu\text{g L}^{-1}$) en el influente y en el efluente de fp. Las líneas negras verticales señalan las interrupciones del funcionamiento de fp.

La concentración de Cl α en el efluente de $9 \mu\text{g L}^{-1}$ o inferior, aguas mesotróficas (Nrnberg, 1996), se alcanzó en el 13% de los datos obtenidos, mientras que en el 33% de los casos, la concentración alcanzada fue inferior a $25^{51} \mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 10-32). Estos porcentajes están por debajo de los alcanzados en el humedal FG.

En la Figura 10-32 se observa como la concentración medida de Cl α a la salida del humedal siguió generalmente la tendencia de la concentración medida en el influente. A diferencia del humedal FG, en fp no se detectó una estabilización en la concentración medida en el efluente, sino que ésta osciló ampliamente durante todo el estudio.

La Tabla 10-94 recoge los valores medios, máximos y mínimos medidos de Cl α en los diferentes años de estudio y en cada una de las celdas de tratamiento. En término medio, la concentración medida en el influente fue reducida en todos los periodos de estudio excepto en el tercero, coincidiendo con una disminución de la concentración medida en el influente. Las tres celdas actuaron indistintamente como fuente y como sumidero de Cl α .

⁵¹ Valores de Cl α en el rango entre $9\text{-}25 \mu\text{g L}^{-1}$ corresponden a un estado trófico de eutrófia (Nürnberg, 1996).

Tabla 10-94: Concentración de $Cl\ a$ en influente y en la salida de cada una de las celdas de tratamiento del humedal fp. N= número de datos; σ = desviación típica.

	Influente	Efluente fp1	Efluente fp2	Efluente fp3
Abril 2009- marzo 2010				
N	25	22	21	22
Media \pm σ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	76.4 \pm 67.2	52.2 \pm 45.9	52.7 \pm 39.9	45.0 \pm 33.2
Máximo ($\mu\text{g L}^{-1}$)	257.0	186.7	145.8	128.0
Mínimo ($\mu\text{g L}^{-1}$)	3.3	2.9	1.9	3.6
Abril 2010- marzo 2011				
N	26	24	23	24
Media \pm σ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	46.0 \pm 35.2	50.8 \pm 61.0	42.0 \pm 40.6	39.3 \pm 26.3
Máximo ($\mu\text{g L}^{-1}$)	168.8	241.0	148.7	84.4
Mínimo ($\mu\text{g L}^{-1}$)	5.6	5.2	5.8	4.4
Abril 2011- marzo 2012				
N	18	16	16	16
Media \pm σ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	34.2 \pm 27.3	39.2 \pm 25.9	43.6 \pm 24.1	47.9 \pm 30.7
Máximo ($\mu\text{g L}^{-1}$)	128.8	116.5	88.0	121.8
Mínimo ($\mu\text{g L}^{-1}$)	12.9	11.3	13.5	9.2
Abril 2012- octubre 2012				
N	10	8	8	8
Media \pm σ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	68.3 \pm 36.6	29.0 \pm 18.3	26.7 \pm 25.5	35.5 \pm 31.4
Máximo ($\mu\text{g L}^{-1}$)	137.4	61.5	77.7	84.1
Mínimo ($\mu\text{g L}^{-1}$)	20.7	11.5	8.3	7.6

En la Tabla 10-95 se recogen los coeficientes de correlación obtenidos entre las concentraciones de $Cl\ a$ medidas en el efluente y otras variables. Solamente se ha encontrado correlación positiva y significativa con la carga másica de entrada. No obstante, esta relación es débil y no permite obtener de manera fiable un valor medio de carga de entrada para el cumplimiento de una concentración objetivo en el efluente.

Tabla 10-95: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre las concentraciones de medidas de $Cl\ a$ en el efluente y diferentes variables estudiadas.

	T ($^{\circ}\text{C}$)	OD (mg L^{-1})	pH	CH ($\text{m a}\text{ño}^{-1}$)	CVe(%)	CM _{inf} ($\text{mg m}^{-2}\text{ a}\text{ño}^{-1}$)
$Cl\ a$ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	0.097	-0.013	-0.012	0.084	0.089	0.380**

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

Las concentraciones más elevadas de $Cl\ a$ a la salida del humedal, se midieron en la estación de verano, seguidas por las de invierno. Este patrón se puede observar tenuemente en la Figura 10-32, y es igual al detectado en el humedal FG. Ello explicaría la ausencia de una correlación positiva con la temperatura. Además, las altas concentraciones en verano no coinciden con los valores más altos medidos en el influente (primavera y otoño).

10.3.5.1.3 Cargas eliminadas y factores influyentes.

En la Tabla 10-96 se recoge la carga eliminada promedio alcanzada en el humedal fp, la cual es inferior a la del humedal FG.

Tabla 10-96: Cargas eliminadas medias de $Cl\ \alpha$, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal fp durante el periodo de estudio.

$Cl\ \alpha$ ($mg\ m^{-2}\ año^{-1}$)	
Media \pm σ (CV)	237.9 \pm 1150.5(484%)
Mínimo	-2782.2
Máximo	4570.7

Ésta solamente se ha relacionado con la concentración medida en el influente y con la carga de entrada (Tabla 10-97). La relación en ambos casos es lineal. La falta de correlación con la temperatura medida en el humedal, se explica porque en término medio las cargas eliminadas más altas se registraron en primavera y en otoño, de acuerdo con las concentraciones más altas medidas en el influente. En cambio, en término medio el sistema fue productor de $Cl\ \alpha$ en verano.

Tabla 10-97: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre la carga másica eliminada (CM_{elim}) de $Cl\ \alpha$ con diferentes variables estudiadas.

CM_{elim} ($mg\ m^{-2}\ año^{-1}$)	C_{inf} ($\mu g\ L^{-1}$)	CM_{inf} ($mg\ m^{-2}\ año^{-1}$)	T ($^{\circ}C$)	CH ($m\ año^{-1}$)	TRH (días)	CV(%)
$Cl\ \alpha$	0.565**	0.408**	-0.006	-0.193	0.173	0.118

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

10.3.5.1.4 Rendimientos de eliminación y factores influyentes.

Los rendimientos de eliminación de la $Cl\ \alpha$ en el humedal fp durante todo el periodo de estudio oscilaron ampliamente desde valores negativos (-743%) hasta valores del 90%. El rendimiento global alcanzado es inferior al del humedal FG (Tabla 10-98).

Tabla 10-98: Rendimientos de eliminación globales de $Cl\ \alpha$, masa de entrada total y masa de salida total de abril del 2009 a octubre del 2012 en el humedal fp.

$Cl\ \alpha$	
Carga de entrada total (kg)	67.6
Carga de salida total (kg)	57.1
Rendimientos (%)	15

En cuanto a los rendimientos anuales (Tabla 10-99), se observa un empeoramiento de la eficiencia de eliminación de la $Cl\ \alpha$, al igual que se observó en el caso de los SS y la DQO. Esta pérdida de eficiencia con el tiempo coincide, como se ha comentado en otras variable, con una disminución importante de la cobertura vegetal en este humedal.

Tabla 10-99: Rendimientos de $Cl\ \alpha$ obtenidos del balance anual en el humedal fp.

Año	$Cl\ \alpha$ (%)
1	42
2	11
3	-56
4	34

Al igual que con la carga eliminada, los rendimientos obtenidos solamente se han correlacionado con la concentración de entrada al humedal y, más débilmente, con la carga másica de entrada (Tabla 10-100).

Tabla 10-100: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre los rendimientos de eliminación de la $Cl\ \alpha$ y diferentes variables estudiadas.

Rendimientos (%)	C_{inf} ($\mu\text{g L}^{-1}$)	CM_{inf} ($\text{mg m}^{-2}\ \text{año}^{-1}$)	T ($^{\circ}\text{C}$)	CH (m año^{-1})	TRH (días)	CV e (%)
$Cl\ \alpha$	0.551**	0.346**	0.055	-0.216	0.190	0.096

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

En la celda fp1 y en la celda fp2 se observó un empeoramiento del efluente a partir de su cosechado (Tabla 10-101).

Tabla 10-101: Rendimientos obtenidos (%) en cada celda del humedal fp durante los diferentes años de estudio.

	$Cl\ \alpha$ (%)			
	1	2	3	4
fp1	22	-16	-27	42
fp2	6	21	-10	7
fp3	16	7	-12	-22

10.3.5.2 Humedal F4.

10.3.5.2.1 Carga másica de entrada.

Como se observa a partir de los resultados presentados en la Tabla 10-102, la carga de entrada de $Cl\ \alpha$ al humedal fue muy variable, resultado de la variabilidad de caudales y de la concentración de entrada al mismo. Los valores medidos fueron inferiores a las cargas másicas de los humedales FG y fp.

Tabla 10-102: Cargas de entrada media de $Cl\ \alpha$, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en la entrada del humedal F4 durante el periodo de estudio.

$Cl\ \alpha$ ($\text{mg m}^{-2}\ \text{año}^{-1}$)	
Media \pm σ (CV)	1382.6 \pm 1800.5 (77%)
Mínimo	24.2
Máximo	8985.2

10.3.5.2.2 Concentración del efluente y factores influyentes.

La concentración media medida de $Cl\ \alpha$ a la salida del humedal F4 (n=72) fue de 61.5 \pm 65.9 $\mu\text{g L}^{-1}$, oscilando los valores desde un valor mínimo de 2.5 $\mu\text{g L}^{-1}$ hasta un valor máximo de 343.1 $\mu\text{g L}^{-1}$. En este humedal, la concentración media en el efluente fue superior a la medida en los otros dos HAFSTP y además, la amplitud del rango de valores obtenidos también fue mayor (Figura 10-33). Las concentraciones medidas en el canal de reparto al

humedal (después de circular por el Canal Interior) y las medidas en el efluente no fueron estadísticamente diferentes, mientras que sí que fueron estadísticamente superiores a las medidas en el PC ($p < 0.05$). Durante todo el periodo de estudio, la concentración de $Cl a$ fue reducida en el 35% de los muestreos realizados.

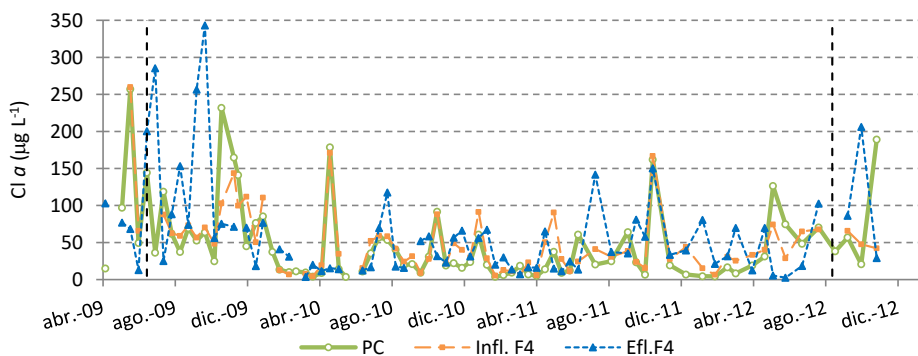


Figura 10-33: Evolución temporal de la concentración de $Cl a$ ($\mu g L^{-1}$) en el PC y en el influente y el efluente de F4. La líneas negras señalan las paradas del sistema.

