



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA HIDRÁULICA Y MEDIO AMBIENTE

TESIS DOCTORAL

Modelación de la calidad de las aguas en los humedales artificiales de flujo superficial (HAFS). Aplicación a los HAFS del Tancat de la Pipa en l'Albufera de València.

AUTORA

Sara Gargallo Bellés

DIRECTORES

Miguel Martín Monerris
Javier Paredes Arquiola

València, enero de 2017

Les primeres línies d'esta pàgina són per als meus directors, Miguel Martín i Javier Paredes, als quals agraiŝc l'oportunitat que em brindaren de començar al seu costat aquesta aventura que és la realització del Doctorat. Amb les vostres aportacions, comentaris i reflexions he après molt.

Al llarg d'aquest procés, que s'ha estés durant més de 4 anys, he conegut a molts companys i amics que d'una manera o una altra han contribuït a que aquest treball d'investigació siga, avui, una realitat.

A Núria i a Carmen, mil gràcies per tants bons moments compartits al despatx, per tants dubtes resolts i per tantes anècdotes compartides (algun dia escriurem eixe llibre, no m'oblidi). Als companys del departament d'Enginyeria Hidràulica i Medi Ambient: Bea, Paco, Edgar, Arnau, Ximo, Carlos, Nacho... gràcies per tota l'ajuda que m'heu prestat, i per fer que cada mostreig tinguera la seua gràcia. I també he compartit molts i bons moments de mostres amb Tony i Mati, gràcies per tot el que he après de vosaltres.

Thank you very much to Fulvio for your hospitality in Politecnico di Torino. I learnt a lot during my stay there and after that (excepte playing volleyball) and I also enjoyed a lot.

Un agraïment especial és per a tot el grup GEMMA, de la Universitat Politècnica de Catalunya, on hem vau rebre amb els braços oberts i vaig aprendre tantes coses d'aquest món que formen els aiguamolls artificials i la modelació matemàtica. Moltes gràcies també a Alessandro per la teua ajuda i pels teus consells en l'anàlisi de sensibilitat.

Gràcies també als companys dels Tancats de Pipa i del projecte LIFE+ Albufera, amb els quals he compartit innumerables matins a la vora de l'Albufera, amb vosaltres he après moltíssim i m'heu ajudat a donar-li forma i sentit a este treball.

Vicent, Rober, Matt i Carol: vam ser bons veïns de laboratori i m'enduc bons amics.

I a la resta d'amics, als de Vilafranca, als dels Ports en Moviment, als de Benimaclet Ressor, als compis de pis, que amb cada cafè, cada paella, cada xarraeta i totes les rises m'heu contagiats l'energia necessària per a no defallir en este camí.

Un agraïment especial per a l'Enric i la Montse: l'estada a casa vostra va ser un punt d'inflexió en l'evolució d'aquest treball. Brindarem per a celebrar-ho!

A la meua família vull agrair l'esforç de comprensió i recolçament que sempre heu fet. Tot i que a vegades no ha sigut fàcil transmetre-vos la importància que per a mi suposava el treball que he estat fent, sempre m'heu fet costat.

I com no, gràcies a Guillermo, que des del minut zero has cregut en mi i en el que faig, i això és l'energia incombustible que em fa seguir avançant.

Lo que llamamos casualidad no es ni puede ser sino la causa ignorada de un efecto conocido.

Voltaire (1694-1778)

RESUMEN

Los humedales artificiales (HHAA) son sistemas diseñados antrópicamente para mejorar y optimizar ciertos procesos físicos y bioquímicos que ocurren en los ecosistemas de los humedales naturales con el objetivo principal de eliminar contaminantes del agua. Esta tecnología, que habitualmente se ha utilizado para la depuración de aguas residuales urbanas, se está aplicando recientemente en el tratamiento de una gran variedad de corrientes, entre ellas las aguas eutróficas.

La eficiencia de tratamiento de estos sistemas depende de la interrelación de una gran variedad de procesos y factores que dificultan el establecimiento de principios simples para su diseño y/o explotación. Por ello, los modelos matemáticos son una herramienta útil para aumentar el conocimiento sobre esta tecnología y para optimizar su diseño y gestión. Durante las últimas décadas se ha producido un avance notable en la modelación de los HHAA, especialmente en los sistemas de flujo subsuperficial. Sin embargo, no se ha alcanzado un nivel de desarrollo equivalente en la modelación de los sistemas de flujo superficial. En esta tipología de HHAA, donde no existe un medio poroso a través del cual circula el agua a tratar, la influencia de factores ambientales como el viento o la avifauna y la interacción con la capa de sedimentos puede ser más intensa. Por lo tanto, resulta necesario disponer de modelos aplicables a este tipo de HHAA que permitan representar esta casuística particular.

En esta Tesis Doctoral se ha desarrollado un modelo mecanicista biocinético para el tratamiento de aguas eutróficas mediante humedales artificiales de flujo superficial. Se ha utilizado la estructura de los modelos *Activated Sludge Model* (ASM) para representar los procesos que afectan a las principales variables de calidad de aguas eutróficas, es decir, los sólidos en suspensión, el fitoplancton, las distintas formas de nitrógeno y fósforo y la materia orgánica. El modelo se ha implementado en el software AQUASIM y ha sido calibrado y validado en dos sistemas reales que han tratado durante tres años las aguas hipereutróficas del lago de l'Albufera (València).

Una de las contribuciones más destacables de este modelo es la capacidad para simular las condiciones de funcionamiento de los sistemas a escala real, es decir, para reproducir las interacciones que se producen entre el humedal artificial de flujo superficial y el medio en el que se integra. Una aportación novedosa de este modelo es la capacidad para simular los efectos producidos por la actividad de la avifauna y por la acción de la velocidad del viento en la resuspensión de los sedimentos.

Otra aportación importante es la cuantificación del efecto de los procesos que intervienen en los ciclos de cada variable. Con ello se ha podido determinar la importancia de la resuspensión en la eliminación de los sólidos en suspensión, especialmente de la provocada por la acción del viento. Así mismo, se ha demostrado la aplicabilidad del grado de cobertura vegetal como un parámetro de fácil monitorización y válido para la simulación del efecto de las macrófitas emergentes en la calidad de las aguas en los HHAA de flujo superficial, tanto en los procesos de sedimentación y resuspensión del material particulado como en la toma de nutrientes. Por otra parte, esta investigación ha permitido ampliar el conocimiento sobre la inmovilidad de los microorganismos en los HHAA de flujo superficial. También se ha comprobado que un buen grado de cobertura vegetal, así como el cosechado de las macrófitas emergentes, son factores cruciales en la eliminación de nutrientes en este tipo de sistemas.

RESUM

Els aiguamolls construïts (AACC) són sistemes antròpicament dissenyats per a millorar i optimitzar determinats processos físics i bioquímics que es produeixen en els ecosistemes de les zones humides naturals amb l'objectiu d'eliminar els contaminants de l'aigua. Aquesta tecnologia, que normalment s'ha utilitzat per al tractament d'aigües residuals urbanes, s'està aplicant recentment al tractament de diversos fluxos, com les aigües eutròfiques.

L'eficàcia del tractament d'aquests sistemes depèn de la interrelació d'una gran varietat de processos i factors que dificulten l'establiment de principis simples per al seu disseny i/o explotació. Per això, els models matemàtics són una eina útil per a augmentar els coneixements sobre aquesta tecnologia i per a optimitzar el seu disseny i la gestió. Durant les últimes dècades s'ha produït un avanç notable en la modelització d'els AACC, especialment en els sistemes de flux subsuperficial. No obstant això, no s'ha assolit un nivell de desenvolupament equivalent en la modelització de sistemes de flux superficial. En aquesta tipologia d'AACC, on no existeix un medi porós a través del qual circula l'aigua a tractar, la influència de factors ambientals com el vent o les aus i la interacció amb la capa de sediments pot ser més intensa. Per tant, resulta necessari disposar de models aplicables a aquest tipus d'AACC que permeten representar aquesta casuística particular.

En aquesta Tesi Doctoral s'ha desenvolupat un model mecanicista biocinètic per al tractament d'aigües eutròfiques mitjançant aiguamolls artificials de flux superficial. S'ha utilitzat l'estructura dels models *Activated Sludge Model* (ASM) per a representar els processos que afecten les principals variables de la qualitat de les aigües eutròfiques, és a dir, els sòlids en suspensió, el fitoplàncton, les diverses formes de nitrogen i fòsfor i la matèria orgànica. El model s'ha implementat en el software AQUASIM i ha estat calibrat i validat en dos sistemes reals que han tractat durant tres anys les aigües hipereutròfiques del llac de l'Albufera (València).

Una de les aportacions més remarcables d'aquest model és la capacitat per a simular les condicions de funcionament dels sistemes a escala real, és a dir, per a reproduir les interaccions que es produeixen entre l'aiguamoll artificial de flux superficial i el medi en el qual està integrat. Una aportació novedosa d'aquest model és la capacitat per a simular els efectes produïts per l'activitat de l'avifauna i per l'acció de la velocitat del vent en la resuspensió de sediments.

Una altra aportació important és la quantificació de l'efecte dels processos implicats en els cicles de cada variable. Amb açò s'ha pogut determinar la importància de la resuspensió en l'eliminació dels sòlids en suspensió, especialment de la provocada per l'acció del vent. Així mateix, s'ha demostrat l'aplicabilitat del grau de cobertura vegetal com a un paràmetre de fàcil monitorització i vàlid per a la simulació de l'efecte dels macròfits emergents en la qualitat de les aigües en els AACC de flux superficial, tant en els processos de sedimentació i resuspensió del material particulat com en la presa de nutrients. D'altra banda, aquesta recerca ha permès ampliar el coneixement sobre la immobilitat d'els microorganismes en els AACC de flux superficial. També s'ha comprovat que un bon grau de cobertura vegetal, així com la sega dels macròfits emergents, són factors clau en l'eliminació de nutrients en aquest tipus de sistemes.

ABSTRACT

Constructed wetlands (CWs) are anthropically designed systems to improve and optimize certain physical and biochemical processes that occur in the ecosystems of natural wetlands with the main objective of removing pollutants from the water. This technology, which usually has been used for the treatment of urban wastewater, is being recently applied for treating a great variety of flows, including eutrophic water.

Treatment efficiency of these systems depends on the interrelation of a great variety of processes and factors that hinder the establishment of simple principles for its design and/or exploitation. Therefore, mathematical models are useful tools to increase the knowledge about this technology and to optimize their design and management. During the last decades, a remarkable advance has been produced in the modelling of CWs, especially subsurface flow systems. However, an equivalent level of development has not been reached in the modelling of surface flow systems. In this type of CWs, where there is not a porous medium through which the water to be treated circulates, the influence of environmental factors such as wind or avifauna, and the interaction with the layer of sediment can be more intense. Therefore, it is necessary having models applicable to this type of CWs which facilitate the representation of this particular casuistry.

In this PhD Dissertation a mechanistic biokinetic model for the treatment of eutrophic water in free water surface constructed wetlands has been developed. The structure of the Activated Sludge Model (ASM) has been used to represent the processes that affect to the main variables of water quality in eutrophic systems, i.e., suspended solids, phytoplankton, different forms of nitrogen and phosphorus and matter organic. The model has been implemented in the software AQUASIM and has been calibrated and validated in two real systems that treated hypertrophic water from Lake l'Albufera (Valencia) for three years.

One of the most remarkable contributions of this model is the ability for simulating the operation conditions of full-scale systems, i.e., for reproducing the interactions that occur between the free water surface constructed wetland and the environment where it is integrated. A novel contribution of this model is the capacity for simulating the effects produced by the activity of the avifauna and by the action of the wind speed in the resuspension of sediments.

Another important contribution is the quantification of the effect of the processes involved in the cycles of each variable. This has been able to determine the importance of resuspension in the removal of suspended solids, especially that caused by the action of the wind. Likewise, vegetation cover has been demonstrated to be an easy to monitor and valid parameter for the simulation of the effect of emerging macrophytes in water quality in surface flow CWs, in both sedimentation and resuspension processes, as well as in nutrients uptake. On the other hand, this research has allowed extend the knowledge about the immobility of microorganisms in surface flow CWs. It has also been proven that high vegetation covers as well as harvesting of emerging macrophytes are crucial factors in nutrients removal in this type of systems.