La concentración de $Cl a$ en el efluente de $9 \mu g L^{-1}$ o inferior, aguas mesotróficas (Nrnberg, 1996), se alcanzó solamente en el 6% de los datos obtenidos (Figura 10-33) y en el 38% de los casos se alcanzó una concentración inferior a $25 \mu g L^{-1}$. Estos porcentajes son también inferiores a los alcanzados en el humedal FG.

La Tabla 10-103 recoge los valores medios, máximos y mínimos medidos de $Cl a$ en los diferentes años de estudio en el PC, en el influente a F4 y en el efluente de este mismo humedal. Como se puede observar en la misma, la concentración registrada en el PC fue, en término medio, incrementada en el recorrido del agua por el CI hasta la entrada al humedal F4 y a su paso por el humedal F4.

En cuanto a los factores influyentes sobre la concentración medida en el efluente, en este humedal no se ha encontrado ninguna correlación significativa entre esta última y las variables que aparecen en la Tabla 10-104. La baja cobertura vegetal del humedal, la disponibilidad de nutrientes y el mayor TRH (promedio de 3.7 días), pudo propiciar la aparición de condiciones adecuadas para el desarrollo de la biomasa fitoplanctónica, independientemente de otros factores como la carga másica de entrada o la CH aplicada al sistema. Además, en este caso la concentración medida en el efluente tampoco pareció verse influida de manera significativa por la concentración medida en el influente ($r=0.287$, $p < 0.05$).

Las concentraciones medidas en el efluente de este humedal fueron en verano significativamente superiores a las registradas en primavera e invierno ($p < 0.05$) y en otoño fueron significativamente superiores a las de primavera ($p < 0.05$). Las mayores

concentraciones en el efluente registradas en verano y otoño, coincide con las más altas concentraciones medias en el influente.

Tabla 10-103: Concentración de $Cl\alpha$ en influente y en la salida del humedal F4. N= número de datos; σ = desviación típica.

	PC	Influente F4	Efluente F4
Abril 2009- marzo 2010			
N	26	22	22
Media $\pm \sigma$ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	74.3 \pm 68.2	75.5 \pm 59.3	97.8 \pm 93.0
Máximo ($\mu\text{g L}^{-1}$)	257.0	259.8	343.1
Mínimo ($\mu\text{g L}^{-1}$)	4.0	4.4	3.6
Abril 2010- marzo 2011			
N	26	25	24
Media $\pm \sigma$ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	31.3 \pm 37.3	39.7 \pm 36.3	35.7 \pm 27.5
Máximo ($\mu\text{g L}^{-1}$)	178.5	171.1	117.6
Mínimo ($\mu\text{g L}^{-1}$)	3.7	5.3	7.3
Abril 2011- marzo 2012			
N	18	18	18
Media $\pm \sigma$ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	27.8 \pm 37.9	37.6 \pm 37.7	51.4 \pm 41.1
Máximo ($\mu\text{g L}^{-1}$)	162.0	166.8	150.3
Mínimo ($\mu\text{g L}^{-1}$)	4.3	5.7	11.3
Abril 2012- octubre 2012			
N	10	9	9
Media $\pm \sigma$ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	67.5 \pm 53.2	51.7 \pm 16.8	59.2 \pm 99.4
Máximo ($\mu\text{g L}^{-1}$)	189.0	74.4	206.1
Mínimo ($\mu\text{g L}^{-1}$)	19.1	28.8	2.6

Tabla 10-104: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre las concentraciones de $Cl\alpha$ medidas en el efluente y diferentes variables.

	T (°C)	OD (mg L^{-1})	pH	CH (m año^{-1})	CVe(%)	CM _{inf} ($\text{mg m}^{-2} \text{año}^{-1}$)
$Cl\alpha$ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	0.155	0.023	0.137	-0.035	-0.174	0.209

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

10.3.5.3 Cargas eliminadas y factores influyentes.

La masa eliminada por unidad de área y de tiempo en el humedal F4 osciló ampliamente durante todo el periodo de estudio (Tabla 10-105), siendo en término medio, el humedal productor de biomasa fitoplanctónica.

Tabla 10-105: Cargas de eliminación medias de $Cl\alpha$, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal F4 durante el periodo de estudio.

	$Cl\alpha$ ($\text{mg m}^{-2} \text{año}^{-1}$)
Media $\pm \sigma$ (CV)	-220.7 \pm 2317.2 (1050%)
Mínimo	-10473.2
Máximo	6806.3

La carga eliminada de $Cl\alpha$ ha sido únicamente correlacionada con la concentración medida en la entrada por el PC y, aunque más débilmente, con la carga de entrada (Tabla 10-106).

En ambos casos, la relación es lineal. Es por ello, que la carga eliminada media más alta se registró en primavera y, aunque inferior, en otoño.

Tabla 10-106: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre la carga másica eliminada (CM_{elim}) de *Cl a* con diferentes variables estudiadas.

CM_{elim} ($mg\ m^{-2}\ año^{-1}$)	C_{inf} ($\mu g\ L^{-1}$)	CM_{inf} ($mg\ m^{-2}\ año^{-1}$)	T ($^{\circ}C$)	CH ($m\ año^{-1}$)	TRH (días)	CVe(%)
<i>Cl a</i>	0.512**	0.392**	-0.051	-0.137	0.107	-0.012

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

10.3.5.4 Rendimientos de eliminación y factores influyentes.

Los rendimientos de eliminación de la *Cl a* en el humedal F4 oscilaron ampliamente durante todo el periodo de estudio desde valores de producción muy elevados (valor mínimo de -1653%) hasta valores del 97%. El humedal incrementó la masa procedente del PC en un 24% (Tabla 10-107).

Tabla 10-107: Rendimientos de eliminación globales de *Cl a*, cargas de entrada totales (kg) y cargas de salida totales (kg) de abril del 2009 a octubre del 2012 en el humedal F4.

	<i>Cl a</i>
Carga de entrada total (kg)	122
Carga de salida total (kg)	152
Rendimientos (%)	-24

En cuanto a los rendimientos anuales (Tabla 10-108), se observa que el humedal nunca fue efectivo eliminando biomasa fitoplanctónica, actuando en el segundo y tercer periodo de tiempo, como productor y coincidiendo con una disminución importante en la concentración de entrada.

Tabla 10-108: Rendimientos obtenidos de *Cl a* del balance anual en el humedal F4.

Año	<i>Cl a</i> (%)
1	0
2	-29
3	-106
4	2

Solamente se han encontrado correlaciones significativas entre los rendimientos obtenidos y la concentración y carga de *Cl a* de entrada (tendencia logarítmica) (Tabla 10-109). Los rendimientos de eliminación más elevados se obtuvieron en la estación de primavera.

Tabla 10-109: Coeficientes de correlación de *Spearman* obtenidos entre la carga másica eliminada (CM_{elim}) de *Cl a* con diferentes variables estudiadas.

CM_{elim} ($mg\ m^{-2}\ año^{-1}$)	C_{inf} ($\mu g\ L^{-1}$)	CM_{inf} ($mg\ m^{-2}\ año^{-1}$)	T ($^{\circ}C$)	CH ($m\ año^{-1}$)	TRH (días)	CVe(%)
<i>Cl a</i>	0.674**	0.560**	0.153	-0.121	0.076	-0.061

* Significativa al nivel estadístico de 0.05.

** Significativa al nivel estadístico de 0.01.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1-1: Fotografías realizadas al lago de l'Albufera de Valencia en abril del 2014. Fuente: elaboración propia.....	7
Figura 1-2: Principales mecanismos responsables de la existencia de los estados alternativos en los lagos someros (adaptado de Scheffer et al. (1993)).....	10
Figura 1-3: Clasificación de los humedales artificiales (adaptado de Vymazal, 2007).....	16
Figura 1-4: Elementos básicos de un HAFS (adaptado de Kadlec & Wallace, 2009).....	19
Figura 1-5: Elementos básicos de un HAFSSH (adaptado de Kadlec & Wallace, 2009).....	21
Figura 1-6: Elementos básicos de un HAFSSV (adaptado de Kadlec & Wallace, 2009).....	22
Figura 1-7: Procesos que afectan a la eliminación y a la generación de materia particulada en HAFS (adaptado de Kadlec & Wallace, 2009).....	28
Figura 1-8: Transformaciones de N en un humedal (adaptado de Mitsch & Grosselink, 2000).....	29
Figura 1-9: Transformaciones de P en un humedal (adaptado de Mitsch & Grosselink, 2000).....	32
Figura 2-1: Fotografía realizada a los conos mediante el ensayo. Adaptada de Guirado, 2009.....	44
Figura 2-2: Resultados del proceso de calibración del modelo de a) cono sometido a oscuridad total y b) cono sometido a una intensidad de radiación solar alta. Tomado de Oliver, 2010.....	45
Figura 2-3: Esquema simplificado del funcionamiento hipotético humedal.....	45
Figura 4-1: Localización geográfica del lago de l'Albufera de València.....	55
Figura 4-2: Serie de entradas anuales al lago de l'Albufera estimadas con el modelo Cabhal, desde 1970/71 a 2008/2009 (tomada de Mondria, 2010).....	59
Figura 4-3: Evolución tendencial de la media anual de clorofila a en el periodo 1979/80 a 2010/2011 (tomada de EPTI, 2013).....	61
Figura 4-4: Cargas externas e internas de nutrientes en el lago (adaptado de Hernández-Crespo, 2013).....	63
Figura 4-5: Localización del Tancat de la Pipa y ecosistemas que lo conforman.....	67
Figura 4-6: Esquema del funcionamiento hidráulico de un Tancat y el antiguo motor del Tancat de la Pipa, actualmente restaurado y habilitado para uso público. Fuente: cortesía del Tancat de la Pipa.....	68
Figura 4-7: Esquema del conjunto de sistemas existentes en el Tancat de la Pipa y dirección del flujo de agua.....	70
Figura 5-1: Flujo de agua a través de las compuertas de los HA.....	77
Figura 5-2: a) Caudal de descarga para un vertedero triangular en pared delgada (ángulo de 90º) en función de la altura sobre el vértice. b) Vertedero triangular ubicado en la entrada al sistema por el Barranco del Poyo.....	79
Figura 5-3: Medida relativa (MR) del nivel del lago (cm) desde el BP a lo largo de los 43 meses de estudio. En nivel medio mensual en el lago AV (Lago msnm) se calcula mediante la siguiente relación:.....	79
Figura 5-4: Imagen aérea del Tancat de la Pipa. Tomada y adaptada la Confederación Hidrográfica del Júcar. Los círculos rojos representan los puntos de muestreo que son objeto de la presente Tesis Doctoral y los puntos naranjas son los puntos adicionales que fueron también muestreados pero cuyos resultados no son objeto de este trabajo.....	82
Figura 5-5: Imágenes del Multi 340i (WTW) y de la toma <i>in situ</i> de los parámetros físico-químicos del agua.....	82
Figura 5-6: Imágenes de la toma de una muestra de agua en unas compuertas de paso en el humedal FG.....	83
Figura 5-7: Imagen de un análisis de muestras de agua en el laboratorio.....	86
Figura 5-8: Componentes del balance hídrico aplicado a los humedales artificiales FG, fp, F4 (adaptado de Kadlec & Wallace, 2009).....	88
Figura 5-9: Diagrama explicativo de los pasos seguidos para el cálculo de C*.....	99

Figura 6-1: Descripción temporal de las principales actuaciones llevadas a cabo y acontecimientos sucedidos durante el periodo de estudio, los cuales han tenido repercusión en el grado de cobertura vegetal de los HAFSTP.....	103
Figura 6-2: Fotografía de la jaula construida en la celda fp2 (abril 2011).....	105
Figura 6-3: Climogramas con la temperatura media mensual y la precipitación total mensual en el área de estudio. La estación meteorológica se encuentra en el municipio de Picassent (Valencia, España). Los datos son obtenidos desde http://riegos.ivia.es	107
Figura 6-4: Volúmenes de agua acumulados (Hm ³) en cada periodo de tiempo estudiado. 1: desde junio del 2009 hasta marzo 2010; 2: desde abril del 2010 hasta marzo 2011; 3: desde abril del 2011 hasta marzo 2012; 4: desde abril del 2012 hasta octubre 2012. Los datos de precipitación y de evapotranspiración son obtenidos de la estación meteorológica se encuentra en el municipio de Picassent (Valencia, España) (http://riegos.ivia.es).....	109
Figura 6-5: a) Volúmenes de agua de entrada y de salida acumulados a lo largo de los 43 meses de estudio; b) regresión lineal entre el volumen de agua acumulado de salida y el de entrada....	109
Figura 6-6: Reparto del volumen total de agua de entrada entre los diferentes HAFSTP.	110
Figura 6-7: Carga hidráulica (m año ⁻¹) aplicada a los HAFSTP durante los 43 meses de estudio.	112
Figura 6-8: Evolución del tiempo de residencia hidráulico (días) a lo largo de los 43 meses de estudio y en cada humedal.....	114
Figura 6-9: Evolución mensual del grado de CVE estimado en cada una de las celdas de tratamiento del humedal FG y en el conjunto del mismo durante el periodo comprendido entre abril del 2009 y octubre del 2012.	116
Figura 6-10: Fotografía del FG1 a) el 30/04/2009 y b) el 10/06/2009.	116
Figura 6-11: Fotografía del FG2 a) el 30/04/2009 y b) el 10/06/2009.	116
Figura 6-12: Fotografía del FG3 a) el 30/04/2009 y b) el 05/11/2009.	117
Figura 6-13: Evolución mensual del grado de CVE estimado en cada una de las celdas de tratamiento del humedal fp y en el conjunto del humedal durante el periodo comprendido entre abril del 2009 y octubre del 2012.	117
Figura 6-14: Evolución mensual del grado de CVE estimado en el humedal F4 durante el periodo comprendido entre abril del 2009 y octubre del 2012.....	117
Figura 6-15: Fotografía del a) FG1 y b) fp1 el 02/07/2012.	118
Figura 6-16: Fotografía del FG2 a) el 04/04/2011 b) el 02/07/2012.	118
Figura 6-17: Fotografía de a) fp2 con carrizo y b) fp3 el 02/07/2012.	119
Figura 6-18: Concentraciones de N y P medidas en las eneas recogidas durante la primera estación de crecimiento.....	122
Figura 6-19: Promedio de la temperatura medida en cada estación del año desde abril del 2009 hasta octubre del 2012 en el BP y en el efluente de FG.	127
Figura 6-20: Promedio de la concentración de OD medida en cada estación del año desde abril del 2009 hasta octubre del 2012 en el BP y en los efluentes de las celdas FG1, FG2 y FG3. Además, el promedio de la concentración de saturación del OD en el agua del BP y del efluente de FG3.	128
Figura 6-21: Promedio de la concentración de OD medida en cada estación del año desde abril del 2009 hasta octubre del 2012 en el influente de fp y en los efluentes de las celdas fp1, fp2 y fp3. Además, el promedio de la concentración de saturación del OD en el agua del influente de fp y del efluente de fp3.	128
Figura 6-22: Promedio de la concentración de OD medida en cada estación del año desde abril del 2009 hasta octubre del 2012 en el PC, en el influente y en el efluente de F4. Además, el promedio de la concentración de saturación del OD en el agua del PC y del efluente de F4....	129
Figura 6-23: Promedio de los valores de pH medidos en cada estación del año desde abril del 2009 hasta octubre del 2012 en el BP y en los efluentes de las celdas FG1, FG2 y FG3.	130
Figura 6-24: Promedio de los valores de pH medidos en cada estación del año desde abril del 2009 hasta octubre del 2012 en el influente de fp y en los efluentes de las celdas fp1, fp2 y fp3.	131

Figura 6-25: Promedio de los valores de pH medidos en cada estación del año desde abril del 2009 hasta octubre del 2012 en el PC y en el influente y efluente del humedal F4.	131
Figura 6-26: Promedio de la conductividad medida en cada estación del año desde abril del 2009 hasta octubre del 2012 en el BP y en el PC.	132
Figura 6-27: Evolución de la conductividad medida desde abril del 2009 hasta octubre del 2012 en el BP y en el efluente de FG. Las líneas verticales representan los periodos en los que se secó el humedal.	133
Figura 6-28: Evolución de la conductividad medida desde abril del 2009 hasta octubre del 2012 en el influente y en el efluente de fp. Las líneas verticales representan los periodos en los que se secó el humedal.	134
Figura 6-29: Evolución de la conductividad medida desde abril del 2009 hasta octubre del 2012 en el PC y en el influente y en el efluente de F4. La línea vertical representa el periodo en el que se secó el humedal.	135
Figura 6-30: Valores de temperatura medidos cada 15 minutos en el BP y en los efluentes de FG1, FG2 y FG3.	136
Figura 6-31: Valores de OD medidos cada 15 minutos en el BP y en los efluentes de FG1, FG2 y FG3.	137
Figura 6-32: Valores de pH medidos cada 15 minutos en el BP y en los efluentes de FG1, FG2 y FG3. No hay datos de invierno del 2012.	138
Figura 6-33: Concentración promedio y desviación estándar de SST y SSV en cada uno de los periodos anuales de estudio en el agua de entrada por el BP y por el PC. Diferencias significativas al nivel $p < 0.05$	140
Figura 6-34: Diagrama de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones de SST (mg L^{-1}) y SSV (mg L^{-1}) observadas en el a) BP y en el b) PC en cada una de las estaciones del año. P=primavera, V=verano, I=invierno y O=otoño. Diferencias significativas al nivel $p < 0.05$	141
Figura 6-35: Concentración de SST (mg SS L^{-1}) a la entrada (BP) y a la salida del humedal FG durante todo el periodo de estudio. Las líneas negras verticales indican los periodos en los que se interrumpió el funcionamiento del humedal.	143
Figura 6-36: Proporción de SSV y SSNV con respecto a los SST a lo largo del humedal FG.	145
Figura 6-37: Diagrama de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones de SST (mg L^{-1}) y SSV (mg L^{-1}) observadas en el efluente de FG en cada una de las estaciones del año. P=primavera, V=verano, I=invierno y O= otoño.	146
Figura 6-38: Concentraciones y cargas de entrada de SST versus las cargas eliminadas. Las líneas negras representan el ajuste lineal.	148
Figura 6-39: Cargas eliminadas de SST y de SSV ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$) en el humedal FG versus la CH aplicada al sistema (m año^{-1}). Las líneas negras representan el ajuste lineal.	149
Figura 6-40: Carga media eliminada de SST ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$) en el humedal FG versus la CH media aplicada al sistema (m año^{-1}). La línea roja representa los resultados obtenidos de la función cuadrática ajustada a los valores observados.	149
Figura 6-41: Diagrama de cajas y bigotes donde se representan las cargas eliminadas de SST y SSV ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$) estimadas en el humedal FG en cada una de las estaciones del año. P=primavera, V=verano, I=invierno y O= otoño.	150
Figura 6-42: Concentraciones (mg L^{-1}) y cargas de entrada de SST y SSV ($\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$) versus los rendimientos obtenidos. La línea punteada representa el ajuste logarítmico para los datos referidos a los SSV y la línea continua para los de los SST. Solamente se representan los rendimientos positivos.	152
Figura 6-43: Rendimientos promedio de eliminación de SST obtenidos a diferentes grados de cobertura vegetal en el humedal FG. Las barras de error representan las desviaciones típicas.	153
Figura 6-44: Rendimientos de SST y SSV obtenidos en las diferentes estaciones del año. P=primavera, V=verano, I=invierno y O= otoño. Los ejes están limitados a -100% para facilitar la visualización de los resultados. Diferencias significativas al nivel estadístico $p < 0.05$	153

Figura 6-45: Promedio y desviación estándar de las eficiencias de eliminación de SST y SSV (%) obtenidas en cada CH aplicada al sistema ($m \text{ año}^{-1}$). Diferencias significativas al nivel estadístico $p < 0.05$	154
Figura 6-46: Concentración promedio y desviaciones estándar de PT, PID y PP en cada uno de los periodos de estudio en el agua de entrada por el BP y por el PC. Diferencias significativas al nivel estadístico $p < 0.05$	158
Figura 6-47: Concentración de PID ($mg \text{ P L}^{-1}$) en el BP y en el PC y la precipitación ($L \text{ m}^{-2}$) registrada (datos IVIA). Las líneas negras representan la media móvil de orden 2.	161
Figura 6-48: Concentración de PT ($mg \text{ P L}^{-1}$) y de PID ($mg \text{ P L}^{-1}$) en el agua de entrada al humedal (BP) y el agua procedente del Tancat de la Sardina.....	161
Figura 6-49: Relación entre el PID ($mg \text{ P L}^{-1}$) y la concentración de OD ($mg \text{ L}^{-1}$) medidos en el BP (blanco) y en el PC (gris).	162
Figura 6-50: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones observadas en cada una de las estaciones del año para PT, PID y PP. a) BP y b) PC. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. Diferencias significativas al nivel estadístico $p < 0.05$	163
Figura 6-51: Proporción de PID y de PP respecto al PT a lo largo del humedal FG.....	165
Figura 6-52: Concentraciones de PT ($mg \text{ P L}^{-1}$) a la entrada y a la salida del humedal FG durante todo el periodo de estudio. Las líneas negras indican los periodos de parada del funcionamiento del humedal.....	166
Figura 6-53: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones observadas en cada una de las estaciones del año para PT, PID y PP en el efluente de FG. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. Diferencias significativas al nivel estadístico $p < 0.05$	167
Figura 6-54: Concentraciones de PT, PP y PID ($mg \text{ P L}^{-1}$) en el agua de entrada versus las cargas eliminadas ($g \text{ P m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). Las líneas representan el ajuste lineal.	171
Figura 6-55: Carga de entrada de PT, PP y PID ($g \text{ P m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) en el agua de entrada versus las cargas eliminadas ($g \text{ P m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). Las líneas representan el ajuste lineal.	172
Figura 6-56: Carga hidráulica aplicada al sistema versus las cargas eliminadas de P ($g \text{ P m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). Las líneas representan el ajuste lineal.....	173
Figura 6-57: Cargas medias eliminadas de PT ($g \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) en el humedal FG versus la CH aplicada al sistema ($m \text{ año}^{-1}$). La línea roja representa el ajuste a una ecuación polinómica de orden 2. ..	173
Figura 6-58: Tiempo de residencia hidráulico en el sistema versus las cargas eliminadas de P ($g \text{ P m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). La línea negra representa el ajuste logarítmico.	174
Figura 6-59: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las cargas eliminadas de PT, PID y PP en cada una de las estaciones del año. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. Diferencias significativas al nivel estadístico $p < 0.05$	175
Figura 6-60: Carga media de P de entrada (CMinf) y carga media de P eliminada (CMelim) en cada una de las celdas de tratamiento y para cada uno de los años de estudio.....	176
Figura 6-61: Concentraciones ($mg \text{ P L}^{-1}$) y carga de entrada de P ($g \text{ P m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) versus los rendimientos obtenidos (%). Solamente se representan rendimientos positivos. Las líneas negras representan el ajuste logarítmico.	179
Figura 6-62: Rendimientos promedio de eliminación obtenidos a diferentes grados de cobertura vegetal en el humedal FG. Las líneas representan las desviaciones típicas.....	181
Figura 6-63: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan los rendimientos obtenidos en cada una de las estaciones del año. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. a) P _T , b) PID y c) PP. Los ejes verticales han sido fijados en -100% para el PT y para el PP y en -300% para el PID, con el fin de facilitar la visualización de los resultados. Diferencias significativas al nivel estadístico $p < 0.05$	182
Figura 6-64: Fósforo eliminado acumulado (Kg) por el humedal FG desde abril del 2009 hasta octubre del 2012.	185
Figura 6-65: Concentración promedio y desviaciones estándar de NT, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₂ ⁻ , N-NO ₃ ⁻ en cada uno de los periodos de estudio en el agua de entrada. Diferencias significativas al nivel estadístico $p < 0.05$	191