ÍNDICE

Acrónimos y abreviaciones	xi
Símbolos	xiii
Índice de figuras	xvi
Índice de tablas	xxii
Capítulo 1. Introducción	1
1.1. Problemática global del agua	1
1.2. Eutrofización: definición, causas y consecuencias	2
1.3. La eutrofización en l'Albufera de València.....	6
Capítulo 2. Objetivos y estructura de la Tesis	11
Capítulo 3. Estado del arte	13
3.1. Definición, tipología y aplicación de los humedales artificiales al tratamiento de diferentes tipos de aguas.....	13
3.2. Aplicación de humedales artificiales para el tratamiento de aguas eutrofizadas.....	19
3.3. Definición y tipos de modelos	22
3.3.1. Modelos mecanicistas para la simulación de humedales artificiales.....	26
3.3.2. Modelos mecanicistas para la simulación de HAFS.....	38
3.3.3. Modelos mecanicistas de calidad de aguas eutróficas.....	40
3.4. Diferencias en la composición de las aguas residuales urbanas y eutróficas	47
3.5. Desarrollo de un modelo mecanicista para simular el tratamiento de aguas eutróficas mediante HAFS	50
Capítulo 4. Material y métodos	53
4.1. Ubicación y descripción de los HAFS del <i>Tancat de la Pipa</i>	54
4.2. Monitorización de los HAFS FG1 y FG2	60
4.2.1. Parámetros físico-químicos y biológicos del agua.....	61
4.2.2. Parámetros físico-químicos de los sedimentos	64
4.2.3. Parámetros hidráulicos.....	65
4.2.4. Determinación de la cobertura vegetal.....	67
4.2.5. Monitorización de la avifauna	68
4.2.6. Obtención de los datos meteorológicos.....	68
4.3. Software utilizado.....	70
4.3.1. HEC-RAS v5.0 y COMSOL Multiphysics™	71

4.3.2. AQUASIM	75
4.4. Calibración y validación del modelo	82
4.5. Análisis de sensibilidad	84
4.5.1. Sensibilidad del modelo para la simulación de los sólidos totales en suspensión	84
4.5.2. Sensibilidad del modelo para la simulación del fitoplancton, el fósforo, el nitrógeno y la materia orgánica	86
Capítulo 5. Funcionamiento hidráulico	87
5.1. Resultados de la monitorización hidráulica de los HAFS FG1 y FG2	87
5.2. Estudio del funcionamiento hidráulico del HAFS FG1	92
Capítulo 6. Modelación de los sólidos en suspensión, el fósforo y el fitoplancton	99
6.1. Introducción	99
6.2. Planteamiento y desarrollo del modelo	101
6.2.1. Modelación de la sedimentación	101
6.2.2. Modelación de la resuspensión	103
6.2.3. Modelación de la generación de SST	112
6.2.4. Modelación del ciclo del fósforo	118
6.2.5. Notación matricial del modelo de los SST, el fósforo y el fitoplancton	121
6.3. Procedimientos de calibración y validación	124
6.3.1. Determinación de la composición fitoplanctónica	124
6.3.2. Fraccionamiento de las formas de fósforo	129
6.3.3. Concentración en la corriente de deposición atmosférica	130
6.4. Resultados de la modelación de los sólidos en suspensión, el fósforo y el fitoplancton	131
6.4.1. Resultados de la calibración y la validación	131
6.4.2. Resultados del balance de SST, PT y fitoplancton	146
6.5. Conclusiones de la modelación de los sólidos en suspensión, el fósforo y el fitoplancton	151
Capítulo 7. Ampliación del modelo para la simulación del nitrógeno y de la materia orgánica	153
7.1. Introducción	153
7.2. Planteamiento y desarrollo del modelo	160
7.3. Procedimientos de calibración y validación	169
7.3.1. Fraccionamiento de la materia orgánica	169
7.3.2. Determinación del nitrógeno contenido en el fitoplancton, en la vegetación y en la materia orgánica	171
7.3.3. Concentración en la corriente de deposición atmosférica	173
7.3.4. Determinación de las concentraciones de oxígeno disuelto	174

7.3.5. Determinación de X_{ml} y X_{md}	175
7.4. Resultados de la ampliación del modelo para la simulación del nitrógeno y de la materia orgánica	176
7.4.1. Resultados de calibración y validación	177
7.4.2. Resultados del balance de nitrógeno	195
7.5. Conclusiones de la ampliación del modelo para la simulación del nitrógeno y de la materia orgánica	199
Capítulo 8. Comparación de la simulación de las formas de fósforo en los dos capítulos anteriores	201
Capítulo 9. Análisis de sensibilidad	207
9.1. Resultados del análisis de sensibilidad para la simulación de los sólidos totales en suspensión .	208
9.2. Resultados del análisis de sensibilidad para la simulación del fitoplancton, el fósforo, el nitrógeno y la materia orgánica	209
Capítulo 10. Escenarios de simulación	215
10.1.Escenario 1: aumento de la carga superficial hidráulica.....	215
10.2.Escenario 2: reducción de las concentraciones de entrada.....	222
Capítulo 11. Conclusiones	227
BIBLIOGRAFÍA	231

Acrónimos y abreviaciones

Acrónimo	Definición
ADM1	<i>Anaerobic Digestion Model number 1</i>
Alk	Alcalinidad
ARU	Agua residual urbana
ASM	<i>Activated sludge model</i>
Cl <i>a</i>	Clorofila <i>a</i>
CV	Grado cobertura vegetal
CW2D	<i>Constructed Wetland two dimensional</i>
CWM1	<i>Constructed Wetland Model number 1</i>
DBO	Demanda biológica de oxígeno
DBOC	Demanda biológica de oxígeno carbonosa
DQO _s	Demanda química de oxígeno soluble
DQO _t	Demanda química de oxígeno total
DV	Dirección del viento
dw	Peso seco
EDAR	Estación depuradora de aguas residuales
EEA	<i>European Environment Agency</i>
ET	Evapotranspiración
ET ₀	Evapotranspiración de referencia
f _d	Fracción disuelta del fósforo inorgánico total
f _p	Fracción particulada del fósforo inorgánico total
h-e	Habitante equivalente
HA	Humedal artificial
HAFS	Humedal artificial de flujo superficial
HAFSS	Humedal artificial de flujo subsuperficial
MMAMRM	Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino
NADB	<i>North American Treatment Wetland Database</i>
NH ₄ ⁺	Nitrógeno amoniacal
NID	Nitrógeno inorgánico disuelto
NKT	Nitrógeno Kjeldahl total
NO	Nitrógeno orgánico
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
NSE	Coefficiente de eficiencia Nash-Sutcliffe
NT	Nitrógeno total
OD	Oxígeno disuelto
OECD	<i>Organisation for Economic Co-operation and Development</i>
PID	Fosforo inorgánico disuelto
P _{int}	Concentración del componente fósforo contenido internamente en el fitoplancton
PIP	Fósforo inorgánico particulado
PIT	Concentración del componente fósforo inorgánico total
PO	Concentración del componente fósforo orgánico
PO ₄ ³⁻	Fosfatos
PT	Fósforo total
RCTA	Reactor continuo de tanque agitado
RMSE	<i>Root mean square error</i>
RWQM1	<i>River Water Quality Model number 1</i>
S _i	Concentración del componente materia orgánica soluble inerte
S _{NH4}	Concentración del componente amonio

Acrónimo (<i>Cont.</i>)	Definición
S_{NO3}	Concentración del componente nitrato (suma de nitrito y nitrato)
S_s	Concentración del componente materia orgánica soluble reactiva
SST	Sólidos totales en suspensión
SSV	Sólidos volátiles en suspensión
TRH	Tiempo de retención hidráulico
TRH_n	Tiempo de retención hidráulico nominal
X_A	Concentración del componente microorganismos autótrofos
X_H	Concentración del componente microorganismos heterótrofos
X_i	Concentración del componente materia orgánica particulada inerte
X_{md}	Biomasa de macrófitas muertas
X_{ml}	Biomasa de macrófitas vivas
X_p	Concentración del componente fitoplancton
X_s	Concentración del componente materia orgánica particulada reactiva
X_{SST}	Concentración del componente sólidos totales en suspensión

Símbolos

Símbolo	Descripción
A	Superficie del humedal artificial
a_{Xp}	Coefficiente de extinción lumínica de X_p
b_A	Constante de velocidad de lisis de X_A
b_H	Constante de velocidad de lisis de X_H
C	Carbono
$C_{et,n}$	Concentración en la corriente de evapotranspiración del componente n
$C_{in,n}$	Concentración de entrada del componente n
$C_{out,n}$	Concentración de salida del componente n
$C_{pp,n}$	Concentración en el agua de lluvia del componente n
D_{OP}	Coefficiente de difusión de PID
D_{ONH4}	Coefficiente de difusión de S_{NH4}
D_{ONO3}	Coefficiente de difusión de S_{NO3}
F	Fetch
f_{bmSs}	Fracción de S_s generada en la lisis de los microorganismos
f_{bmXi}	Fracción X_i generada en la lisis de los microorganismos
$f_{hyd,Si}$	Fracción de S_i generada en la hidrólisis
f_{plant}	Fracción de X_i generada en la degradación de las plantas
FP_{NH4}	Factor de preferencia de consumo de amonio en el crecimiento del fitoplancton
F_{PO}	Fracción de P que se recicla como PO en la muerte/respiración de X_p
f_{POP}	Fracción particulada del fósforo orgánico
F_{pr}	Fracción del P resuspendido como PO
f_{XpSs}	Fracción de S_s generada en la muerte y respiración de X_p
f_{XpXi}	Fracción de X_i generada en la muerte y respiración de X_p
G_L	Función de limitación lumínica para el crecimiento del fitoplancton
G_{max}	Velocidad máxima de crecimiento del X_p
G_p	Limitación por el fósforo acumulado internamente para el crecimiento del fitoplancton
H	Calado de la columna de agua
I_0	Intensidad lumínica incidente en la superficie
i_{DQOsed}	Contenido de DQO en los sedimentos
i_{DQOXp}	Contenido de DQO en X_p
i_{Nbm}	Contenido de N en los microorganismos
i_{NSi}	Contenido de nitrógeno en la materia orgánica soluble inerte
i_{NSs}	Contenido de nitrógeno en la materia orgánica soluble reactiva
i_{NXi}	Contenido de nitrógeno en la materia orgánica particulada inerte
i_{NXm}	Contenido de nitrógeno en la vegetación emergente
i_{NXp}	Contenido de nitrógeno en el fitoplancton
i_{NXs}	Contenido de nitrógeno en la materia orgánica particulada reactiva
i_{Pbm}	Contenido de P en los microorganismos
i_{Psed}	Contenido de fósforo en el sedimento
i_{Psi}	Contenido de fósforo en la materia orgánica soluble inerte
i_{PSs}	Contenido de nitrógeno en la materia orgánica soluble reactiva
i_{PXi}	Contenido de fósforo en la materia orgánica particulada inerte
i_{PXm}	Contenido de fósforo en la vegetación emergente
i_{PXp}	Contenido de fósforo en X_p
i_{PXs}	Contenido de fósforo en la materia orgánica particulada reactiva
I_s	Intensidad luminosa de saturación
i_{TSSXp}	Contenido de SST en X_p
K_{avi}	Constante de resuspensión por acción de la avifauna

Símbolo (Cont.)	Descripción
K_d	Coefficiente de partición del fósforo inorgánico
K_{deg}	Velocidad de degradación de las plantas
$K_{difu\ sed}$	Coefficiente de variación de la difusión entre el agua y los sedimentos
K_{PIDup}	Coefficiente de saturación del PID en la toma de P por X_p
K_{PO}	Coefficiente de saturación del OD en la mineralización del PO
$K_{PO\ Xp}$	Coefficiente de saturación del OD en la respiración de X_p
K_e	Coefficiente de extinción lumínica
K_{e0}	Coefficiente de extinción lumínica del agua pura
K_h	Constante de velocidad de hidrólisis
$K_{hyd\ OD}$	Coefficiente de saturación/inhibición para el oxígeno en el proceso de hidrólisis
$K_{min\ PO}$	Tasa de mineralización de PO
K_{mN}	Coefficiente de saturación para el amonio en el crecimiento de X_p
K_{NHA}	Coefficiente de saturación de S_{NH4} para X_A
K_{NHH}	Coefficiente de saturación de S_{NH4} para X_H
K_{NHP}	Coefficiente de saturación/inhibición de S_{NH4} para X_{ml}
K_{NOH}	Coefficiente de saturación/inhibición de S_{NO3} para X_H
K_{NOP}	Coefficiente de saturación de S_{NO3} para X_{ml}
K_{OA}	Coefficiente de saturación de OD para X_A
K_{OH}	Coefficiente de saturación/inhibición de OD para X_H
K_{PA}	Coefficiente de saturación de PID para X_A
K_{PH}	Coefficiente de saturación/inhibición de PID para X_H
K_{pl}	Velocidad de crecimiento de las plantas
K_{pp}	Coefficiente de saturación/inhibición de PID para X_{ml}
K_r	Velocidad de muerte de X_p
K_{resp}	Velocidad de respiración de X_p
k_s	Coefficiente de saturación de S_s para X_H
$K_{veg\ res}$	Constante de atrapamiento de la CV en los procesos de resuspensión
$K_{veg\ sed}$	Constante de atrapamiento de la CV en los procesos de sedimentación
K_x	Coefficiente de saturación/inhibición para la hidrólisis
N	Nitrógeno
N_i	Número de aves del grupo i
O_h	Factor de corrección de la hidrólisis anóxica
P	Fósforo
P_{max}	Concentración máxima de P_{int} acumulado por el X_p
$P_{max\ uptake}$	Tasa máxima de toma de fósforo por X_p
P_{min}	Concentración mínima de P_{int} acumulado por el X_p
Q_{et}	Caudal de evapotranspiración
Q_{gr}	Caudal que entra o sale del sistema mediante flujos subterráneos
Q_{in}	Caudal de entrada
Q_{out}	Caudal de salida
Q_{pp}	Caudal de precipitación
RF_i	Factor de resuspensión del grupo de aves i
r_n	Velocidad de reacción del componente n
T	Temperatura
t	Tiempo
V	Volumen de agua
$V_s\ PIT$	Velocidad de sedimentación de PIT
$V_s\ PO$	Velocidad de sedimentación de PO
$V_s\ SST$	Velocidad de sedimentación de X_{SST}
$V_s\ Xp$	Velocidad de sedimentación de X_p
V_sX	Velocidad de sedimentación de X_s y X_i
W	Velocidad máxima diaria del viento
W_0	Velocidad mínima del viento capaz de resuspender el sedimento
Y_A	Coefficiente de rendimiento de X_A
Y_H	Coefficiente de rendimiento de X_H

Símbolo (Cont.)	Descripción
α	Primer coeficiente de resuspensión por acción del viento
β	Segundo coeficiente de resuspensión por acción del viento
$\delta(t,GS)$	Función condicionante para el crecimiento de la vegetación emergente
$\delta(W,W_0)$	Función condicionante para la resuspensión por acción del viento
η_{NO3}	Factor de corrección de la desnitrificación
θ_{bA}	Coeficiente de corrección de la temperatura para la lisis de X_A
θ_{bH}	Coeficiente de corrección de la temperatura para la lisis de X_H
θ_{deg}	Coeficiente de corrección de la temperatura para la degradación de las plantas
$\theta_{difu P}$	Coeficiente de corrección de la temperatura para la difusión de PID
$\theta_{difu NH4}$	Coeficiente de corrección de la temperatura para la difusión de S_{NH4}
$\theta_{difu NO3}$	Coeficiente de corrección de la temperatura para la difusión de S_{NO3}
θ_G	Coeficiente de corrección de la temperatura para el crecimiento de X_p
θ_{Kh}	Coeficiente de corrección de la temperatura para hidrólisis
$\theta_{min PO}$	Coeficiente de corrección de la temperatura para la mineralización del PO
θ_r	Coeficiente de corrección de la temperatura para la muerte de X_p
θ_{resp}	Coeficiente de corrección de la temperatura para la respiración de X_p
$\theta_{up plant}$	Coeficiente de corrección de la temperatura para la toma por las plantas
$\theta_{\mu A}$	Coeficiente de corrección de la temperatura para el crecimiento de X_A
$\theta_{\mu H}$	Coeficiente de corrección de la temperatura para el crecimiento de X_H
μ_A	Velocidad máxima de crecimiento de X_A
μ_H	Velocidad máxima de crecimiento de X_H

Índice de figuras

Figura 1.1. Principales mecanismos responsables de los estados alternativos en los lagos y lagunas someros (adaptado de Scheffer et al. (1993). (SS.AA.: sustancias alelopáticas).	5
Figura 1.2. Concentración de fósforo en los lagos de distintas zonas de Europa. Norte: Finlandia, Islandia, Noruega, Suecia; Oeste: Austria, Dinamarca, Francia, Alemania, Irlanda, Holanda, España, Reino Unido; Países candidatos a la adhesión: Estonia, FYR Macedonia, Letonia, Lituania, Hungría, Polonia, Eslovenia. (Adaptado de EEA, 2003).	6
Figura 1.3. Imagen de las aguas eutróficas del lago de l'Albufera (Tomada de Maryaben en Flickr). ...	6
Figura 1.4. Estimación de las entradas totales al lago de l'Albufera (Adaptado de Mondría (2011).	7
Figura 1.5. Evolución temporal de la concentración media anual de clorofila <i>a</i> en el periodo 1981-2011 en el lago de l'Albufera de València (Fuente: Generalitat Valenciana).	8
Figura 1.6. Izquierda: detalle de las estacas ubicadas en la zona sur del lago de l'Albufera delimitando la zona protegida para la recuperación de la vegetación sumergida. Derecha: matas de vegetación sumergida en el lago (fuente: Generalitat Valenciana).	10
Figura 3.1 Detalle de la patente de Cleophas Monjeau para un sistema de HHAA. (Tomada de Monjeau (1901)).....	15
Figura 3.2. Esquematación de (a) un HAFS, (b) un HAFSSH y (c) un HAFSSV (Fuente: Pedescoll (2010)).	16
Figura 3.3. Diagrama conceptual de las tipologías de modelos y las discretizaciones temporales y espaciales. (Adaptado de Min et al. (2011)).	25
Figura 3.4. Representación de las cinéticas de Monod y de inhibición.	28
Figura 3.5. Representación esquemática del modelo de Rousseau (2005). (Tomado de Rousseau (2005)).	33
Figura 3.6. Esquematación de los procesos modelados en HUMEDAL (tomado de Belda (2015)). ...	36
Figura 4.1. Ubicación del <i>Tancat de la Pipa</i> respecto al lago de l'Albufera.	54
Figura 4.2. Imágenes aéreas de la parcela donde se ubica el <i>Tancat de la Pipa</i> . Izquierda: antiguo campo de arroz antes de la restauración ambiental (01/10/2006), derecha: Área de Reserva tras la restauración ambiental (28/04/2010). Fuente: 39°21'50.59"N y 0°20'46.27"O. Google Earth. 14/03/2016.....	55
Figura 4.3. Esquema del funcionamiento hidráulico de un <i>tancat</i>	56
Figura 4.4. Esquema general del <i>Tancat de la Pipa</i>	57
Figura 4.5. Detalles de (a) el vertedero triangular de entrada al <i>Tancat de la Pipa</i> desde el punto P0b y (b) las compuertas intermedias con el tablón de madera que regula el paso del agua.	59
Figura 4.6. Esquema de las conexiones hidráulicas en el subconjunto FG.	59
Figura 4.7. Esquematación de los puntos de muestreo de agua.	61
Figura 4.8. Imágenes de (a) un muestreo de agua en el punto P0a y (b) un análisis en el laboratorio.	62
Figura 4.9. Imagen del captador atmosférico, ubicado en las proximidades del canal de salida.	64
Figura 4.10. Diagrama de un vertedero triangular.....	65
Figura 4.11. Cronología de la monitorización del caudal circulante en FG1 y FG2. En el eje de ordenadas se representan las compuertas monitorizadas.	66
Figura 4.12. (a) Minimolinete SEBA F1 con las hélices taradas y (b) minimolinete en funcionamiento midiendo la velocidad de flujo en el punto 3T1.....	67
Figura 4.13. Imagen aérea del <i>Tancat de la Pipa</i> , tomada en octubre de 2010.	68

Figura 4.14. Ubicación de la estación meteorológica del IVIA en Picassent. Fuente: 39°22'15.62"N y 0°29'45.15"O. Google Earth. 25/03/2016.	69
Figura 4.15. Curva del coeficiente de cultivo (K_c) para FG1 y FG2.	70
Figura 4.16. Imagen ráster del sistema FG1 obtenida con QGIS (el sombreado de color gris representa las paredes verticales del sistema y el sombreado negro el área del HAFS FG1).	72
Figura 4.17. Esquematación de los parámetros utilizados para calcular el caudal circulante por cada compuerta.	73
Figura 4.18. Cuadro de diálogo en el que se define el hidrograma de entrada por la compuerta 0a. .	73
Figura 4.19. Cuadro de diálogo en el que se define la curva de gasto de la compuerta 1a.....	74
Figura 4.20. Cuadro de diálogo para la edición de los parámetros numéricos.....	76
Figura 4.21. Cuadro de diálogo de AQUASIM en el que se definen las variables, los procesos, los compartimentos y los enlaces de FG1.	77
Figura 4.22. Ejemplo de definición de una variable de tipo lista real, en este caso, el oxígeno disuelto en FG1.	78
Figura 4.23. Cuadro de diálogo para la edición de un proceso dinámico, en este caso el crecimiento aerobio de los microorganismos heterótrofos.....	78
Figura 4.24. Cuadro de diálogo en el que se especifican las características de los compartimentos RCTA.	79
Figura 4.25. Esquematación de los compartimentos y los caudales modelados en AQUASIM para los HAFS FG1 o FG2.....	79
Figura 4.26. Cuadro de diálogo en el que se caracteriza el enlace de los compartimentos en la modelación del HAFS FG1.	81
Figura 4.27. Cuadro de diálogo donde se observa la definición de las etapas de cálculo en AQUASIM.	82
Figura 5.1. Evolución temporal de los caudales diarios de entrada registrados en los puntos P0a y P0b.....	88
Figura 5.2. Ratio entre los caudales procedentes de los puntos P0a y P0b en las compuertas de entrada al subsector FG (Adaptado de Martín et al. (2011)).	88
Figura 5.3. Caudales circulantes a través de las compuertas 0a, 0b, 0c y 0d.....	89
Figura 5.4. Distribución del caudal tratado en FG1 a través de las compuertas de entrada 0a, 0b, 0c y 0d.....	89
Figura 5.5. Serie temporal de los caudales de entrada a través las compuertas 0a, 0b, 0c y 0d.....	90
Figura 5.6. Caudales medidos en las compuertas 1a, 1b, 1c y 1d.	90
Figura 5.7. Distribución del caudal tratado en FG2 a través de las compuertas 1a, 1b, 1c y 1d.	91
Figura 5.8. Evolución temporal de los calados de la columna de agua en FG1 y FG2.....	92
Figura 5.9. Distribución temporal de la concentración de trazador en las cuatro compuertas de salida del HAFS, evaluada para el caudal medio (58 L s^{-1}).....	93
Figura 5.10. Distribución temporal de la concentración de trazador en las cuatro compuertas de salida del HAFS, evaluada para el caudal máximo (108 L s^{-1}).....	94
Figura 5.11. Distribución temporal de la concentración de trazador en las cuatro compuertas de salida del HAFS, evaluada para el caudal mínimo (6 L s^{-1}).....	94
Figura 5.12. Distribución temporal de la concentración media de trazador en la salida de FG1: (a) velocidad media, (b) velocidad máxima y (c) velocidad mínima.....	95
Figura 5.13. Frecuencia de los caudales de entrada a FG1 durante el periodo de estudio.	96

Figura 5.14. Distribución espacial de la concentración del trazador en el HAFS FG1 en diferentes momentos de la simulación realizada con el caudal medio.....	97
Figura 5.15. Distribución espacial de la concentración del trazador en el HAFS FG1 en diferentes momentos de la simulación realizada con el caudal máximo.....	98
Figura 5.16. Distribución espacial de la concentración del trazador en el HAFS FG1 en diferentes momentos de la simulación realizada con el caudal mínimo.	98
Figura 6.1. Marcas en los sedimentos de la laguna de reserva producidas por la resuspensión ejercida por los flamencos. Fuente: <i>Tancat de la Pipa</i>	107
Figura 6.2. Imágenes de los peces (<i>Cyprinus carpio</i>) extraídos de la laguna de reserva durante su secado en abril de 2014. Fuente: <i>Tancat de la Pipa</i>	109
Figura 6.3. Valores de las funciones de saturación lumínica y fotoinhibición para distintos valores de la intensidad lumínica incidente.....	114
Figura 6.4. Modificación de la limitación lumínica (G_L) según la CV, para distintos valores de limitación lumínica inicialmente calculados a partir de la ecuación de Di Toro (G_{L0}).....	116
Figura 6.5. Esquematización del fraccionamiento del fósforo total simulado por el modelo.	119
Figura 6.6. Diagrama esquematizado del ciclo del fósforo incluido en el modelo desarrollado.	121
Figura 6.7. Diagrama simplificado de la modelación de los SST.	122
Figura 6.8. Correlación lineal entre el carbono y la clorofila a en el punto P0a.	127
Figura 6.9. Distribución de la biomasa entre los diferentes grupos de fitoplancton observados en los puntos (a) P0a y (b) P2, entre septiembre de 2011 y septiembre de 2012 (media \pm desviación estándar, $n=11$); Chrys.: Chrysophyceae; Dino.: Dinophyceae; Xant.: Xantophyceae. (Adaptado de Calero et al. (2015))......	128
Figura 6.10. Fraccionamiento del fósforo en los puntos (a) P0a, (b) P1, y (c) P2.	130
Figura 6.11. Comparación entre los valores de conductividad observados y simulados en AQUASIM. (NSE= coeficiente de eficiencia Nash-Sutcliffe).....	132
Figura 6.12. Evolución de los TRH_n calculados en AQUASIM para los HAFS FG1 y FG2. Las barras grises verticales indican los periodos de secado.....	132
Figura 6.13. Correlación entra la velocidad máxima del viento y la concentración de SST. Los círculos representan las concentraciones en el efluente de FG1 y los rombos en el efluente de F4.	135
Figura 6.14. Frecuencia en la dirección del viento medido en la estación meteorológica de Picassent. Entre paréntesis se indican las velocidades media y máxima ($m s^{-1}$) en cada dirección.	135
Figura 6.15. Evolución de la resuspensión por acción de la avifauna KaviNi · RFiA a lo largo del periodo de estudio en los HAFS FG1 y FG2.	136
Figura 6.16. Evolución temporal de las concentraciones observadas y simuladas de SST y fitoplancton en FG1 (calibración) y FG2 (validación). Los triángulos representan las concentraciones de entrada, los círculos las concentraciones observadas de salida y la línea las concentraciones simuladas de salida. Las barras grises indican los periodos de secado de los HAFS.	138
Figura 6.17. Evolución temporal de las concentraciones observadas y simuladas de PID, PIP, PO y PT en FG1 (calibración) y FG2 (validación). Los triángulos representan las concentraciones de entrada, los círculos las concentraciones observadas de salida y la línea las concentraciones simuladas de salida. Las barras grises indican los periodos de secado de los HAFS.	140
Figura 6.18. Comparación entre los box-plot de las concentraciones de SST y fitoplancton observadas y las concentraciones simuladas medias, máximas y mínimas para cada mes, en FG1 y en FG2.	142
Figura 6.19. Comparación entre los box-plot de las concentraciones de PID y PT observadas y las concentraciones simuladas medias, máximas y mínimas para cada mes, en FG1 y en FG2.	143

Figura 6.20. Evolución temporal de (a) la limitación lumínica en el crecimiento del fitoplancton y (b) la cobertura vegetal en los HAFS FG1 y FG2.	144
Figura 6.21. Masas de SST y fitoplancton eliminadas acumuladas en FG1 y en FG2. Los puntos representan las masas observadas y la línea la masa simulada.....	145
Figura 6.22. Masas de PID y PT eliminadas acumuladas en FG1 y en FG2. Los puntos representan las masas observadas y la línea la masa simulada.....	146
Figura 6.23. Balance de los sólidos totales en suspensión (kg dw) en FG1 y FG2 entre abril de 2009 y abril de 2012.....	148
Figura 6.24. Masa de SST eliminada acumulada observada (puntos), simulada por el modelo desarrollado (línea continua), simulada sin incluir el efecto de la CV (línea punteada larga) y sin incluir el efecto de la resuspensión (línea punteada corta) en (a) FG1 y (b) FG2.	149
Figura 6.25. Balance del fósforo total (kg P) en (a) FG1 y (b) FG2 entre abril de 2009 y abril de 2012.	150
Figura 6.26. Balance de la biomasa fitoplanctónica (kg Cl <i>a</i>) en (a) FG1 y (b) FG2 entre abril de 2009 y abril de 2012.....	150
Figura 6.27. Aportes de fósforo (g P d ⁻¹) introducidos a (a) el HAFS FG1 y (b) el HAFS FG2 por el caudal influente y por las excreciones de <i>Anas platyrhynchos</i>	151
Figura 7.1 Principales procesos implicados en el ciclo del nitrógeno en HAFS (Adaptado de Saeed & Sun (2012)).	155
Figura 7.2. Evolución diaria del pH en (a) el punto P0a y (b) el punto P1 del <i>Tanque de la Pipa</i> (Franja horaria GMT+1). Datos monitorizados cada 15 minutos.	158
Figura 7.3. Proporciones de las distintas formas del nitrógeno respecto al NT medido en los puntos P0a, P1 y P2.	161
Figura 7.4. Representación esquemática del diseño hidráulico utilizado para representar el HAFS. (ae: tanque aeróbico, ana: tanque anaeróbico, Split: reparto, comb: combinación) (Tomado de García et al. (2007)).	164
Figura 7.5. Esquemización de los componentes y procesos implicados en la modelación del nitrógeno.....	167
Figura 7.6. Esquemización de los componentes y procesos implicados en la modelación de la materia orgánica.	168
Figura 7.7. Esquemización de los componentes y procesos implicados en la modelación del fósforo.	168
Figura 7.8. Esquemización de la fragmentación de la materia orgánica establecida en el punto P0a el 12/02/2010.....	170
Figura 7.9. Fraccionamiento de la materia orgánica en los puntos (a) P0a, (b) P1 y (c) P2.	171
Figura 7.10. (a) Concentraciones diurnas medias mensuales de OD monitorizadas en P1 y P2. (b) Evolución temporal del OD a lo largo de 24 horas en cada estación del año, en el punto P1. (c) Detalle de la interpolación de los valores diurnos y nocturnos de OD entre dos días de monitorización.	175
Figura 7.11. Evolución temporal de X_{ml} y X_{md} (g DQO m ⁻²) en (a) FG1 y (b) FG2.	176
Figura 7.12. Concentraciones de X_A y X_H obtenidas en el primer paso de calibración de FG1. Las barras grises verticales indican los periodos de secado del sistema.	178
Figura 7.13. Valores de las funciones Monod para el crecimiento de X_A en el HAFS FG1. Las barras grises verticales indican los periodos de secado del sistema.	178
Figura 7.14. Esquema de la recirculación de X_A y X_H en el sistema FG1.....	179