Figura 6-66: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones observadas de NT, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₂ ⁻ , N-NO ₃ ⁻ y Norg en el BP para cada una de las estaciones del año. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. Diferencias significativas al nivel estadístico p<0.05.	193
Figura 6-67: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones observadas de NT, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₂ ⁻ , N-NO ₃ ⁻ y Norg en el PC y para cada una de las estaciones del año. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. Diferencias significativas al nivel estadístico p<0.05.	194
Figura 6-68: Concentraciones de NT (mg N L ⁻¹) a la entrada y a la salida del humedal FG durante todo el periodo de estudio. Las líneas negras verticales indican los periodos de parada del funcionamiento del sistema y secado del humedal.	195
Figura 6-69: Proporción de cada variable del N con respecto al NT a lo largo del humedal FG.	196
Figura 6-70: Concentraciones de N-NH ₄ ⁺ (mg N L ⁻¹) a la entrada y a la salida del humedal FG durante todo el periodo de estudio. Las líneas negras verticales indican los periodos de parada del funcionamiento del sistema y secado del humedal.	197
Figura 6-71: Concentraciones de N-NO ₃ ⁻ (mg N L ⁻¹) a la entrada y a la salida del humedal FG durante todo el periodo de estudio. Las líneas negras verticales indican los periodos de parada del funcionamiento del sistema y secado del humedal.	197
Figura 6-72: Concentraciones de N-NO ₂ ⁻ (mg N L ⁻¹) a la entrada y a la salida del humedal FG durante todo el periodo de estudio. Las líneas negras verticales indican los periodos de parada del funcionamiento del sistema y secado del humedal.	198
Figura 6-73: Concentraciones de Norg (mg N L ⁻¹) a la entrada y a la salida del humedal FG durante todo el periodo de estudio. Las líneas negras verticales indican los periodos de parada del funcionamiento del sistema y secado del humedal.	199
Figura 6-74: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones observadas en el efluente de FG de NT, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₂ ⁻ , N-NO ₃ ⁻ y Norg para cada una de las estaciones del año. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. Diferencias significativas al nivel estadístico p<0.05.	201
Figura 6-75: Concentraciones de N-NO ₃ ⁻ y N-NO ₂ ⁻ en el efluente versus carga de entrada de los mismos al humedal. Las líneas negras continuas representan el ajuste lineal.	202
Figura 6-76: Concentración de las distintas fracciones del nitrógeno estudiadas en el agua de entrada (mg N L ⁻¹) versus las cargas eliminadas (g N m ⁻² año ⁻¹). Las líneas negras representan el ajuste lineal.	204
Figura 6-77: Carga (g N m ⁻² año ⁻¹) de las distintas fracciones del nitrógeno estudiadas en el agua de entrada versus las cargas eliminadas (g m ⁻² año ⁻¹). Las líneas negras representan el ajuste lineal.	205
Figura 6-78: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las cargas eliminadas de NT, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₂ ⁻ , N-NO ₃ ⁻ y Norg para cada una de las estaciones del año. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. Diferencias significativas al nivel estadístico p<0.05.	206
Figura 6-79: Cargas medias eliminadas de NT (g N m ⁻² año ⁻¹) en el humedal FG versus la CH aplicada al sistema (m año ⁻¹). La línea roja representan los valores calculados mediante la ecuación polinómica de orden 2 obtenida con los datos observados.	208
Figura 6-80: Carga de N de entrada (CMinf) y carga de N eliminada (CMelim) promedio en cada una de las celdas de tratamiento y para cada uno de los años de estudio.	209
Figura 6-81: Concentraciones de entrada de N (mg L ⁻¹) versus los rendimientos de eliminación obtenidos (%). Las líneas negras representan el ajuste logarítmico. El valor mínimo está fijado en -100% para facilitar la visualización de los resultados.	212
Figura 6-82: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan los rendimientos obtenidos (%) de NT, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₂ ⁻ , N-NO ₃ ⁻ y Norg para cada una de las estaciones del año. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. El valor mínimo está fijado en -100% para facilitar la visualización de los resultados. Diferencias significativas al nivel estadístico p<0.05.	213

Figura 6-83: Promedio y desviación estándar de las eficiencias de eliminación (%) obtenidas en cada CH aplicada al sistema ($m\text{ año}^{-1}$).....	214
Figura 6-84: Rendimientos promedio de eliminación de N obtenidos a diferentes grados de cobertura vegetal en el humedal FG.	215
Figura 6-85: Nitrógeno eliminado acumulado (Kg) por el humedal FG desde abril del 2009 hasta octubre del 2012.....	218
Figura 6-86: Concentración promedio y desviaciones estándar de DQO_T , DQO_S y DQO_P en cada uno de los periodos de estudio en el agua de entrada por el BP y por el PC. Diferencias significativas al nivel $p<0.05$	222
Figura 6-87: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones observadas de DQO_T , DQO_S y DQO_P en el BP para cada una de las estaciones del año. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. Diferencias significativas al nivel $p<0.05$	223
Figura 6-88: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones observadas en el PC de DQO_T , DQO_S y DQO_P para cada una de las estaciones del año. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. Diferencias significativas al nivel $p<0.05$	224
Figura 6-89: Evolución temporal de la concentración de DQO_T en el BP y en el efluente de FG. Las líneas negras indican los periodos de parada del funcionamiento del sistema y secado del mismo.	225
Figura 6-90: Proporción de DQO_P y DQO_S con respecto a la DQO_T a lo largo del humedal FG.	226
Figura 6-91: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones observadas en el efluente de FG de DQO_T , DQO_S y DQO_P para cada una de las estaciones del año. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. Diferencias significativas al nivel $p<0.05$	227
Figura 6-92: Cargas de entrada de DQO_T , DQO_S y de DQO_P ($g\text{ m}^{-2}\text{ año}^{-1}$) versus las cargas eliminadas ($g\text{ m}^{-2}\text{ año}^{-1}$). Las líneas negras representan el ajuste lineal.	229
Figura 6-93: Diagrama de cajas y bigotes donde se representan las cargas eliminadas de DQO_T , DQO_S y de DQO_P ($g\text{ m}^{-2}\text{ año}^{-1}$) observadas en cada una de las estaciones del año. P=primavera, V=verano, I=invierno y O= otoño. Diferencias significativas al nivel $p<0.05$	230
Figura 6-94: Concentraciones de DQO en el influente ($mg\text{ L}^{-1}$) y cargas de entrada ($g\text{ m}^{-2}\text{ año}^{-1}$) versus los rendimientos obtenidos (solamente se representan los positivos). La línea punteada representa el ajuste logarítmico.....	232
Figura 6-95: Rendimientos de DQO obtenidos en las diferentes estaciones del año. P=primavera, V=verano, I=invierno y O= otoño. El valor mínimo está fijado en -100% para facilitar la visualización. Diferencias significativas al nivel $p<0.05$	234
Figura 6-96: Concentración de $Cl\ a$ medida en el BP y en el PC. Las áreas sombreadas delimitan los periodos con concentraciones de $Cl\ a$ inusualmente bajas.	238
Figura 6-97: Concentración de promedio y desviación estándar de $Cl\ a$ en cada periodo de estudio en el BP y en el PC. Diferencias significativas al nivel estadístico de $p<0.05$	238
Figura 6-98: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones observadas en el a) BP y en el b) PC para cada una de las estaciones del año. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño.	239
Figura 6-99: Fotografías realizadas a los filtros de fibra de vidrio después del filtrado de las muestras de agua recogidas en el BP y en el efluente de FG.	241
Figura 6-100: Evolución temporal de la concentración de $Cl\ a$ en el BP y en el efluente de FG. Las líneas negras verticales indican los periodos de parada del funcionamiento del sistema y secado del mismo.	242
Figura 6-101: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones de $Cl\ a$ observadas en el efluente de FG para cada una de las estaciones del año. P=Primavera, V=Verano, I=Invierno, O=Otoño. Diferencias significativas al nivel $p<0.05$	243
Figura 6-102: Concentraciones de entrada de $Cl\ a$ ($mg\text{ L}^{-1}$) y cargas de entrada ($mg\text{ m}^{-2}\text{ año}^{-1}$) versus las cargas eliminadas ($mg\text{ m}^{-2}\text{ año}^{-1}$). Las líneas negras representan el ajuste lineal.	244