Figura 7.15. Evolución temporal de las concentraciones de X_A y X_H en FG1 considerando una recirculación del 99% de los microorganismos. Las barras grises verticales indican los periodos de secado del sistema.	180
Figura 7.16. Valores de las funciones Monod para (a) el amonio y el nitrato y (b) la materia orgánica y el fósforo en el crecimiento de X_H , en FG1.....	183
Figura 7.17. Valores de las funciones Monod para (a) el amonio y el nitrato y (b) la materia orgánica y el fósforo en el crecimiento de X_H , en FG2.....	183
Figura 7.18. Simulación de (a) la concentración de nitratos en FG1 con la limitación inicial de S_s y asumiendo un valor de 1 para su función Monod y (b) masa de nitratos eliminada con y sin la limitación de S_s	184
Figura 7.19. Valores de las funciones de Monod de saturación/inhibición del OD en el crecimiento de X_H en (a) FG1 y (c) FG2. (b) Detalle de los valores de dicha función entre 13/09/10 y 02/11/10 en FG1.	185
Figura 7.20. Valores de las funciones Monod para el amonio y el fósforo en el crecimiento de X_A en (a) FG1 y (b) FG2.....	186
Figura 7.21. Valores de la función Monod para la alcalinidad en los puntos P0a, P1 y P2.	187
Figura 7.22. Limitación del crecimiento de X_p por el fósforo y por el NID en (a) FG1 y (b) FG2.	187
Figura 7.23. Valores del factor de preferencia FP_{NH_4} en el crecimiento de X_p	188
Figura 7.24. Valores de las funciones Monod para (a) el amonio y el fósforo en la toma de amonio por X_{ml} , y (b) el nitrato y la inhibición por amonio en la toma de nitrato por X_{ml} , en FG1.	188
Figura 7.25. Valores de las funciones Monod para (a) el amonio y el fósforo en la toma de amonio por X_{ml} , y (b) el nitrato y la inhibición por amonio en la toma de nitrato por X_{ml} , en FG2.....	189
Figura 7.26. Evolución temporal de las concentraciones observadas y simuladas de las formas de nitrógeno en FG1 (calibración) y FG2 (validación). Los triángulos representan las concentraciones de entrada, los círculos las concentraciones observadas de salida y la línea las concentraciones simuladas de salida. Las barras grises indican los periodos de secado de los HHAA.....	190
Figura 7.27. Evolución temporal de las concentraciones observadas y simuladas de DQO_T y DQO_S en FG1 (calibración) y FG2 (validación). Los triángulos representan las concentraciones de entrada, los círculos las concentraciones observadas de salida y la línea las concentraciones simuladas de salida. Las barras grises indican los periodos de secado de los HHAA.	191
Figura 7.28. Comparación entre los box-plot de las concentraciones de amonio observadas y las concentraciones simuladas medias, máximas y mínimas para cada mes, en FG1 y en FG2.	192
Figura 7.29. Comparación entre los box-plot de las concentraciones de nitrato observadas y las concentraciones simuladas medias, máximas y mínimas para cada mes, en FG1 y en FG2.	193
Figura 7.30. Masa de amonio eliminada acumulada en FG1 y en FG2. Los puntos representan las masas observadas y la línea la masa simulada.....	194
Figura 7.31. Masa de nitrato eliminada acumulada en FG1 y en FG2. Los puntos representan las masas observadas y la línea la masa simulada.....	194
Figura 7.32. Masa de DQO_T y DQO_S eliminada acumulada en FG1 y en FG2. Los puntos representan las masas observadas y la línea la masa simulada.....	195
Figura 7.33. Balance de los mecanismos de eliminación de amonio en (a) FG1 y (b) FG2.	196
Figura 7.34. Balance de los procesos implicados en el reciclaje interno de amonio en FG1 y FG2....	197
Figura 7.35. Balance de los mecanismos de eliminación de nitrato en FG1 y FG2.	197
Figura 7.36. Aportes de nitrógeno ($g N d^{-1}$) introducidos a (a) el HAFS FG1 y (b) el HAFS FG2 por el caudal influente y por las excreciones de <i>Anas platyrhynchos</i>	199

Figura 8.1. Fósforo eliminado acumulado simulado mediante el modelo M1 y el modelo M2, en (a) FG1 y (b) FG2.	203
Figura 8.2. Balance del fósforo total (kg P) en (a) FG1 y (b) FG2 entre abril de 2009 y abril de 2012 tras aplicar el modelo M2.....	204
Figura 9.1. Representación de las medidas de sensibilidad de la distribución de los efectos elementales escalados. Las líneas corresponden a $\mu_i = \pm 2SEM_i$	209
Figura 10.1. Evolución temporal de la biomasa y de la cobertura vegetal simulada en la estrategia B.	216
Figura 10.2. Evolución de los calados (H) en las situación 0 y en las estrategias A, B y C. Las barras verticales grises indican los periodos de secado del sistema.	217
Figura 10.3. Evolución de los tiempos de retención hidráulicos (TRH) en las situaciones 0 y C y en las situaciones A y B. Las barras verticales grises indican los periodos de secado del sistema.	217
Figura 10.4. Evolución temporal de los valores de la función de Monod para el amonio en las situaciones 0 y B.	219
Figura 10.5. Masa eliminada acumulada de las diferentes variables en las situaciones 0, A, B y C. ..	221
Figura 10.6. Masa eliminada acumulada de las diferentes variables en las situaciones 0, A, B y C. ..	224

Índice de tablas

Tabla 1.1. Clasificación trófica de las masas de agua (OECD, 1982).	3
Tabla 1.2. Principales actuaciones realizadas desde 1970 con el objetivo de mejorar la calidad de las aguas del lago de l'Albufera.	9
Tabla 3.1. Clasificación de los distintos tipos de humedales artificiales (Adaptado de Fonder & Headley (2010)).	17
Tabla 3.2. Experiencias de tratamiento de aguas eutrofizadas mediante humedales artificiales.	21
Tabla 3.3. Matriz estequiométrica y cinética en la que se representan los componentes, los procesos y las cinéticas incluidos en un modelo.	27
Tabla 3.4. Componentes del modelo CW2D.	29
Tabla 3.5. Componentes del modelo CWM1.	30
Tabla 3.6. Componentes del modelo Rousseau (2005).	32
Tabla 3.7. Descripción general de los principales modelos aplicados a HHAA (Modificado de Samsó et al. (2014)).	37
Tabla 3.8. Componentes del modelo QUAL2K.	41
Tabla 3.9. Componentes del modelo RWQM1.	43
Tabla 3.10. Caracterización de los componentes de modelación para una composición típica de agua residual urbana procedente de un tratamiento primario (Henze et al., 2000).	48
Tabla 3.11. Comparación de la caracterización de las aguas residuales urbanas y eutrofizadas tratadas mediante HHAA.	49
Tabla 4.1. Coordenadas UTM del <i>Tancat de la Pipa</i>	54
Tabla 4.2. Superficie ocupada por cada una de las unidades que conforman el <i>Tancat de la Pipa</i>	58
Tabla 4.3. Caracterización de los HAFS FG1 y FG2.	58
Tabla 4.4. Cronología de la evolución de las macrófitas emergentes en los sistemas FG1 y FG2.	60
Tabla 4.5. Cronología de los periodos de interrupción de la entrada de agua a cada sistema.	60
Tabla 4.6. Temporización de la toma de muestras de agua.	62
Tabla 4.7. Principales características de los procedimientos utilizados en el análisis de los parámetros físico-químicos en las muestras de agua.	63
Tabla 4.8. Principales características de los procedimientos realizados para analizar los parámetros físico-químicos en las muestras de sedimento.	64
Tabla 4.9. Principales características de los parámetros meteorológicos registrados en la estación de IVIA en Picassent.	69
Tabla 4.10. Equivalencia entre la escala de tiempo utilizada en las simulaciones y las fechas de muestreo.	81
Tabla 4.11. Etapas de cálculo en las que se ha dividido el periodo de estudio en cada uno de los HAFS.	82
Tabla 4.12. Bondad del ajuste según el valor NSE obtenido (Motovilov et al., 1999).	83
Tabla 5.1. Tiempo de llegada de diferentes fracciones de la concentración de entrada (C/C_0) para los caudales medio (t_{med}), máximo (t_{max}) y mínimo de entrada (t_{min}).	95
Tabla 6.1 Descripción de los componentes incluidos en el modelo mecanicista M1.	101
Tabla 6.2. Coeficiente de resuspensión (RF_i) asignado a cada grupo de aves.	108
Tabla 6.3. Efectos de la vegetación en los humedales artificiales de flujo superficial (adaptado de Brix (1994)).	110

Tabla 6.4. Matriz estequiométrica y cinética del modelo M1.....	123
Tabla 6.5. Composición química de la biomasa fitoplanctónica y abundancia másica relativa de los principales componentes (Stumm & Morgan, 1981).....	125
Tabla 6.6. Contenido de clorofila en el fitoplancton.....	127
Tabla 6.7. Porcentaje de la clorofila <i>a</i> respecto al peso seco en algunos grupos taxonómicos. (Adaptado de Reynolds (2006)).....	128
Tabla 6.8. Concentraciones iniciales de los componentes para la modelación de los sólidos en suspensión, el fitoplancton y el fósforo en los HAFS FG1 y FG2.	130
Tabla 6.9. Concentración y carga de entrada de los distintos componentes en la corriente de deposición atmosférica.	131
Tabla 6.10. Parámetros cinéticos del modelo de SST, fósforo y fitoplancton (M1).	134
Tabla 6.11. Concentraciones medias y RMSE obtenidos en los procesos de calibración y validación.	141
Tabla 6.12. Lista de procesos y contribución de cada uno de ellos a los balances de SST, PT y X_p , en FG1 y FG2.	148
Tabla 7.1. Nombre de los componentes utilizados para modelar el nitrógeno y la materia orgánica, descripción y unidades.....	160
Tabla 7.2. Matriz estequiométrica del modelo de sólidos en suspensión, fitoplancton, fósforo, nitrógeno y materia orgánica (M2). En fondo gris se destacan los procesos introducidos en este capítulo para la modelación del nitrógeno y de la materia orgánica.....	165
Tabla 7.3. Cinéticas de los procesos del modelo de sólidos en suspensión, fitoplancton, fósforo, nitrógeno y materia orgánica (M2).	166
Tabla 7.4. Coeficientes estequiométricos del modelo completo (M2).	167
Tabla 7.5. Contenidos de nitrógeno y fósforo en las fracciones de la materia orgánica.	172
Tabla 7.6. Concentraciones iniciales de los componentes en los HAFS FG1 y FG2, para el modelo M2.	173
Tabla 7.7. Concentración y carga de entrada de los distintos componentes en la corriente de deposición atmosférica.	174
Tabla 7.8. Parámetros cinéticos del modelo de nitrógeno, materia orgánica, sólidos en suspensión, fitoplancton y fósforo.....	181
Tabla 7.9. Parámetros de composición del modelo M2.....	182
Tabla 7.10. Concentraciones medias y RMSE obtenidos en los procesos de calibración y validación.	191
Tabla 7.11. Tasas de consumo y generación de amonio ($\text{mg N m}^{-2} \text{d}^{-1}$) calculadas para cada proceso.	198
Tabla 8.1. Concentraciones medias observadas y simuladas y RMSE obtenidos en las simulaciones de FG1 y FG2 mediante los modelos M1 y M2.	202
Tabla 8.2. Tasas de eliminación y aporte de PT ($\text{mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$) calculadas para cada proceso.....	205
Tabla 9.1. Valores de los parámetros estudiados en el análisis de sensibilidad.....	208
Tabla 9.2. Parámetros incluidos en el análisis de sensibilidad de modelo M2.	210
Tabla 9.3. Valores de sensibilidad relativa para cada componente y cada parámetro. Incrementos del -10% sobre el valor de calibración de cada parámetro.....	213
Tabla 9.4. Valores de sensibilidad relativa para cada componente y cada parámetro. Incrementos del +10% sobre el valor de calibración de cada parámetro.....	213

Tabla 10.1. Concentraciones medias obtenidas en cada situación simulada del escenario 1. Entre paréntesis se indica el porcentaje de reducción de la concentración media simulada en el efluente respecto a la concentración media del influente.....	218
Tabla 10.2. Concentraciones medias de las distintas variables obtenidas para cada situación simulada del escenario 2. Entre paréntesis se indica el porcentaje de reducción de la concentración media simulada en el efluente respecto a la concentración media del influente.	222

En este capítulo introductorio se presenta el ámbito de estudio en el que se enmarca esta Tesis Doctoral. En primer lugar se realiza una descripción de la problemática relacionada con el agua a nivel global y posteriormente se focaliza en la eutrofización de las masas de agua, donde los humedales artificiales son una tecnología efectiva para revertir este problema.

1.1. Problemática global del agua

El agua es un componente esencial para la vida, insustituible y que constituye entre el 70 y el 90% de las células vivas. Sus propiedades físicas y químicas hacen que el agua sea una materia básica en muchos procesos antrópicos cotidianos, tales como las actividades domésticas, industriales, agrícolas, energéticas, etc. y como consecuencia se produce un elevado consumo de este recurso.

Al igual que el resto de materiales, el agua es un recurso finito en la Tierra. Se calcula que las masas de agua dulce, que son las que mayoritariamente se utilizan para satisfacer las demandas anteriormente indicadas, se corresponden con el 3% de la superficie terrestre ocupada por agua. Con lo cual, se cifra en 48 millones de kilómetros cúbicos el volumen de agua dulce existente en el planeta, el 69% de los cuales está contenido en glaciares y casquetes polares y el 30% en las aguas subterráneas (Shiklomanov, 1993). Así mismo, los ríos y lagos (que constituyen menos del 1% del volumen de agua dulce) no se distribuyen de manera uniforme sobre la superficie terrestre, sino que muchas de estas masas de agua están rodeadas de densos asentamientos de población y de terrenos agrícolas (Kahn & Ansari, 2005).

El uso antrópico del agua implica, en la mayoría de las ocasiones, una disminución de su calidad, ya sea por un aumento en el contenido de compuestos químicos (tales como nutrientes, metales pesados o compuestos orgánicos) o por cambios en sus propiedades físicas (temperatura, color, etc.).

El vertido de estas aguas residuales al medio natural puede empeorar el estado ecológico de las masas de agua receptoras, reduciendo su utilidad para usos posteriores y empeorando el ecosistema y la comunidad biológica allí establecidos.

Por lo tanto, el mantenimiento del buen estado ecológico de las masas de agua naturales se focaliza en dos puntos principales: (1) el tratamiento de las aguas residuales previo a su vertido al medio natural, y (2) la recuperación de la calidad de las aguas naturales ya degradadas.

La recuperación de la calidad de las aguas naturales degradadas es un aspecto destacado en la legislación europea y se sitúa como uno de los objetivos principales en la Directiva europea que establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, es decir, la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo. El objetivo último de este texto legislativo, conocido como la Directiva Marco del Agua, es alcanzar un «buen estado» ecológico y químico de todas las aguas comunitarias para el año 2015. Se entiende por buen estado ecológico aquel que presentan las masas de agua inalteradas o con alteraciones de escasa importancia. Sin embargo, y a pesar de todos los esfuerzos realizados en esta dirección, previamente a la fecha límite marcada ya se observó la baja probabilidad de alcanzar dicho propósito en la mayoría de las masas de agua (Phillips, 2014).

No obstante, han sido muchas las acciones emprendidas en este sentido que han permitido mejorar la calidad de dichas masas de agua (EEA, 2015). Una de estas medidas es la recuperación de la calidad de las masas de agua eutrofizadas mediante humedales artificiales, una tecnología considerada de bajo coste que permite mejorar la calidad de las aguas tratadas y proporcionar otros servicios ecosistémicos tales como el control de las inundaciones y el aumento del hábitat disponible y de la biodiversidad (Dunne et al., 2015).

1.2. Eutrofización: definición, causas y consecuencias

La eutrofización (del griego *eu*, “bien”, y *trophe*, “nutrición”) es el resultado de la suma de los efectos producidos por un crecimiento excesivo de fitoplancton que desestabiliza las productividades primaria y secundaria en una masa de agua, habitualmente producido por un aporte excesivo de nutrientes, aunque puede haber otras causas.

La eutrofización es considerada, junto con los contaminantes persistentes, uno de los dos problemas ambientales más importantes en los ecosistemas de agua dulce y marina de Europa (Skei et al., 2000). Se trata de un problema a escala planetaria que a finales del siglo XX afectaba a más de la mitad de los lagos y reservas de agua de Asia, del Pacífico y de Europa (UNEP, 1994). En España, el 80% de los lagos, el 70% de los reservorios y el 60% de los ríos se encontraban en estado eutrófico en los años 1990 (Cobelas & Olmo, 1992). Además, estudios recientes prevén un aumento de la eutrofización a escala global durante las dos próximas décadas, estabilizándose en las regiones de la OECD (*Organisation for Economic Co-operation and Development*), Rusia y Ucrania, y aumentando de forma destacable en países como China, Rusia, India, Indonesia, Sud África o Brasil (OECD, 2012).

Los términos eutrofia, mesotrofia y oligotrofia fueron introducidos por Weber (1907) para describir los diferentes estados de la flora en las turberas a lo largo del tiempo, ya que éstos iban cambiando con la acumulación de material. Años más tarde, Rodhe (1969) delimitó estos estados tróficos en

función de la productividad primaria de los sistemas: oligotrófico para productividades de 7-25 gC m⁻² año⁻¹, eutrófico natural para productividades entre 75 y 250 g C m⁻² año⁻¹ y eutrófico contaminado para 350 y 700 g C m⁻² año⁻¹. Dada la complejidad que supone la cuantificación de dicha productividad, la OECD (1982) redefinió dicha clasificación basándose en variables más fáciles de medir como la concentración del nutriente limitante (habitualmente el fósforo), la concentración del pigmento clorofila *a* y la profundidad del disco de Secchi (Tabla 1.1). Además de las variables incluidas en esta clasificación, es posible utilizar otros indicadores biológicos (tales como especies fitoplanctónicas, biodiversidad de macroinvertebrados, etc.) para definir mejor el estado trófico de una masa de agua.

Tabla 1.1. Clasificación trófica de las masas de agua (OECD, 1982).

Estado trófico	Clorofila <i>a</i> media (µg L ⁻¹)	Clorofila <i>a</i> máxima (µg L ⁻¹)	Transparencia media de Secchi (m)	Fósforo total (mg P L ⁻¹)
Ultraoligotrófico	< 1	< 2.5	> 12.0	-
Oligotrófico	< 2.5	< 8.0	6.0 – 12.0	< 0.015
Mesotrófico	2.5 – 8.0	8.0 – 25.0	3.0 – 6.0	0.015–0.025
Eutrófico	8.0 – 25.0	25.0 – 75.0	1.5 – 3.0	0.025–0.100
Hipereutrófico	> 25.0	> 75.0	< 1.5	> 0.100

La eutrofización de las masas de agua es un proceso natural que puede tardar miles de años en producirse pero que puede ser acelerado debido a la contaminación de origen antrópico, lo cual se conoce como eutrofización *cultural* (Kahn et al., 2005). El origen de esta contaminación puede ser focalizado o difuso, siendo el control de este último el más problemático debido a la dificultad de gestionar fuentes de contaminación tan dispersas como la escorrentía agrícola o urbana (Thornton et al., 1999). Tanto es así que la contaminación difusa sigue siendo una de las presiones más habituales sobre muchas masas de agua en Europa (EEA, 2012).

Los principales factores que afectan a la eutrofización de las masas de agua son (1) la concentración de nutrientes disponibles, (2) la temperatura del agua y (3) la intensidad luminosa (Reynolds, 1984). Cualquier cambio en alguno de ellos puede romper el equilibrio ecosistémico de la masa de agua y provocar un crecimiento excesivo del fitoplancton.

Los nutrientes principales suelen ser el nitrógeno y el fósforo, siendo este último el nutriente deficitario en la mayoría de las masas de agua, por lo que es el fósforo el que actúa como nutriente limitante. Por lo tanto, los aportes excesivos de fósforo suelen ser la causa principal de eutrofización.

Las principales consecuencias de la eutrofización son:

- Aumento de la biomasa de fitoplancton.
- Disminución de la transparencia del agua.
- Modificación de la composición de la comunidad fitoplanctónica. Ésta pasa a estar dominada por algas cianofíceas, dado que su mayor capacidad de flotación les permite situarse en la zona más superficial de la columna de agua donde la intensidad luminosa es óptima para su crecimiento.
- Proliferación de especies de algas tóxicas (por ejemplo, del género *Mycrocystis*).
- Reducción de la vegetación sumergida debida al aumento de la turbidez.

- Cambio en la productividad, la biomasa y la composición de especies de la vegetación macrófita.
- Disminución de la diversidad de especies.
- Descenso de la biomasa y de la diversidad de peces.
- Decaimiento del oxígeno disuelto en el agua, debido sobre todo a la respiración del fitoplancton ejercida durante las horas de ausencia de luz. Además, el fitoplancton muerto es descompuesto por acción de microorganismos aerobios y se producen importantes descensos de la concentración de oxígeno disuelto.
- Aumento de la incidencia de muerte de peces por las condiciones de anoxia alcanzadas.
- Problemas de sabor y olor del agua.
- Decrecimiento del valor de percepción estética de la masa de agua.
- Impactos económicos negativos, incluida la devaluación de la propiedad del bien y la reducción de los usos recreativos.

Además, desde el punto de vista hidromorfológico, la eutrofización acelera el proceso de sucesión de las masas de agua (Reutter, 1989), según el cual éstas evolucionan de marismas a fangales y finalmente a tierra seca.

Unos de los ecosistemas más vulnerables a la eutrofización son los lagos y lagunas someros porque en ellos la interacción entre la columna de agua y los sedimentos es mayor, con lo cual se produce un mayor aporte de nutrientes desde éstos últimos. El aspecto más importante para mantener estos sistemas someros lejos de una situación eutrófica es la abundancia de vegetación sumergida (Jeppesen et al., 1997), la cual es susceptible de desaparecer si la turbidez producida por el crecimiento desmesurado del fitoplancton reduce la profundidad de la zona fótica. Scheffer et al. (1993) identifican dos estados de equilibrio alternativos para estas masas de agua según la relación turbidez-vegetación sumergida: (1) dominancia de la biomasa algal y alta turbidez del agua, y (2) dominancia de la vegetación acuática y alta transparencia del agua. En el primero de estos estados alternativos, la existencia de una alta turbidez limita la luz disponible en la columna de agua y disminuye la vegetación sumergida. Por el contrario, la presencia de ésta vegetación sumergida disminuye la turbidez del agua mediante distintos mecanismos de difícil cuantificación: reduce la resuspensión del sedimento, aumenta las posibilidades de refugio para el zooplancton (el cual consume microalgas), disminuye la concentración de los nutrientes disponibles para el crecimiento del fitoplancton y produce sustancias alelopáticas que pueden ser tóxicas para las microalgas (Figura 1.1).

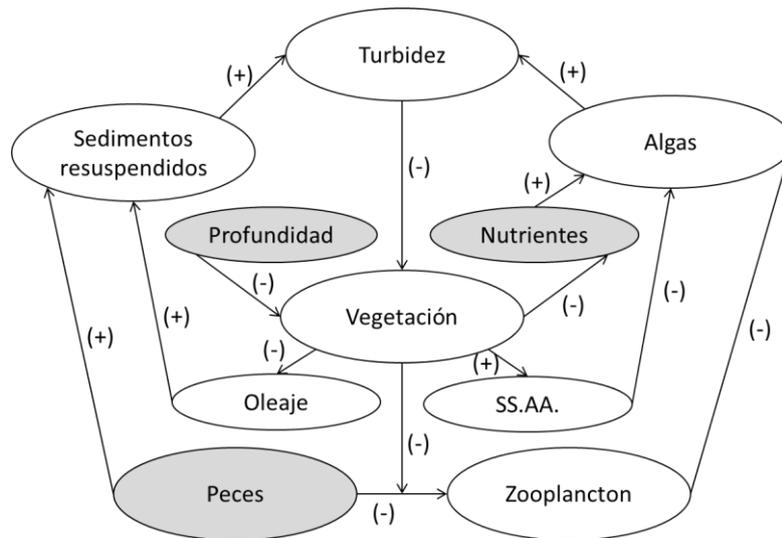


Figura 1.1. Principales mecanismos responsables de los estados alternativos en los lagos y lagunas someros (adaptado de Scheffer et al. (1993)). (SS.AA.: sustancias alelopáticas).

El paso de un estado dominado por la vegetación sumergida a uno eutrófico controlado por el fitoplancton puede ser gradual o brusco y al factor responsable de dicho cambio se le conoce como *forward switch*.

Así mismo, la alternancia de equilibrios posibilita el paso de un estado eutrófico a uno dominado por la vegetación sumergida y con una alta transparencia del agua. Esta reversión suele ser un proceso lento debido a la histéresis provocada por la resiliencia del sistema (Dokulil et al., 2010). Sirva como ejemplo la reversión del estado de eutrofización conseguida en el lago somero “Viejo Danubio”, en la ciudad de Viena (Dokulil et al., 2010).

Generalmente, las medidas de control para evitar o revertir el proceso de eutrofización pasan por reducir la entrada de los nutrientes esenciales, principalmente fósforo (An & Kim, 2003), y por favorecer el crecimiento de la vegetación macrófita, siendo la depuración de las aguas residuales vertidas al medio la medida más efectiva para reducir la carga influente de fósforo (Kahn et al., 2005). Dado que entre el 20 y el 30% de los fosfatos contenidos en las aguas residuales procede de los detergentes (Kahn et al., 2005), una importante medida de prevención en la que se está trabajando es la reducción de fósforo en la formulación de los mismos.

De hecho, las medidas tomadas para reducir la carga antrópica sobre las masas de agua propició que hacia finales de la década de los 80 se apuntara a una disminución de la eutrofización en muchos lagos de países industrializados (Sas, 1989). Durante los últimos 20 años ha aumentado la proporción de lagos europeos con bajas concentraciones de fósforo total ($< 0.025 \text{ mg P L}^{-1}$) y se ha reducido la proporción de lagos en los que la concentración de fósforo es alta ($> 0.050 \text{ mg P L}^{-1}$) (EEA, 2003) (Figura 1.2).