Figura 6-103: Diagrama de cajas y bigotes donde se representan las cargas eliminadas de $Cl\ \alpha$ obtenidas en cada una de las estaciones del año. P=primavera, V=verano, I=invierno y O=otoño. Diferencias significativas al nivel $p<0.05$	245
Figura 6-104: Concentraciones de entrada de $Cl\ \alpha$ ($\mu\text{g L}^{-1}$) versus los rendimientos obtenidos. La línea negra representa el ajuste logarítmico. Solamente se representan los rendimientos positivos.	246
Figura 6-105: Rendimientos obtenidos de $Cl\ \alpha$ en las diferentes estaciones del año. P=primavera, V=verano, I=invierno y O=otoño. Solamente se representan los rendimientos mayores que -100%. Diferencias significativas al nivel $p<0.05$	247
Figura 6-106: Rendimientos promedio en la eliminación de $Cl\ \alpha$ obtenidos a diferentes grados de cobertura vegetal en el humedal FG.	248
Figura 6-107: Diagrama de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones de SST (mg L^{-1}) en cada punto de muestreo. a) periodo I; b) periodo II; c) periodo III; d) periodo IV.	253
Figura 6-108: Diagrama de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones de PT (mg L^{-1}) en cada punto de muestreo. a) periodo I; b) periodo II; c) periodo III; d) periodo IV.	253
Figura 6-109: Diagrama de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones de NT (mg L^{-1}) en cada punto de muestreo. a) periodo I; b) periodo II; c) periodo III; d) periodo IV.	254
Figura 6-110: Diagrama de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones de $Cl\ \alpha$ ($\mu\text{g L}^{-1}$) en cada punto de muestreo. a) periodo I; b) periodo II; c) periodos III y IV.	254
Figura 6-111: ΔC (diferencia entre la concentración del influente y la del efluente) de PID medido antes del secado del humedal y en distintos momentos después de proceder a la re-inundación del mismo. La línea discontinua negra separa el periodo anterior al secado y el periodo posterior a la reinundación de FG. a) Secado del humedal en octubre del 2009, b) secado del humedal en marzo-abril 2011 c) secado del humedal agosto del 2011.	258
Figura 6-112: ΔC (diferencia entre la concentración del influente y la del efluente) medido antes del secado del humedal y en distintos momentos después de proceder a la re-inundación del mismo. La línea discontinua negra separa el periodo anterior al secado y el periodo posterior a la re-inundación de FG. a) Secado del humedal en octubre del 2009, b) secado del humedal en marzo-abril 2011 c) secado del humedal agosto del 2011.	260
Figura 6-113. Correlación entre la concentración de SST (mg SS L^{-1}) y la turbidez (NTU) medidas en el BP y en el PC.	262
Figura 6-114: Correlación entre la concentración de algas (medidas como $Cl\ \alpha$) y la concentración de SSV en el agua del BP y del PC.	262
Figura 6-115: Correlación entre la concentración de algas (medidas como $Cl\ \alpha$) y la concentración de DQO_T en el agua del BP y del PC.	263
Figura 6-116: Valores observados (puntos) y valores pronosticados (línea continua) de la carga eliminada de SST. Las líneas discontinuas representan el intervalo de confianza del 95%.	266
Figura 6-117: Valores observados (puntos) y valores pronosticados (línea continua) de eliminación de PT. Las líneas discontinuas representan el intervalo de confianza del 95%.	267
Figura 6-118: Valores observados (puntos) y valores pronosticados (línea continua) de eliminación de NT. Las líneas discontinuas representan el intervalo de confianza al 95%.	269
Figura 6-119: Valores observados (puntos) y valores pronosticados (línea continua) de la carga eliminada de DQO_T . Las líneas discontinuas representan el intervalo de confianza del 95%.	270
Figura 6-120: Valores observados (puntos) y valores pronosticados (línea continua) de la carga eliminada de $Cl\ \alpha$. Las líneas discontinuas representan el intervalo de confianza del 95%. Los círculos rojos señalan dos valores atípicos resultantes del análisis de los residuos del modelo.	272
Figura 6-121: Valores observados (puntos) y valores pronosticados (línea continua) de la carga eliminada de $Cl\ \alpha$. Las líneas discontinuas representan el intervalo de confianza del 95%.	273
Figura 6-122: Relación de la concentración de PT con la temperatura en el efluente del humedal FG. La línea negra es la ecuación de Arrhenius empleada para estimar la C^*	282

Figura 6-123: Relación de la concentración de DQO ₇ con la temperatura en el efluente del humedal FG. La línea negra es la ecuación de Arrhenius empleada para estimar la C*.....	284
Figura 6-124: Relación entre la constante de primer orden, K, con la carga hidráulica (CH) aplicada a FG.....	290
Figura 6-125: Dependencia de K con la temperatura (T) basado en la ecuación de Arrhenius. La línea negra representa la regresión lineal obtenida. Las unidades de K son m año ⁻¹ y la de la T son °C.	291
Figura 10-1: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones de PP (mg L ⁻¹) en cada punto de muestreo y para cada periodo de tiempo seleccionado. a) periodo I, b) periodo II, c) periodo III, d) periodo IV.....	340
Figura 10-2: Diagrama de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones de PID (mg L ⁻¹) en cada punto de muestreo y para cada periodo de tiempo seleccionado. a) periodo I, b) periodo II, c) periodo III, d) periodo IV.....	341
Figura 10-3: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones de N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹) en cada punto de muestreo y para cada periodo de tiempo seleccionado. a) periodo I, b) periodo II, c) periodo III, d) periodo IV.	341
Figura 10-4: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones de N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹) en cada punto de muestreo y para cada periodo de tiempo seleccionado. a) periodo I, b) periodo II, c) periodo III, d) periodo IV.	342
Figura 10-5: Diagramas de cajas y bigotes donde se representan las concentraciones de Norg (mg L ⁻¹) en cada punto de muestreo y para cada periodo de tiempo seleccionado. a) periodo I, b) periodo II, c) periodo III, d) periodo IV.	342
Figura 10-6: Histograma y gráfica de probabilidad normal de los residuos tipificados obtenidos para el modelo de SST.	343
Figura 10-7: Valores de los residuos tipificados frente a los valores ajustados (o pronosticados) para el modelo de los SST.....	344
Figura 10-8: Histograma y gráfica de probabilidad normal de los residuos obtenidos para el modelo del PT.	345
Figura 10-9: Valores de los residuos tipificados frente a los valores ajustados (o pronosticados) para el modelo del PT.	345
Figura 10-10: Histograma y gráfica de probabilidad normal de los residuos obtenidos del modelo del NT.....	346
Figura 10-11:Valores de los residuos tipificados frente a los valores ajustados (o pronosticados) para el modelo del NT.....	347
Figura 10-12: Histograma y gráfica de probabilidad normal de los residuos tipificados obtenidos... ..	347
Figura 10-13: Valores de los residuos tipificados frente a los valores ajustados (o pronosticados). .	348
Figura 10-14: Histograma y gráfica de probabilidad normal de los residuos tipificados obtenidos para el modelo 1 de la Cl <i>a</i>	349
Figura 10-15: Valores de los residuos tipificados frente a los valores ajustados (o pronosticados) del modelo 1 de la Cl <i>a</i>	350
Figura 10-16: Histograma y gráfica de probabilidad normal de los residuos tipificados obtenidos del modelo 2 de la Cl <i>a</i>	351
Figura 10-17: Valores de los residuos tipificados frente a los valores ajustados (o pronosticados) del modelo 2 de la Cl <i>a</i>	351
Figura 10-18: Evolución temporal de la concentración de SST (mg L ⁻¹) en el influente y en el efluente de fp. Las líneas negras verticales señalan las interrupciones del funcionamiento de fp.....	353
Figura 10-19: Evolución temporal de la concentración de SST (mg L ⁻¹) en el PC y en influente y efluente de F4. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.	357
Figura 10-20: Evolución temporal de la concentración de PT (mg P L ⁻¹) en el influente y en el efluente de fp. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.	362
Figura 10-21: Evolución temporal de la concentración de PT (mg P L ⁻¹) en el influente y en el efluente de F4. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.....	368

Figura 10-22: Evolución temporal de la concentración de NT (mg N L^{-1}) en el influente y en el efluente de fp. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.	373
Figura 10-23: Evolución temporal de la concentración de N-NH_4^+ (mg N L^{-1}) en el influente y en el efluente de fp. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.	373
Figura 10-24: Evolución temporal de la concentración de N-NO_2^- (mg N L^{-1}) en el influente y en el efluente de fp. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.	374
Figura 10-25: Evolución temporal de la concentración de N-NO_3^- (mg N L^{-1}) en el influente y en el efluente de fp. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.	374
Figura 10-26: Evolución temporal de la concentración de NT (mg N L^{-1}) en el influente y en el efluente de F4. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.	380
Figura 10-27: Evolución temporal de la concentración de N-NH_4^+ (mg N L^{-1}) en el influente y en el efluente de F4. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.	381
Figura 10-28: Evolución temporal de la concentración de N-NO_2^- (mg N L^{-1}) en el influente y en el efluente de F4. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.	381
Figura 10-29: Evolución temporal de la concentración de N-NO_3^- (mg N L^{-1}) en el influente y en el efluente de F4. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.	381
Figura 10-30: Concentración de DQO_T (mg L^{-1}) en el influente y en el efluente de fp. Las líneas negras verticales señalan las interrupciones del funcionamiento de fp.	386
Figura 10-31: Evolución temporal de la concentración de DQO_T (mg L^{-1}) en el PC y en el influente y el efluente de F4. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.	391
Figura 10-32: Concentración de $\text{Cl } \alpha$ (mg L^{-1}) en el influente y en el efluente de fp. Las líneas negras verticales señalan las interrupciones del funcionamiento de fp.	395
Figura 10-33: Evolución temporal de la concentración de $\text{Cl } \alpha$ (mg L^{-1}) en el PC y en el influente y el efluente de F4. Las líneas negras señalan las paradas del sistema.	399

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1-1: Servicios ecosistémicos de los humedales. Fuente: ten Brink et al., 2013; Barbier, 2011. ... 4	4
Tabla 1-2: Características promedio de los lagos de diferentes estados tróficos (Nünberg, 1996). 6	6
Tabla 1-3: Efectos adversos de la eutrofización en ecosistemas de agua dulce y océanos costeros (adaptado de Smith, 2003). 7	7
Tabla 2-1: Rendimientos de eliminación alcanzados en humedales destinados a tratar aguas eutrofizadas. 47	47
Tabla 5-1: Características físicas de las celdas de tratamiento. 74	74
Tabla 5-2: Especies de macrófitas y densidad plantada en cada uno de los humedales artificiales. ... 75	75
Tabla 5-3: Características de los métodos empleados para el análisis físico-químico de las muestras de agua. 85	85
Tabla 6-1: Caudales aplicados a los HAFSTP ($m^3 s^{-1}$). 111	111
Tabla 6-2: Carga hidráulica aplicada a los HAFSTP ($m \text{ año}^{-1}$). 111	111
Tabla 6-3: Carga hidráulica aplicada FG ($m \text{ año}^{-1}$). 112	112
Tabla 6-4: Profundidad de la lámina de agua en cada una de las celdas de tratamiento (cm). 113	113
Tabla 6-5: Tiempo de residencia hidráulico (TRH) en los a los HAFSTP (días). 113	113
Tabla 6-6: Tiempo de residencia hidráulico (TRH) (días) recogidos en la literatura. HFS: flujo superficial, HFSS: flujo subsuperficial 114	114
Tabla 6-7: Valores de biomasa aérea teniendo en cuenta solamente el área vegetada o el área total de la celda. 120	120
Tabla 6-8: Concentración de nitrógeno (NKT) y de fósforo total en los tejidos vegetales de la biomasa aérea. 123	123
Tabla 6-9: Valores descritos en la bibliografía para humedales que tratan aguas con baja concentración de nutrientes. 123	123
Tabla 6-10: Contenido de N en la biomasa aérea viva teniendo en cuenta solamente el área vegetada o el área total de la celda. 124	124
Tabla 6-11: Contenido de P en la biomasa aérea viva teniendo en cuenta solamente el área vegetada o el área total de la celda. 125	125
Tabla 6-12: Valores mínimos y máximos medidos de OD ($mg L^{-1}$) en cada una de las celdas y a escala diaria. 137	137
Tabla 6-13: Concentración de SST de varias fuentes de agua que son tratadas con HA y el contenido orgánico de los mismos. 139	139
Tabla 6-14: Cargas de entrada medias de SST y SSV, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos al humedal FG durante el periodo de estudio. 142	142
Tabla 6-15: Concentraciones medias de SST y SSV, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos registrados en el agua de salida del humedal FG en el periodo de estudio. 142	142
Tabla 6-15: Cargas de sólidos y eficiencias de eliminación conseguidas en otros HA. 144	144
Tabla 6-17: Concentración de SST en influente y en la salida de cada una de las celdas de tratamiento del humedal FG. N= número de datos; σ = desviación típica. 145	145
Tabla 6-18: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> entre las concentraciones de SST y SSV en el efluente con la clorofila <i>a</i> ($Cl a$), turbidez, materia orgánica (DQO_T y DQO_P), la carga de entrada (CM_{inf}), la carga hidráulica (CH), el tiempo de residencia hidráulico (TRH) y la cobertura vegetal (Cve). 146	146
Tabla 6-19: Cargas de eliminación medias de SST y SSV, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal FG durante el periodo de estudio. 147	147
Tabla 6-20: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre la carga eliminada de SST y la concentración de entrada (C_{in}), la carga de entrada (CM_{inf}), la carga hidráulica (CH), el tiempo de residencia hidráulico (TRH) y la temperatura (T). 148	148