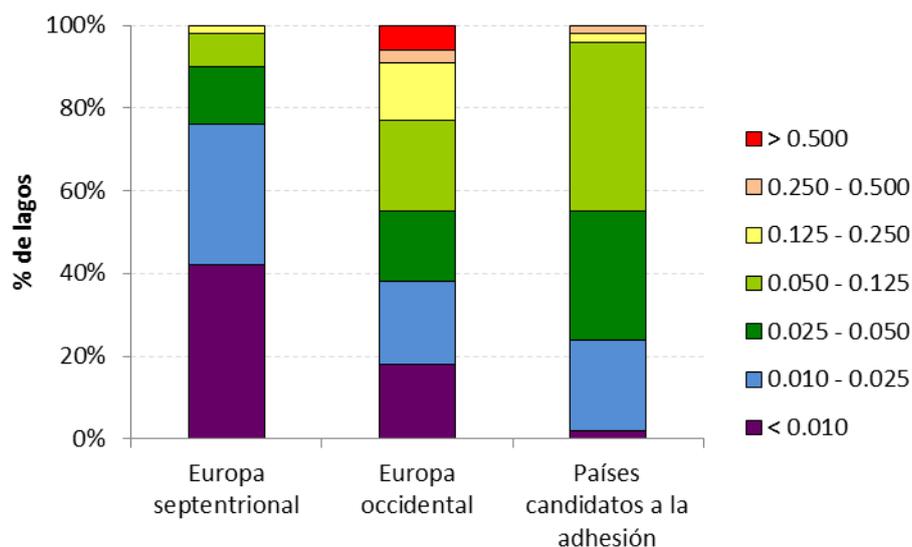


Figura 1.2. Concentración de fósforo en los lagos de distintas zonas de Europa. Norte: Finlandia, Islandia, Noruega, Suecia; Oeste: Austria, Dinamarca, Francia, Alemania, Irlanda, Holanda, España, Reino Unido; Países candidatos a la adhesión: Estonia, FYR Macedonia, Letonia, Lituania, Hungría, Polonia, Eslovenia. (Adaptado de EEA, 2003).

1.3. La eutrofización en l'Albufera de València

Un ejemplo de eutrofización de lago somero es del lago mediterráneo de l'Albufera de València (España). Este lago, que actualmente ocupa una extensión de 2433 ha y tiene una profundidad media de aproximadamente 1 m, inició a principios de los años 1970 un proceso de deterioro (Mondría, 2011) que, aunque se ha reducido, todavía no se ha revertido. En la Figura 1.3 se muestra una fotografía del aspecto actual del agua del lago.



Figura 1.3. Imagen de las aguas eutróficas del lago de l'Albufera (Tomada de Maryaben en Flickr).

Hasta esa época el lago presentaba un estado oligo-mesotrófico (Blanco, 1974) con el fondo cubierto de una densa pradería de plantas macrófitas (Carretero & Boira, 1989) y una biodiversidad muy elevada, fruto de su origen marino y su transición al estado dulceacuícola actual. Sin embargo, a partir de la década de 1960 el lago recibió gran cantidad de vertidos asociados al desarrollo industrial, agrícola y urbanístico de los municipios colindantes y a unos sistemas deficitarios de saneamiento y tratamiento (Mondría, 2011). A este incremento de los nutrientes recibidos se sumó el descenso de los aportes hídricos, tanto en calidad como en cantidad, el cual puede resumirse en los siguientes tres puntos:

- Reducción de los caudales influentes al lago, aumentando el tiempo de retención del agua y disminuyendo el número de renovaciones anuales. Según Mondría (2011), en los años 1970-1980 el caudal influente al lago superaba los $800 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$, mientras que durante la primera década del siglo XXI el caudal medio de entrada se ha reducido a unos $500 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$ (Figura 1.4). Se ha pasado de un promedio de 21 renovaciones anuales en la década de 1970 a 9 renovaciones anuales en la década del 2000. Estas renovaciones equivalen a un tiempo de retención hidráulico que se ha incrementado de 17 a 41 días.
- Disminución de los aportes de mayor calidad, procedentes principalmente de (1) los ríos Túria y Xúquer y (2) los *ullals* o surgencias de agua subterránea. La práctica desaparición actual de los *ullals* cabe atribuirle, a falta de estudios precisos, al aterramiento del lago con sedimentos limoso-arcillosos y a la progresiva compactación de éstos (Hernández-Crespo, 2013).
- Aumento de los aportes procedentes de los efluentes de las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR). Estos aportes, aunque cumplen con los límites establecidos de vertido a zonas sensibles (Directiva 271/91/CEE, Real Decreto Ley 11/1995, Real Decreto 509/1996), tienen unas concentraciones de nutrientes demasiado elevadas para favorecer la recuperación del lago. Además, a diferencia de los aportes naturales procedentes por ejemplo del río Xúquer, estos caudales aportan una comunidad biológica muy pobre o nula.

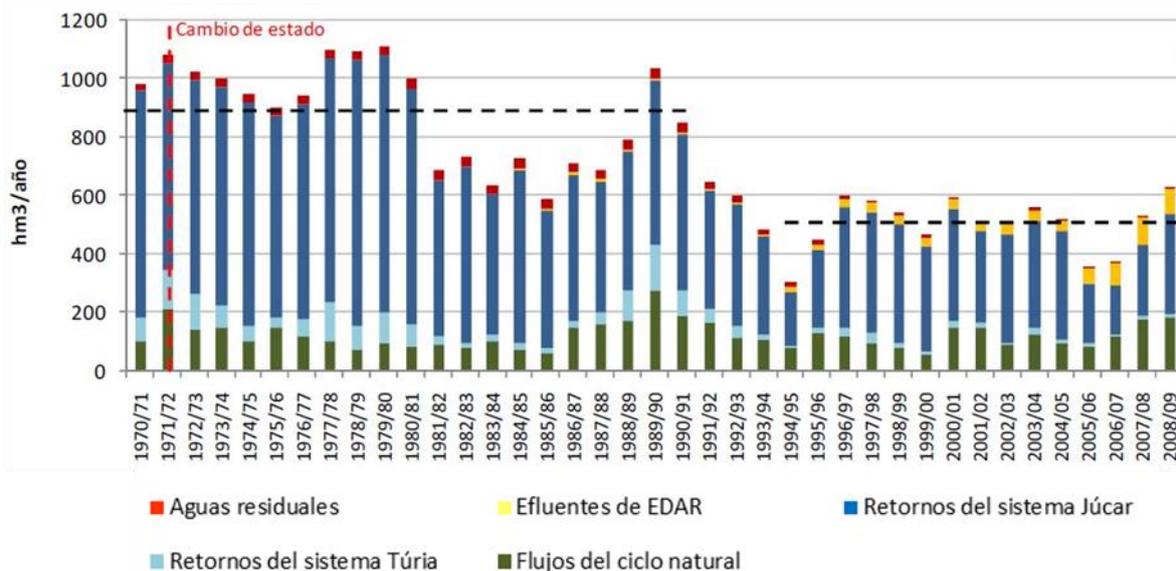


Figura 1.4. Estimación de las entradas totales al lago de l'Albufera (Adaptado de Mondría (2011)).

Con todo ello, la concentración del pigmento clorofila a aumentó desde valores muy bajos a principios de la década de los 70 (inferiores a $10 \mu\text{g L}^{-1}$, según indica Mondría (2011) al citar al informe del Instituto de Agroquímica y Tecnología de Alimentos (IATA, 1974)) a $800 \mu\text{g L}^{-1}$ en mayo de 1981 (Miracle et al. 1984). En la Figura 1.5 se muestra la evolución temporal de la concentración de clorofila a entre los años 1981/82 y 2010/11.

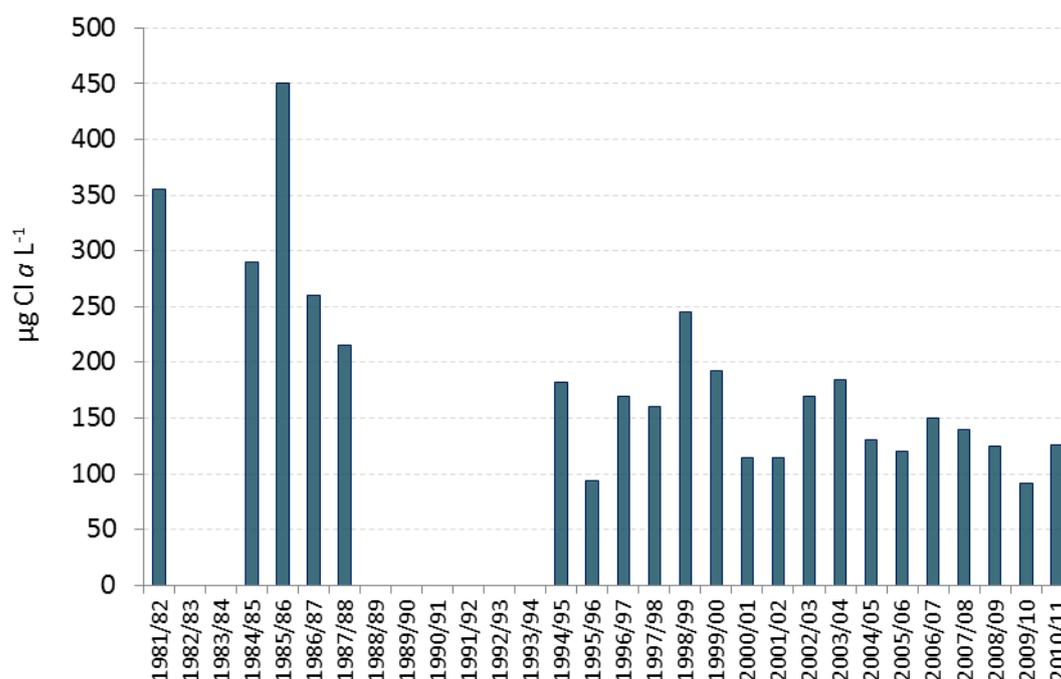


Figura 1.5. Evolución temporal de la concentración media anual de clorofila a en el periodo 1981-2011 en el lago de l'Albufera de València (Fuente: Generalitat Valenciana).

Las medidas tomadas desde la década de 1970 hasta la actualidad con el objetivo de mejorar la calidad de las aguas del lago han sido numerosas y diversas. En la Tabla 1.2 se ordenan cronológicamente las principales actuaciones realizadas para alcanzar dicho objetivo. Además de estas acciones, en los últimos años también se han realizado aportaciones de agua de buena calidad desde el río Xúquer.

Todas estas medidas han permitido reducir la concentración de clorofila a hasta valores medios próximos a $100 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 1.5). Aunque esta concentración se corresponde con un estado que sigue siendo hipereutrófico, recientemente se han observado otros signos de mejora, siendo uno de los más evidentes la aparición de una amplia extensión de vegetación sumergida en la zona sureste del lago durante el invierno y primavera de 2015-2016 (Figura 1.6). La aparición de esta vegetación, que se había llegado a considerar desaparecida del lago (Mondría, 2011), puede indicar el inicio del cambio hacia un estado de equilibrio ligado a la vegetación sumergida y a la transparencia del agua.

Tabla 1.2. Principales actuaciones realizadas desde 1970 con el objetivo de mejorar la calidad de las aguas del lago de l'Albufera.

Inicio	Actuación
1974	- Plan de infraestructura sanitaria de la zona costera de la Provincia de València. - Redacción de dos proyectos de descontaminación de l'Albufera (red de colectores y de EDAR).
1976	- Proyecto 06/76. Modifica el Plan anterior: un único colector y un emisario submarino, además de la posible construcción de una EDAR en una segunda fase del proyecto.
1981	- Inicio de la construcción del colector Oeste.
1982	- Declaración de l'Albufera como zona especialmente protegida del Mediterráneo. - Puesta en funcionamiento de la EDAR Pinedo I para el tratamiento de las aguas del casco urbano de València.
1984	- Construcción de un sifón que permite evacuar el efluente de la EDAR Pinedo I hacia los arrozales de la acequia del Oro, que introduce vertidos industriales y urbanos no depurados al sistema hídrico de l'Albufera.
1985	- Plan Director del Sistema de Abastecimiento y Saneamiento Integral de la comarca de L'Horta: ampliación del colector Oeste. - Proyecto de Construcción del segundo tramo del colector Oeste para la descontaminación de L'Albufera: permite extraer cargas contaminantes del sistema hídrico de l'Albufera.
1986	- Declaración del Parque Natural de l'Albufera.
1989	- Plan Director para el Saneamiento Integral de l'Albufera: reformas y construcción de nuevas EDAR.
1990	- Plan de Especial Protección de l'Albufera. - Inclusión de l'Albufera en la lista de Humedales de Importancia Internacional del Convenio RAMSAR.
1991	- Declaración de l'Albufera como Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) según la Directiva Aves (79/409/CEE).
1992	- Puesta en funcionamiento de la EDAR Pinedo II con un tratamiento primario y un emisario submarino.
1993	- I Plan Director de Saneamiento y Depuración de la Comunidad Valenciana: ejecución de las EDAR Albufera Sur, Algemesí-Albalat, Sueca y Alzira.
1994	- Construcción de la red de colectores generales de la mancomunidad de Quart-Benàger.
1995	- Construcción de las EDAR de El Palmar, El Perelló y El Mareny.
1997	- Plan Operativo de Medio Ambiente Local (POMAL): mejoras y ampliaciones en las redes de alcantarillado y colectores en el ámbito del colector Oeste (Horta Sud).
1998	- Plan de reutilización de aguas residuales depuradas del área metropolitana de València: reutilización agrícola de aguas depuradas en las EDAR de Pinedo, Quart-Benàger y Torrent.
1999	- Puesta en servicio de la EDAR Quart-Benàger.
2001	- Puesta en marcha de EDAR Algemesí – Albalat.
2004	- Puesta en servicio de la EDAR de Sueca. - Estudio para el Desarrollo Sostenible de l'Albufera. El principal objetivo es la recuperación de la calidad ecológica que tenía el sistema en los años 1960.
2005	- Ampliación de la EDAR de Pinedo, con la puesta en funcionamiento de un tratamiento terciario.
2006	- Inauguración de la EDAR de Paterna-Fuente del Jarro.
2007	- Puesta en marcha de EDAR Ribera Alta I.
2009	- Puesta en funcionamiento del humedal artificial <i>Tancat de la Pipa</i> para tratar parte de las aguas eutrofizadas del lago.
2010- 2014	- Construcción de tanques de tormenta para evitar el rebose de los colectores durante los episodios de lluvia torrenciales. - Restauración de la mata de la Manseguerota.
2011	- Puesta en marcha de los humedales artificiales <i>Tancat de Milia</i> y <i>Tancat de l'Illa</i> , los cuales tratan agua procedente del lago de l'Albufera y de l'Estany de la Plana, respectivamente. - Dragado de sedimentos en la zona del Carrerot de Sueca.