Tabla 6-21: Carga media eliminada de SST obtenida en cada CH aplicada.....	149
Tabla 6-22: Rendimientos de eliminación de SST y SSV globales, masa de entrada total (kg) y masa de salida total (kg) desde abril del 2009 hasta octubre del 2012.....	151
Tabla 6-23: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre los rendimientos alcanzados de SST y SSV y la concentración de entrada (C_{in}), la carga de entrada (CM_{inf}), la temperatura (T), la carga hidráulica (CH), el tiempo de residencia hidráulico (TRH), la cobertura vegetal (CVe) y la concentración de clorofila <i>a</i> (Cl <i>a</i>).....	151
Tabla 6-24: Rendimientos de SST y SSV obtenidos del balance anual.	155
Tabla 6-25: Rendimientos obtenidos de SST y SSV (%) en cada celda del humedal FG durante los diferentes años de estudio.	155
Tabla 6-26: Concentraciones de P medidas en el BP y en el PC y coeficiente de <i>Spearman</i> de las correlaciones encontradas con los SST y con la Cl <i>a</i>	157
Tabla 6-27: Concentraciones de PT de varios tipos de agua tratados con HA, así como concentraciones en el efluente de los mismos y eficiencias de eliminación.	159
Tabla 6-28: Cargas de entrada de P al humedal FG ($g P m^{-2} año^{-1}$). Se recogen los valores medios, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos durante el periodo de estudio.....	164
Tabla 6-29: Concentraciones medias de P, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos registrados en el agua de salida del humedal FG durante el periodo de estudio.	164
Tabla 6-30: Concentración de PT en influente y en la salida de cada una de las celdas de tratamiento del humedal FG. N= número de datos; σ = desviación típica.....	165
Tabla 6-31: Coeficientes de correlaciones de <i>Spearman</i> entre las concentraciones de P medidas en el efluente y las concentraciones de SST y Cl <i>a</i> en el efluente, el pH, la carga hidráulica (CH), la carga de entrada (CM_{inf}) y la cobertura vegetal (CVe).	168
Tabla 6-32: Cargas de eliminación medias de P, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal FG durante el periodo de estudio.	170
Tabla 6-33: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre la carga eliminada de P y la concentración de entrada (C_{in}), la carga de entrada (CM_{inf}), la temperatura (T), la carga hidráulica (CH), el tiempo de residencia hidráulico (TRH) y la cobertura vegetal (CVe).	171
Tabla 6-34: Carga eliminada media de PT obtenida en cada CH media aplicada.	173
Tabla 6-35: Porcentaje de P acumulado en las plantas con respecto al total eliminado en cada año y en cada una de las celdas de tratamiento del humedal FG, así como en el conjunto del mismo	176
Tabla 6-36: Rendimientos de eliminación de P mínimos y máximos diarios obtenidos en el humedal FG durante el periodo de estudio.....	178
Tabla 6-37: Rendimientos de eliminación de P globales, cargas de entrada totales (kg) y cargas de salida totales (kg) de abril del 2009 a octubre del 2012.....	178
Tabla 6-38: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre los rendimientos de P obtenidos y la concentración de entrada (C_{in}), la carga de entrada (CM_{inf}), la temperatura (T), el oxígeno disuelto (OD), pH, la carga hidráulica (CH), el tiempo de residencia hidráulico (TRH) y la cobertura vegetal (CVe).....	178
Tabla 6-39: Rendimientos de eliminación medios de PT, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), mediana, valores mínimos y máximos obtenidos para cada una de las CH medias aplicadas al humedal FG.....	180
Tabla 6-40: Rendimientos de eliminación anuales de P obtenidos en FG.	183
Tabla 6-41: Rendimientos anuales de eliminación de P en cada una de las celdas del humedal FG.	185
Tabla 6-42: Concentraciones medias de N, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos registrados en el BP y en el PC en el periodo de estudio.	188

Tabla 6-43: Concentraciones de NT de varias fuentes de agua que son tratadas con humedales, así como concentraciones en el efluente de los mismos y eficiencias de eliminación. Escor. agric.= escorrentía agrícola, Tto. 2 ^{ario} = Efluente tratamiento secundario.	190
Tabla 6-44: Cargas de entrada medias de N, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal FG durante el periodo de estudio.	195
Tabla 6-45: Concentraciones medias de N, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos registrados en el efluente del humedal FG durante el periodo de estudio.	195
Tabla 6-46: Concentración de NT en influente y en la salida de cada una de las celdas de tratamiento del humedal FG. N= número de datos; σ = desviación típica.....	196
Tabla 6-47: Cargas de eliminación medias de N, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal FG durante el periodo de estudio.	202
Tabla 6-48: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre la carga eliminada de N y la concentración de entrada (C_{in}), la carga de entrada (CM_{inf}), la temperatura (T), la carga hidráulica (CH), el tiempo de residencia hidráulico (TRH) y el grado de cobertura vegetal (Cve).	203
Tabla 6-49: Carga eliminada media de NT obtenida en cada CH aplicada. Solamente se contabilizan los valores positivos de cargas eliminadas.	207
Tabla 6-50: Porcentaje de N acumulado en las plantas con respecto al total eliminado en cada año y en cada una de las celdas de tratamiento del humedal FG, incluyendo el conjunto del mismo.	209
Tabla 6-51: Rendimientos de eliminación mínimos y máximos de N obtenidos en el humedal FG durante el periodo de estudio.	210
Tabla 6-52: Rendimientos de eliminación globales (%), cargas de entrada totales (kg) y cargas de salida totales (kg) de abril del 2009 a octubre del 2012.....	211
Tabla 6-53: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre los rendimientos de N y la concentración de entrada (C_{in}), la carga de entrada (CM_{inf}), la temperatura (T), el oxígeno disuelto (OD), el pH, la carga hidráulica (CH), el tiempo de residencia hidráulico (TRH) y el grado de cobertura vegetal (Cve).....	211
Tabla 6-54: Rendimientos obtenidos para el N en cada periodo anual por el humedal FG.	215
Tabla 6-55: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre los rendimientos obtenidos (%) y la concentración de entrada de cada una de las variables estudiadas ($mg\ N\ L^{-1}$) a cada celda.	216
Tabla 6-55: Rendimientos obtenidos de N (%) en cada celda del humedal FG durante los diferentes años de estudio.	217
Tabla 6-57: Concentraciones medias de DQO, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos registrados en el BP y en el PC en el periodo de estudio.....	221
Tabla 6-58: Concentraciones de DQO medidas en diferentes aguas tratadas en HAs, así como concentraciones en el efluente de los mismos y eficiencias de eliminación alcanzadas. MF: macrófitas flotantes.....	221
Tabla 6-59: Cargas de entrada medias de DQO, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos al humedal FG durante el periodo de estudio.	224
Tabla 6-60: Concentraciones medias de DQO, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos registrados en el efluente del humedal FG.	225
Tabla 6-61: Concentración de DQO_T en influente y en la salida de cada una de las celdas de tratamiento del humedal FG. N= número de datos; σ = desviación típica.	226
Tabla 6-62: Cargas de eliminación medias de DQO, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal FG durante el periodo de estudio.	228
Tabla 6-63: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre la carga eliminada de DQO y la concentración de entrada (C_{in}), la carga de entrada (CM_{inf}) y la temperatura (T), carga hidráulica	

(CH), tiempo de residencia hidráulico (TRH), concentración de Cl <i>a</i> (Cl <i>a</i>) y grado de cobertura vegetal (CVe).....	229
Tabla 6-64: Rendimientos de eliminación mínimos y máximos de DQO obtenidos en el humedal FG durante el periodo de estudio.....	230
Tabla 6-65: Rendimientos de eliminación globales de DQO, cargas de entrada totales (kg) y cargas de salida totales (kg) de abril del 2009 a octubre del 2012.....	231
Tabla 6-66: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre los rendimientos alcanzados de DQO y concentración de entrada (C_{inf}), la carga de entrada (CM_{inf}), la temperatura (T), la concentración de clorofila <i>a</i> (Cl <i>a</i>) en el humedal, la carga hidráulica (CH), el tiempo de residencia hidráulico (THR) y la cobertura vegetal (CVe).....	232
Tabla 6-67: Rendimientos obtenidos de DQO del balance anual.....	234
Tabla 6-68: Rendimientos obtenidos de DQO (%) en cada celda del humedal FG durante los diferentes años de estudio.....	235
Tabla 6-69: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre los rendimientos obtenidos (%) y la concentración de DQO ($mg L^{-1}$) en el influente de cada celda.....	235
Tabla 6-70: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> entre la concentración de Cl <i>a</i> en el BP y en el PC ($\mu g L^{-1}$) y distintas variables físico-químicas medidas en esas mismas aguas.....	239
Tabla 6-71: Carga de entrada media de Cl <i>a</i> , desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valor mínimo y máximo al humedal FG durante el periodo de estudio.....	240
Tabla 6-72: Concentración de Cl <i>a</i> en influente y en la salida de cada una de las celdas de tratamiento del humedal FG. N= número de datos; σ = desviación típica.....	242
Tabla 6-73: Carga de eliminación media de Cl <i>a</i> , desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valor mínimo y máximo obtenido en el humedal FG durante el periodo de estudio.....	243
Tabla 6-74: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre la carga eliminada de Cl <i>a</i> y la concentración de entrada (C_{in}), la carga de entrada (CM_{inf}), la temperatura (T), carga hidráulica (CH), tiempo de residencia hidráulico (TRH) y cobertura vegetal (CVe).....	244
Tabla 6-75: Rendimiento de eliminación global de Cl <i>a</i> , carga de entrada total (Kg) y carga de salida total (Kg) de abril del 2009 a octubre del 2012.....	245
Tabla 6-76: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre los rendimientos alcanzados de Cl <i>a</i> y concentración de entrada (C_{inf}), la carga de entrada (CM_{inf}), la temperatura (T), la carga hidráulica (CH), el tiempo de residencia hidráulico (TRH) y la cobertura vegetal (CVe) en el humedal.....	246
Tabla 6-77: Rendimientos obtenidos de Cl <i>a</i> del balance anual.....	249
Tabla 6-78: Rendimientos obtenidos de Cl <i>a</i> (%) en cada celda del humedal FG durante los diferentes años de estudio.....	249
Tabla 6-79: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre los rendimientos obtenidos de Cl <i>a</i> (%) y la concentración de entrada (C_{in}) ($\mu g L^{-1}$) a cada celda.....	249
Tabla 6-80: Regresión entre los SST y la turbidez (NTU) medidos en diferentes puntos de muestreo, forzando el origen en SST=0 y NTU=0.....	261
Tabla 6-81: Regresión entre los SSV y la Cl <i>a</i> medidos en diferentes puntos de muestreo.....	262
Tabla 6-82: Regresión entre la DQO _T y la Cl <i>a</i> medidas en diferentes puntos de muestreo.....	263
Tabla 6-83: Resumen del análisis de regresión por pasos para los SST.....	264
Tabla 6-84: Variables excluidas en el modelo desarrollado para los SST.....	265
Tabla 6-85: Resumen del análisis de regresión por pasos para el PT.....	266
Tabla 6-86: Variables excluidas en el modelo desarrollado para el PT.....	266
Tabla 6-87: Resumen del análisis de regresión por pasos para el NT.....	268
Tabla 6-88: Variables excluidas en el modelo desarrollado para el NT.....	268
Tabla 6-89: Resumen del análisis de regresión por pasos para la DQO _T	269
Tabla 6-90: Variables excluidas del modelo desarrollado para la DQO _T	269
Tabla 6-91: Resumen del análisis de regresión por pasos para la Cl <i>a</i>	271
Tabla 6-92: Variables excluidas del modelo desarrollado para Cl <i>a</i>	271