Figura 1.6. Izquierda: detalle de las estacas ubicadas en la zona sur del lago de l'Albufera delimitando la zona protegida para la recuperación de la vegetación sumergida. Derecha: matas de vegetación sumergida en el lago (fuente: Generalitat Valenciana).

Capítulo 2. Objetivos y estructura de la Tesis

El principal objetivo de esta Tesis Doctoral es el planteamiento y desarrollo de un modelo mecanicista biocinético que permita simular el tratamiento de aguas eutróficas en humedales artificiales de flujo superficial. Con ello se conseguirá aumentar el conocimiento sobre el funcionamiento de estos sistemas en condiciones reales de operación y facilitar el diseño y gestión de estas infraestructuras.

Para alcanzar este objetivo principal se han establecido los siguientes objetivos específicos:

- Simulación de las principales variables de calidad en el tratamiento de aguas eutróficas, es decir, los sólidos en suspensión, el fitoplancton, el fósforo total y sus formas, el nitrógeno total y las formas nitrogenadas y la materia orgánica.
- Modelación de los procesos más significativos que afectan a estas variables y particularmente aquellos que representan las interacciones entre la biota, el biotopo y la calidad de las aguas.
- Modelación de los procesos de resuspensión generados por distintos factores.
- Modelación del efecto de la vegetación emergente sobre los procesos de sedimentación, resuspensión, crecimiento del fitoplancton y toma de nutrientes.
- Modelación biocinética de los procesos microbiológicos que tienen lugar en este tipo de humedales artificiales.
- Calibración y validación del modelo desarrollado en un sistema a escala real.
- Estudio de la sensibilidad del modelo a los parámetros incluidos.
- Determinación de los procesos más significativos para la eliminación de determinados componentes en el tratamiento de aguas eutróficas en humedales artificiales de flujo superficial.

Para alcanzar el cumplimiento de los objetivos establecidos, la presente Tesis Doctoral se ha estructurado en 11 capítulos.

En el **Capítulo 3** se estudia el estado del arte en el ámbito de los humedales artificiales y de la modelación matemática de los mismos. En primer lugar se describen los principales tipos de humedales artificiales y sus distintas aplicaciones en el tratamiento de aguas. A continuación se analizan los modelos matemáticos disponibles para la simulación de la calidad de las aguas, focalizando el estudio en los modelos aplicados a la simulación de los humedales artificiales y de las masas de agua eutrofizadas.

En el **Capítulo 4** se describen los humedales artificiales de flujo superficial sobre los que se llevó a cabo la calibración y validación del modelo que se plantea y desarrolla en esta Tesis, así como la monitorización que en ellos se realizó para obtener las diferentes series de datos utilizadas. También se detalla el uso del software HEC-RAS v5.0, empleado para representar el funcionamiento hidráulico, y del software AQUASIM, utilizado para implementar el modelo mecanicista desarrollado.

El funcionamiento hidráulico de estos humedales artificiales se describe en el **Capítulo 5**.

El modelo mecanicista se ha planteado y desarrollado en dos etapas que se muestran en dos capítulos distintos. La modelación de los sólidos en suspensión y de las principales variables ligadas a ellos, es decir, el fitoplancton y el fósforo total (modelo M1), se desarrolla en el **Capítulo 6**, y en el **Capítulo 7** se incorporan al modelo anterior las formas nitrogenadas y la materia orgánica (modelo M2). Ambos capítulos constan de una parte introductoria en la que se describen las variables y procesos implicados en cada caso y a continuación se expone la formulación matemática desarrollada en la presente Tesis Doctoral para representarlos. Seguidamente se calibran y validan los modelos utilizando los datos recopilados en los sistemas monitorizados. Por último se determina la contribución de cada proceso en la eliminación de las variables estudiadas y se exponen las conclusiones obtenidas tras el trabajo realizado. En el capítulo 6 no se simula el efecto de la toma de nutrientes por la vegetación, sino que se introduce en el capítulo 7.

A continuación, en el **Capítulo 8** se comparan los resultados de la modelación del fósforo obtenidos en los capítulos 6 y 7, haciendo especial hincapié en el proceso de asimilación de fósforo por las macrófitas emergentes.

Posteriormente, en el **Capítulo 9** se realiza un análisis de sensibilidad del modelo desarrollado.

El **Capítulo 10** recoge dos ejemplos de posibles escenarios futuros sobre el funcionamiento de los humedales artificiales de flujo superficial. En ellos se utiliza el modelo desarrollado para determinar los efectos que diferentes estrategias de gestión y diseño pueden tener sobre el tratamiento de las aguas en este tipo de sistemas.

Por último, en el **Capítulo 11** se exponen las conclusiones obtenidas en la realización de este trabajo.

En este capítulo se realiza una revisión del estado del arte acerca de los humedales artificiales, describiendo las distintas tipologías existentes y sus principales aplicaciones. A continuación, se describen los principales modelos matemáticos disponibles para la simulación de la calidad de las aguas en estos sistemas, los cuales se aplican mayoritariamente al tratamiento de aguas residuales urbanas. Por lo tanto, seguidamente se muestran las diferencias más importantes en la caracterización de las aguas residuales urbanas y las aguas eutróficas. Por último, se numeran las principales directrices a seguir en el desarrollo de un modelo mecanicista aplicado al tratamiento de aguas eutróficas mediante humedales artificiales de flujo superficial.

3.1. Definición, tipología y aplicación de los humedales artificiales al tratamiento de diferentes tipos de aguas

Los humedales son, por definición, zonas húmedas. Brix (1994) hace uso de su terminología en inglés para definirlos como tales y dice textualmente: “wetlands are, as the word indicates, wet lands”. Se trata de zonas del terreno donde la capa freática se sitúa en la superficie o muy cerca de ésta al menos durante una época del año y se caracterizan por la presencia de vegetación y suelos con singularidades propias de haber sido desarrollados en respuesta a condiciones húmedas y saturadas (Mitsch & Gosselink, 2007; Kadlec & Wallace, 2009).

Según su génesis, los humedales pueden ser naturales o artificiales. Los humedales naturales son aquellos que se han originado sin influencias antropogénicas directas o indirectas (Fonder & Headley, 2010). Por el contrario, los humedales artificiales (HHAA) son sistemas ingenieriles, los cuales no existirían sin una intervención humana significativa, en los que se mimetizan las condiciones y/o

procesos que tienen lugar en los humedales naturales. Fonder & Headley (2010) diferencian entre dos tipos de HHAA: aquellos cuyo principal objetivo es el tratamiento de una corriente de agua y aquellos que persiguen una finalidad distinta (por ejemplo, la creación de hábitat, la restauración ambiental, la mitigación de impactos o la recreación).

El presente trabajo se centra en los humedales artificiales de tratamiento, los cuales son acotados por Fonder & Headley (2010) como aquellos sistemas diseñados antrópicamente para mejorar y optimizar ciertos procesos físicos o bioquímicos que ocurren en los ecosistemas de los humedales naturales con el objetivo principal de eliminar contaminantes de las aguas. En el citado estudio, Fonder y Headley les atribuyen las siguientes características comunes:

1. La presencia de plantas macrófitas.
2. La existencia de sustrato saturado o anegado, al menos durante una parte del tiempo.
3. La entrada de un caudal influente de agua contaminada con constituyentes a eliminar.

Conscientes de la variedad de expresiones léxicas utilizadas para designar a este tipo de sistemas (por ejemplo, humedales construidos, artificiales, ingenieriles, etc.), conviene puntualizar que en este trabajo se utilizará la terminología humedales artificiales (HHAA) para aludir específicamente a la tecnología que se acaba de describir.

Los HHAA se caracterizan por ser una tecnología de fácil operación y por tener costes relativamente bajos de instalación, gestión y mantenimiento. Así mismo, presentan una alta tolerancia a cambios en los caudales y cargas contaminantes de entrada (Langergraber, 2008). Por el contrario, requieren una superficie de instalación mayor en comparación con otras técnicas de tratamiento, como por ejemplo los fangos activados.

La aplicación de este tipo de sistemas a la depuración de las aguas se remonta a hace más de un siglo. Kadlec & Wallace (2009) apuntan a que la primera documentación sobre el uso de HHAA para el tratamiento de aguas parece pertenecer a Cleophas Monjeau (1901) (Figura 3.1). Según la base de datos *North American Treatment Wetland Database* (NADB), publicada en el manual de la *Environmental Protection Agency* (EPA, 2000), la expansión de la utilización de HHAA para el tratamiento de aguas residuales se produjo en 1980. En este mismo estudio se indica que los primeros estudios científicos en este ámbito se realizaron en Europa alrededor de los años 1950 y en Estados Unidos a finales de 1960. Concretamente, las primeras investigaciones sobre el tratamiento de aguas residuales mediante humedales artificiales con flujo de agua subsuperficial se realizaron en el instituto alemán Max Planck en 1950 por Käthe Seidel, quien observó la capacidad de la especie *Schoenoplectus lacustris* para eliminar sustancias orgánicas e inorgánicas de las aguas residuales (Murphy & Cooper, 2010).

Existen distintos tipos de HHAA, los cuales se pueden clasificar en función de diversos factores. Atendiendo al modo en que circula el agua a través de los sistemas, se distingue entre humedales artificiales de flujo superficial (HAFS) y humedales artificiales de flujo subsuperficial (HAFSS) (Figura 3.2).

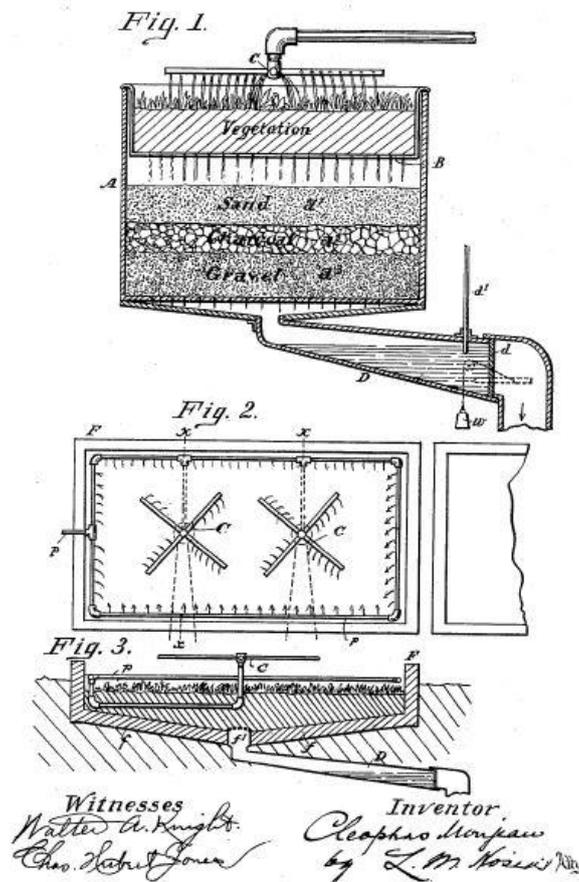


Figura 3.1 Detalle de la patente de Cleophas Monjeau para un sistema de HHA. (Tomada de Monjeau (1901)).

En los HAFS, la lámina de agua suele tener una profundidad inferior a 0.4 metros, se encuentra expuesta directamente a la atmósfera y circula, preferentemente, a través de los tallos de la vegetación emergente; sin embargo, en los HAFSS el agua circula a través de un medio poroso sobre el que se enraíza la vegetación. La tipología de flujo subsuperficial se subdivide en sistemas de flujo horizontal o vertical, según cual sea la dirección del flujo del agua. En los HAFSS horizontal (HAFSSH) el agua fluye en dirección paralela al fondo del humedal, mientras que en los HAFSS vertical (HAFSSV) el agua se distribuye sobre la superficie o en el fondo del sistema, de forma que discurre a través del medio en sentido descendente o ascendente, respectivamente.

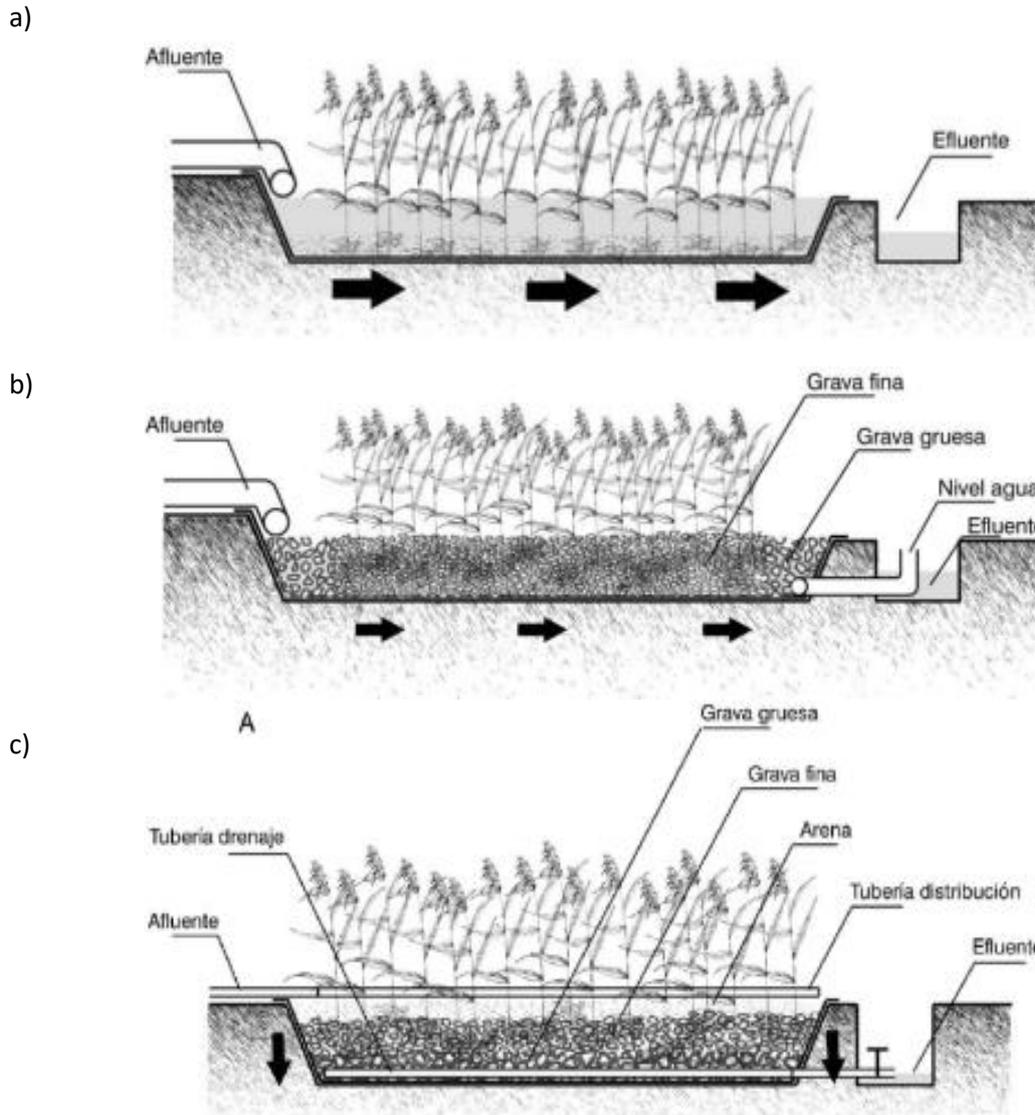


Figura 3.2. Esquematzación de (a) un HAFS, (b) un HAFSSH y (c) un HAFSSV (Fuente: Pedescoll (2010)).