Tabla 6-93: Resumen del análisis de regresión por pasos.	272
Tabla 6-94: Estaciones del año en las que se han medido los valores más altos de concentración de entrada (C_{in}), carga másica eliminada (CM_{elim}) y rendimientos de eliminación (%)	273
Tabla 6-95: Reparto del caudal en las distintas estaciones del año según los distintos escenarios propuestos.	274
Tabla 6-96: Datos correspondientes al escenario 1. Carga hidráulica aplicada (CH), caudal equivalente (Q), profundidad de la lámina de agua (H) y tiempo de residencia hidráulico teórico (TRH). ...	274
Tabla 6-97: Concentración media medida en el influente (C_{in}) en cada una de las estaciones del año.	274
Tabla 6-98: Resultados del escenario 1. Carga eliminada media (CM_{elim}) resultante del empleo de los modelos de regresión, masa total eliminada en un año (Masa total anual), porcentaje estimado de esa masa respecto a la masa estimada contenida en el lago (% Lago) y porcentaje estimado de esa masa respecto a la masa estimada de entrada al lago (% Input Lago).	275
Tabla 6-99: Datos correspondientes al escenario 2. Carga hidráulica aplicada (CH), caudal equivalente (Q), profundidad de la lámina de agua (H) y tiempo de residencia hidráulico teórico (TRH). ...	275
Tabla 6-100: Resultados del escenario 2. Carga eliminada media (CM_{elim}) resultante del empleo de los modelos de regresión, masa total eliminada en un año (Masa total anual), porcentaje estimado de esa masa respecto a la masa estimada contenida en el lago (% Lago) y porcentaje estimado de esa masa respecto a la masa estimada de entrada al lago (% Input Lago).	276
Tabla 6-101: Datos correspondientes al escenario 3. Carga hidráulica aplicada (CH), caudal equivalente (Q), profundidad de la lámina de agua (H) y tiempo de residencia hidráulico teórico (TRH).	276
Tabla 6-102: Resultados del escenario 3. Carga eliminada media (CM_{elim}) resultante del empleo de los modelos de regresión, masa total eliminada en un año (Masa total anual), porcentaje estimado de esa masa respecto a la masa estimada contenida en el lago (% Lago) y porcentaje estimado de esa masa respecto a la masa estimada de entrada al lago (% Input Lago).	277
Tabla 6-103: Datos correspondientes al escenario 4. Carga hidráulica aplicada (CH), caudal equivalente (Q), profundidad de la lámina de agua (H) y tiempo de residencia hidráulico teórico (TRH).	277
Tabla 6-104: Resultados del escenario 4. Carga eliminada media (CM_{elim}) resultante del empleo de los modelos de regresión, masa total eliminada en un año (Masa total anual), porcentaje estimado de esa masa respecto a la masa estimada contenida en el lago (% Lago) y porcentaje estimado de esa masa respecto a la masa estimada de entrada al lago (% Input Lago).	277
Tabla 6-105: Datos correspondientes a los escenarios A y B. Carga hidráulica aplicada (CH), caudal equivalente (Q), profundidad de la lámina de agua (H), tiempo de residencia hidráulico teórico (TRH) y el volumen total de agua tratada anualmente.	278
Tabla 6-106: Concentración media medida en el influente (C_{in}) durante todo el periodo de estudio.	278
Tabla 6-107: Resultados del escenario A. Carga eliminada media (CM_{elim}) resultante del empleo de los modelos de regresión con una CH de 58 m año^{-1} , masa total eliminada en un año (Masa total anual), porcentaje estimado de esa masa respecto a la masa estimada contenida en el lago (% Lago) y porcentaje estimado de esa masa respecto a la masa estimada de entrada al lago (% Input Lago).	278
Tabla 6-108: Resultados escenario B. Carga eliminada media (CM_{elim}) resultante del empleo de los modelos de regresión con una CH de 115 m año^{-1} , masa total eliminada en un año (Masa total anual), porcentaje estimado de esa masa respecto a la masa estimada contenida en el lago (% Lago) y porcentaje estimado de esa masa respecto a la masa estimada de entrada al lago (% Input Lago).	279
Tabla 6-109: Valores de C^* estimados durante los dos primeros años (Martín et al., 2013).	281
Tabla 6-110: Valores de K estimados durante los dos primeros años (Martín et al., 2013).	281
Tabla 6-111: Valores de C^* para los SST recogidos en la bibliografía.	282
Tabla 6-112: Valores de C^* para el PT recogidos en la bibliografía.	283

Tabla 6-113: Valores de C^* para DQO_T recogidos en la bibliografía.	284
Tabla 6-114: Valores de C^* recogidos en la bibliografía.	285
Tabla 6-115: Valores de la constante K ($m\ a\ a\ o^{-1}$) obtenidos para las distintas variables estudiadas.	285
Tabla 6-116: Valores de las constantes cinéticas K ($m\ a\ a\ o^{-1}$) obtenidos por otros autores.	288
Tabla 6-117: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> entre los valores de K ($m\ a\ a\ o^{-1}$) y las CH aplicadas al sistema ($m\ a\ a\ o^{-1}$).	289
Tabla 6-118: Valores de K ($m\ a\ a\ o^{-1}$) obtenidos para cada CH media aplicada al sistema.	289
Tabla 6-119: Valores de K_{20} ($m\ a\ a\ o^{-1}$) y de θ obtenidos para la DQO_T y $Cl\ \alpha$ mediante la ecuación de regresión. La pendiente es igual al $\ln\ \theta$ y la ordenada en el origen es igual al $\ln\ [K_{20}]$	291
Tabla 6-120: Valores de K_{20} para el NT, NID y NO_3^- ($m\ a\ a\ o^{-1}$) obtenidos mediante la herramienta Solver y valores θ tomados de la bibliografía.	292
Tabla 6-121: Valores de K_{20} para el para el NT, NID, NO_3^- , DQO_T y $Cl\ \alpha$ ($m\ a\ a\ o^{-1}$) obtenidos para cada CH media aplicada al sistema.	292
Tabla 10-1: Rendimientos de eliminación medios de PP, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), mediana, valores mínimos y máximos obtenidos para cada una de las CH medias aplicadas al humedal FG.	340
Tabla 10-2: Rendimientos de eliminación medios de PID, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), mediana, valores mínimos y máximos obtenidos para cada una de las CH medias aplicadas al humedal FG.	340
Tabla 10-3: Valores de los coeficientes de regresión para los SST, error típico, los coeficientes estandarizados, los intervalos de confianza del 95 % y la significancia de dichos coeficientes.	343
Tabla 10-4: Valores de los coeficientes de regresión para el modelo del PT, error típico, los coeficientes estandarizados, los intervalos de confianza del 95 % y la significancia de dichos coeficientes.	344
Tabla 10-5: Valores de los coeficientes de regresión para el modelo del NT, error típico, los coeficientes estandarizados, los intervalos de confianza del 95 % y la significancia de dichos coeficientes.	346
Tabla 10-6: Valores de los coeficientes de regresión del modelo de DQO_T , error típico, los coeficientes estandarizados, los intervalos de confianza del 95 % y la significancia de dichos coeficientes.	347
Tabla 10-7: Valores de los coeficientes de regresión del modelo 1 de la $Cl\ \alpha$, error típico, los coeficientes estandarizados, los intervalos de confianza del 95% y la significancia de dichos coeficientes.	349
Tabla 10-8: Valores de los coeficientes de regresión del modelo 2 de la $Cl\ \alpha$, error típico, los coeficientes estandarizados, los intervalos de confianza del 95% y la significancia de dichos coeficientes.	350
Tabla 10-9: Cargas de entrada media de SS, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en la entrada del humedal fp durante el periodo de estudio.	352
Tabla 10-10: Concentración de SST en influente y en la salida de cada una de las celdas de tratamiento del humedal fp. N = número de datos; σ = desviación típica.	354
Tabla 10-11: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre las concentraciones de SST y SSV medidas en el efluente de fp y diferentes variables estudiadas.	354
Tabla 10-12: Cargas de eliminación medias de SS, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal fp durante el periodo de estudio.	354
Tabla 10-13: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre la carga másica eliminada (CM_{elim}) de SST y SSV y diferentes variables estudiadas.	355
Tabla 10-14: Rendimientos de eliminación globales de SS, cargas de entrada totales (kg) y cargas de salida totales (kg) de abril del 2009 a octubre del 2012.	355
Tabla 10-15: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre los rendimientos alcanzados de SST y SSV y diferentes variables estudiadas.	355
Tabla 10-16: Rendimientos de SS obtenidos del balance anual en el humedal fp.	356

Tabla 10-17: Rendimientos de SS obtenidos (%) en cada celda del humedal fp durante los diferentes años de estudio.	356
Tabla 10-18: Cargas de entrada media de SS, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en la entrada del humedal F4 durante el periodo de estudio.	356
Tabla 10-19: Concentración de SST en influente y en la salida del humedal F4. N= número de datos; σ = desviación típica.	358
Tabla 10-20: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre las concentraciones de SST y SSV medidas en el efluente de F4 y diferentes variables estudiadas.....	358
Tabla 10-21: Cargas de eliminación medias de SS, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal F4 durante el periodo de estudio.	359
Tabla 10-22: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre la carga másica eliminada (CM_{elim}) de SST y SSV en el efluente de F4 y diferentes variables estudiadas.....	359
Tabla 10-23: Rendimientos de eliminación de SS globales, cargas de entrada totales (kg) y cargas de salida totales (kg) de abril del 2009 a octubre del 2012.....	360
Tabla 10-24: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre los rendimientos obtenidos de SST y SSV y diferentes variables estudiadas.	360
Tabla 10-25: Rendimientos de SS obtenidos del balance anual en el humedal F4.....	360
Tabla 10-26: Cargas de entrada media de P, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en la entrada del humedal fp durante el periodo de estudio.	361
Tabla 10-27: Concentraciones medias de P, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos registrados en el agua de salida del humedal fp en el periodo de estudio.	361
Tabla 10-28: Concentración de PT en influente y en la salida de cada una de las celdas de tratamiento del humedal fp. N= número de datos; σ = desviación típica.....	363
Tabla 10-29: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre las concentraciones de PT, PID y PP medidas en el efluente de fp y diferentes variables estudiadas.	363
Tabla 10-30: Cargas de eliminación medias de P, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal fp durante el periodo de estudio.....	363
Tabla 10-31: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre la carga másica eliminada (CM_{elim}) de PT, PID y PP y diferentes variables estudiadas.....	364
Tabla 10-32: Porcentaje de acumulación de P en la biomasa aérea con respecto al total eliminado en cada año y en cada una de las celdas de tratamiento del humedal fp y en el conjunto del mismo	364
Tabla 10-33: Rendimientos de eliminación mínimos y máximos obtenidos en el humedal fp durante el periodo de estudio.	365
Tabla 10-34: Rendimientos de eliminación globales de P en el humedal fp, cargas de entrada totales (kg) y cargas de salida totales (kg) de abril del 2009 a octubre del 2012.....	365
Tabla 10-35: Rendimientos obtenidos de P del balance anual en el humedal fp.....	366
Tabla 10-36: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre los rendimientos obtenidos de PT, PP y PID y otras variables estudiadas.	366
Tabla 10-37: Rendimientos de eliminación medios de P, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal fp durante el periodo de estudio.....	367
Tabla 10-38: Cargas de entrada media de P, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en la entrada del humedal F4 durante el periodo de estudio.	367
Tabla 10-39: Concentraciones medias de P, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos registrados en el agua de salida del humedal F4 en el periodo de estudio.	367

Tabla 10-40: Concentración de PT en influente y en la salida del humedal F4. N= número de datos; σ = desviación típica.	369
Tabla 10-41: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre las concentraciones de PT, PID y PP medidas en el efluyente de F4 y diferentes variables estudiadas.....	369
Tabla 10-42: Cargas de eliminación medias de P, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal F4 durante el periodo de estudio.	370
Tabla 10-43: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre la carga másica eliminada (CM_{elim}) de PT, PID y PP y diferentes variables estudiadas.....	370
Tabla 10-44: Porcentaje de acumulación de P en la biomasa aérea con respecto al total eliminado en cada año en el humedal F4.....	370
Tabla 10-45: Rendimientos de eliminación mínimos y máximos obtenidos en el humedal F4 durante todo el periodo de estudio.	371
Tabla 10-46: Rendimientos de eliminación globales de P, cargas de entrada totales (kg) y cargas de salida totales (kg) de abril del 2009 a octubre del 2012 en el humedal F4.	371
Tabla 10-47: Rendimientos de P obtenidos del balance anual en el humedal F4.	371
Tabla 10-48: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre los rendimientos obtenidos de PT, PP y PID y otras variables estudiadas.	372
Tabla 10-49: Cargas de entrada media de N, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en la entrada del humedal fp durante el periodo de estudio.	372
Tabla 10-50: Concentraciones medias de N, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos registrados en el agua de salida del humedal fp en el periodo de estudio.	372
Tabla 10-51: Concentración de NT en influente y en la salida de cada una de las celdas de tratamiento del humedal fp. N= número de datos; σ = desviación típica.....	375
Tabla 10-52: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre las concentraciones de NT, $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$ y Norg ($mg\ N\ L^{-1}$) medidas en el efluente de fp y diferentes variables estudiadas.....	375
Tabla 10-53: Cargas de eliminación medias de N, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal fp durante el periodo de estudio.	375
Tabla 10-54: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre la carga másica eliminada (CM_{elim}) y diferentes variables estudiadas.....	376
Tabla 10-55: Porcentaje de acumulación de N en la biomasa aérea con respecto al total eliminado en cada año y en cada una de las celdas de tratamiento del humedal fp y en el conjunto del mismo	376
Tabla 10-56: Rendimientos de eliminación mínimos y máximos de N obtenidos en el humedal fp durante el periodo de estudio.	377
Tabla 10-57: Rendimientos de eliminación globales de N, cargas de entrada totales (kg) y cargas de salida totales (kg) de abril del 2009 a octubre del 2012.....	378
Tabla 10-58: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre los rendimientos obtenidos de N y otras variables estudiadas.....	378
Tabla 10-59: Rendimientos de N obtenidos del balance anual.....	378
Tabla 10-60: Rendimientos de eliminación de N obtenidos (%) en cada celda del humedal fp durante los diferentes años de estudio.....	379
Tabla 10-61: Cargas de entrada media de N, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en la entrada del humedal F4 durante el periodo de estudio.	379
Tabla 10-62: Concentraciones medias de N, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos registrados en el agua de salida del humedal F4 en el periodo de estudio.	380

Tabla 10-63: Concentración de NT en el influente y en la salida del humedal F4. N= número de datos; σ = desviación típica.	382
Tabla 10-64: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre las concentraciones de NT, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₂ ⁻ , N-NO ₃ ⁻ y Norg medidas en el efluente y diferentes variables estudiadas.	383
Tabla 10-65: Cargas de eliminación medias de N, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal F4 durante el periodo de estudio.	383
Tabla 10-66: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre la carga másica eliminada (CM _{elim}) NT, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₂ ⁻ , N-NO ₃ ⁻ y Norg y diferentes variables estudiadas.	383
Tabla 10-67: Porcentaje de acumulación de P en la biomasa aérea con respecto al total eliminado en cada año en el humedal F4.	384
Tabla 10-68: Rendimientos de eliminación mínimos y máximos obtenidos en el humedal F4 durante el periodo de estudio.	384
Tabla 10-69: Rendimientos de eliminación globales de N, cargas de entrada totales (kg) y cargas de salida totales (kg) de abril del 2009 a octubre del 2012.	384
Tabla 10-70: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre los rendimientos obtenidos y otras variables estudiadas.	385
Tabla 10-71: Rendimientos obtenidos de N del balance anual en el humedal F4.	385
Tabla 10-72: Cargas de entrada media de DQO, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en la entrada del humedal fp durante el periodo de estudio.	386
Tabla 10-73: Concentraciones medias de DQO, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos registrados en el efluente del humedal fp.	386
Tabla 10-74: Concentración de DQO _T en influente y en la salida de cada una de las celdas de tratamiento del humedal fp. N= número de datos; σ = desviación típica.	387
Tabla 10-75: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre las concentraciones de materia orgánica medidas en el efluente de fp y diferentes variables estudiadas.	388
Tabla 10-76: Cargas eliminadas medias de DQO, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal fp durante el periodo de estudio.	388
Tabla 10-77: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre la carga másica eliminada (CM _{elim}) de DQO _T , DQO _S y DQO _P con diferentes variables estudiadas.	388
Tabla 10-78: Rendimientos mínimos y máximos de eliminación medios de DQO en el humedal fp durante el periodo de estudio.	389
Tabla 10-79: Rendimientos de eliminación globales de DQO, cargas de entrada totales (kg) y cargas de salida totales (kg) de abril del 2009 a octubre del 2012.	389
Tabla 10-80: Rendimientos obtenidos de DQO del balance anual en el humedal fp.	389
Tabla 10-81: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre los rendimientos de eliminación de la materia orgánica y diferentes variables estudiadas.	390
Tabla 10-82: Rendimientos obtenidos (%) en cada celda del humedal fp durante los diferentes años de estudio.	390
Tabla 10-83: Cargas de entrada media de DQO, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en la entrada del humedal F4 durante el periodo de estudio.	390
Tabla 10-84: Concentraciones medias, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos registrados en el efluente del humedal FG.	391
Tabla 10-85: Concentración de DQO _T en influente y en la salida del humedal F4. N= número de datos; σ = desviación típica.	392
Tabla 10-86: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre las concentraciones de materia orgánica medidas en el efluente y diferentes variables estudiadas.	392
Tabla 10-87: Cargas de eliminación medias de DQO, desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal F4 durante el periodo de estudio.	393

Tabla 10-88: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre la carga másica eliminada (CM_{elim}) de DQO_T , DQO_S y DQO_P con diferentes variables estudiadas.	393
Tabla 10-89: Rendimientos de eliminación mínimos y máximos de DQO en el humedal F4 durante el periodo de estudio.	393
Tabla 10-90: Rendimientos de eliminación globales de DQO, cargas de entrada totales (kg) y cargas de salida totales (kg) de abril del 2009 a octubre del 2012.....	393
Tabla 10-91: Rendimientos obtenidos de DQO del balance anual en F4.....	394
Tabla 10-92: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre los rendimientos de eliminación de la materia orgánica y diferentes variables estudiadas.....	394
Tabla 10-93: Cargas de entrada media de Cl_a , desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en la entrada del humedal fp durante el periodo de estudio.	394
Tabla 10-94: Concentración de Cl_a en influente y en la salida de cada una de las celdas de tratamiento del humedal fp. N= número de datos; σ = desviación típica.	396
Tabla 10-95: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre las concentraciones de medidas de Cl_a en el efluente y diferentes variables estudiadas.	396
Tabla 10-96: Cargas eliminadas medias de Cl_a , desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal fp durante el periodo de estudio.....	397
Tabla 10-97: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre la carga másica eliminada (CM_{elim}) de Cl_a con diferentes variables estudiadas.....	397
Tabla 10-98: Rendimientos de eliminación globales de Cl_a , masa de entrada total y masa de salida total de abril del 2009 a octubre del 2012 en el humedal fp.	397
Tabla 10-99: Rendimientos de Cl_a obtenidos del balance anual en el humedal fp.	397
Tabla 10-100: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre los rendimientos de eliminación de la Cl_a y diferentes variables estudiadas.	398
Tabla 10-101: Rendimientos obtenidos (%) en cada celda del humedal fp durante los diferentes años de estudio.	398
Tabla 10-102: Cargas de entrada media de Cl_a , desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en la entrada del humedal F4 durante el periodo de estudio.	398
Tabla 10-103: Concentración de Cl_a en influente y en la salida del humedal F4. N= número de datos; σ = desviación típica.	400
Tabla 10-104: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre las concentraciones de Cl_a medidas en el efluente y diferentes variables.....	400
Tabla 10-105: Cargas de eliminación medias de Cl_a , desviación típica (σ), coeficiente de variación (CV), valores mínimos y máximos obtenidos en el humedal F4 durante el periodo de estudio.	400
Tabla 10-106: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre la carga másica eliminada (CM_{elim}) de Cl_a con diferentes variables estudiadas.....	401
Tabla 10-107: Rendimientos de eliminación globales de Cl_a , cargas de entrada totales (kg) y cargas de salida totales (kg) de abril del 2009 a octubre del 2012 en el humedal F4.....	401
Tabla 10-108: Rendimientos obtenidos de Cl_a del balance anual en el humedal F4.	401
Tabla 10-109: Coeficientes de correlación de <i>Spearman</i> obtenidos entre la carga másica eliminada (CM_{elim}) de Cl_a con diferentes variables estudiadas.....	401