Esta clasificación, que está basada en el comportamiento hidráulico del sistema, se complementa con la especificación del resto de características de los HHAA, tales como el tipo de vegetación o el modo de operación de los sistemas. Según el tipo de vegetación se establecen cuatro subcategorías dentro de los HAFS (Vymazal, 2001):

- HAFS con plantas flotantes libres
- HAFS con plantas flotantes enraizadas
- HAFS con plantas emergentes
- HAFS con plantas sumergidas

En la Tabla 3.1 se muestra la clasificación propuesta por Fonder & Headley (2010), la cual se establece en función de la hidrología, la vegetación, la posición del agua, la dirección del flujo, el grado de saturación, el tipo de inundación de la superficie, la sesilidad y la forma de crecimiento de la vegetación.

Por otra parte, el modo de operación de los HHAA puede ser en funcionamiento continuo o discontinuo. Los HAFS y los HAFSSH suelen funcionar de forma continua, es decir, la corriente de agua a tratar entra de forma permanente a lo largo del tiempo, mientras que en los HAFSSV la entrada de agua suele realizarse de forma discontinua mediante pulsos (operación tipo *batch*).

Todas estas diferencias dan lugar a distintas especificidades en los procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en cada tipo de HA, lo cual se traduce en distintas eficiencias de tratamiento. Por ejemplo, la transferencia de oxígeno es menor en los HAFSSH que en los HAFSSV porque la operación en *batch* favorece la transferencia de oxígeno a través del medio poroso. Así, la eliminación de amonio mediante nitrificación es mayor en los HAFSS vertical (Cooper et al., 1996; Langergraber & Šimůnek, 2005), mientras que en los de tipo horizontal se favorece la remoción de nitrato por medio de la desnitrificación (Kadlec, 2009). Respecto a la eliminación de sólidos en suspensión, algunos estudios apuntan a que los rendimientos son mayores en los HAFS (Kadlec, 2009) mientras que en otros se registran mayores eficiencias en los humedales de tipo subsuperficial horizontal (Gargallo et al., 2015). En la revisión bibliográfica realizada por Garcia et al. (2010) se estima que la eficiencia de eliminación de sólidos en suspensión en HAFSS es superior al 90%.

Tabla 3.1. Clasificación de los distintos tipos de humedales artificiales (Adaptado de Fonder & Headley (2010)).

Atributo físico	Aspecto específico	Descripción	Categorías definidas para cada aspecto	Subcategorías
Hidrología	Posición del agua	Posición de la superficie del agua respecto al suelo o sustrato	Flujo superficial (HAFS) Flujo subsuperficial (HAFSS)	
	Dirección del flujo	Dirección predominante del flujo a través del sistema	Horizontal Vertical	Descendente Ascendente Mixto
	Saturación del medio	Grado de saturación del medio	Drenaje libre Intermitente Constante	
	Inundación de la superficie	Tipo de inundación del medio	Ninguna Efímera Permanente	
Vegetación	Sesilidad	Localización de las raíces: fijas en los sedimentos o flotando	Sésil Flotante Emergente	Herbáceo Leñoso
	Forma de crecimiento	Forma de crecimiento dominante según la posición respecto al agua	Sumergido Con hojas flotantes Flotantes libres	

Dado que las capacidades de eliminación de contaminantes son diferentes para cada tipología de HA, la combinación de distintos tipos de sistemas en el tratamiento de una misma corriente influente permite alcanzar rendimientos de depuración más elevados. Son los denominados sistemas híbridos, que se utilizan mayoritariamente para la eliminación de nitrógeno. Por ejemplo, Vymazal & Kropfelová (2011) obtuvieron altas eficiencias de eliminación de amonio y de nitrato en un sistema

híbrido compuesto por una serie de dos HAFSSV (el primero operado de forma continua y el segundo discontinuamente) seguidos de un HAFSSH. Así mismo, Ávila et al. (2013) demostraron la adecuación de un sistema híbrido en tres etapas (HAFSSV, HAFSSH y HAFS) para depurar y reutilizar aguas residuales en pequeñas poblaciones en áreas de clima cálido.

Una configuración específica de sistema híbrido es el conocido como sistema Francés, el cual está formado por dos HAFSSV de funcionamiento en serie. Se caracteriza por tratar el agua residual cruda, es decir, sin pretratamiento, por lo que sobre el primer HA se forma una capa de fango superficial que debe eliminarse cada 10 o 15 años (Molle et al., 2005). Esta configuración permite conseguir altos rendimientos de eliminación: 87% de DQO, 93% de sólidos en suspensión y 84% de NKT¹ (Morvannou et al., 2015).

Aunque el uso más habitual de los HHAA es el tratamiento de las aguas residuales urbanas, su ámbito de aplicación está en continua expansión y son utilizados para la depuración de aguas residuales de muy diversa procedencia. Sin la intención de recopilar la totalidad de los tipos de agua tratados en los HHAA, sino de ofrecer una visión amplia de la variedad de aplicaciones disponibles, se muestra el siguiente listado de diferentes tipos de corrientes residuales que pueden ser tratadas mediante distintas tipologías de HHAA:

- Aguas residuales de lecherías (Comino et al., 2011).
- Efluentes de refinerías (Wallace & Kadlec, 2005).
- Aguas residuales de curtiduría (Calheiros et al., 2007; Saeed et al., 2012).
- Aguas residuales de bodegas (Serrano et al., 2011; Masi et al., 2015).
- Efluentes secundarios (Murphy & Cooper, 2010) y terciarios de EDAR (Martín et al., 2013a).
- Lixiviados de vertedero (Nivala et al., 2007).
- Deshidratación de fangos biológicos de EDAR (Uggetti et al., 2010).

Además de estas aplicaciones basadas en el tratamiento de corrientes contaminadas de origen puntual, los HHAA también han demostrado ser útiles para el tratamiento de fuentes de contaminación difusas tales como las aguas pluviales (Ávila et al., 2013), escorrentías agrícolas (Goforth, 2001; Pietro, 2012), escorrentías ganaderas o efluentes de actividades mineras (Kadlec & Wallace, 2009). En Suecia, donde uno de los mayores problemas del agua superficial es la eutrofización causada por la contaminación difusa del nitrógeno y el fósforo de origen agrícola, entre 1996 y 2006 se construyeron 1574 HHAA con el objetivo de reducir la carga vertida de nutrientes a los cuerpos de agua (Arheimer & Pers, 2016). Otro ejemplo lo encontramos en el área protegida de Everglades (Florida, EEUU), donde se construyeron una serie de humedales artificiales (denominados *stormwater treatment areas*) que permitieron reducir en un 73% la carga de fósforo influente al lago Okeechobee procedente de las escorrentías (Pietro, 2012).

Así mismo, los HHAA también se utilizan para el tratamiento de aguas eutrofizadas (Coveney et al., 2002; He et al., 2007; Hu et al., 2008; Tang et al., 2009; Dunne et al., 2012; Martín et al., 2013b). En el siguiente apartado se describen algunas de las experiencias en las que se han utilizado los HHAA con esta finalidad.

¹ DQO: demanda química de oxígeno; NKT: nitrógeno Kjeldahl total.

Entre las ventajas de los humedales artificiales destacan los bajos costes de instalación y gestión y los bajos o nulos requerimientos energéticos para su funcionamiento. Las acciones necesarias para el mantenimiento de estos sistemas son sencillas y de bajo coste económico, pero tal como indica Rousseau (2005), esto no significa que se trate de sistemas que no requieran atención durante su funcionamiento.

Como contrapartida, la superficie requerida para la instalación de esta tecnología es mayor que la que demandan otros tipos de sistemas de tratamiento (por ejemplo, los fangos activados). Por lo tanto, en el ámbito de la depuración de las aguas residuales urbanas, la instalación de humedales artificiales es especialmente recomendable en poblaciones pequeñas y/o aisladas donde la superficie disponible no sea un factor limitante.

Así mismo, los procesos químicos y biológicos que ocurren en el seno de los humedales artificiales emiten, como subproductos, gases que son catalogados como gases de efecto invernadero (principalmente CO₂, CH₄, N₂O y NO). La emisión de metano en HAFSS, que es el gas con mayor potencial de calentamiento global, presenta un rango de variación muy amplio, ya que en determinadas condiciones y sistemas la emisión puede considerarse nula y en otras condiciones se registran valores de hasta 2970 mg m⁻² d⁻¹ (García et al., 2010). Sjøvik & Kløve (2007) estimaron que las emisiones de metano en un HAFS variaban entre -1.2 y 1900 mg m⁻² d⁻¹. Estudios como el de Teiter & Mander (2005) concluyen que las emisiones de gases de efecto invernadero por los HAFSS, que son los más ampliamente utilizados, son insignificantes a nivel global. En el mismo estudio determinan que si toda el agua residual a nivel mundial se tratara utilizando esta tecnología, las emisiones producidas por los HAFSS supondrían sólo el 1% de las emisiones producidas a nivel global.

3.2. Aplicación de humedales artificiales para el tratamiento de aguas eutrofizadas

Tal como se ha indicado, los HHAA se han aplicado al tratamiento de una gran variedad de tipos de aguas residuales y también al tratamiento de aguas eutrofizadas con el objetivo de reducir la concentración de fitoplancton, sólidos en suspensión y nutrientes, principalmente. A continuación se describen algunas experiencias en las que se han utilizado diferentes tipologías de HHAA con este objetivo (Tabla 3.2).

Una de las primeras referencias bibliográficas en las que se propone la utilidad de los HHAA para tratar las aguas eutrofizadas, concretamente para eliminar fósforo particulado, se encuentra en Lowe et al. (1992). El estudio se centró en las aguas del lago Apopka, en Orlando (Florida, EEUU), un lago somero que en los años 1950 pasó a estar dominado por un estado de hipereutrofia debido al gran incremento demográfico de la zona y a los aportes de fósforo provenientes de las actividades agrícolas realizadas en su cuenca. En este primer trabajo se utilizó el término “filtración” para referirse a la eliminación del material particulado por sedimentación e intercepción con la vegetación en los HHAA. Fueron varias las medidas implementadas para recuperar el buen estado ecológico de las aguas del lago Apopka (reducción de las cargas externas de fósforo, plantación de vegetación en el perímetro del lago, etc.), y entre ellas destaca la construcción de un HAFS² para tratar las propias

² En los estudios realizados sobre la zona se utiliza la terminología *marsh flow-way* (laguna unidireccional), indicando como una de las principales diferencias entre ellos y los humedales artificiales que en estos sistemas se busca maximizar la masa eliminada y no tanto alcanzar elevados rendimientos de eliminación.

aguas del lago. Uno de los objetivos principales de este sistema era la eliminación de materia en suspensión, la cual había aumentado debido a la desaparición de la vegetación sumergida y al efecto de resuspensión ejercido por los peces. Para ello se construyó un sistema piloto que entró en funcionamiento en el año 1991 y en el que se consiguieron eficiencias de eliminación de sólidos en suspensión superiores al 90% (Coveney et al., 2002). Unos meses después de la puesta en funcionamiento del sistema se consiguió eliminar fósforo con una eficiencia en torno al 30% (Dunne et al., 2012) y el rendimiento de eliminación del nitrógeno total fue del 24% (Dunne et al., 2013). La implementación de todas las medidas tomadas en el lago Apopka han dado lugar a una mejora en la calidad de sus aguas, reduciéndose un 54% la concentración de fósforo, un 37% la de fitoplancton y aumentando la transparencia un 47% (Dunne et al., 2005).

Li et al. (2008) compararon los funcionamientos de distintas tipologías de HHAA para tratar las aguas eutrofizadas del lago Taihu, el tercer lago de agua dulce más grande de China. Se construyeron tres plantas piloto: una de flujo superficial, una de flujo subsuperficial horizontal y otra subsuperficial vertical. Tras doce meses de operación, se observó que los rendimientos de eliminación de nitrógeno y fósforo de los humedales artificiales de flujo subsuperficial eran muy similares entre ellos y mayores que los de flujo superficial.

También en China se encuentra la experiencia del río Qingyuan, donde se construyeron dos sistemas piloto de HAFSSH con diferentes materiales de relleno (He et al., 2007). El sistema en el que se utilizó una mezcla de grava, zeolita y cenizas volantes presentó mayores rendimientos de eliminación de nitrógeno y fósforo totales que el sistema donde sólo se utilizaron gravas.

Así mismo, también se han estudiado distintas alternativas para maximizar la eliminación de nutrientes en aguas eutrofizadas mediante HAFSSV. Tang et al. (2009) utilizaron siete plantas piloto para determinar el efecto de la vegetación, la aireación intermitente y el uso de polipropileno en el tratamiento del agua eutrofizada del río Jinhe (China). Obtuvieron que la combinación de estas técnicas permitía aumentar la eliminación de nitrógeno del 68 hasta el 85% y la remoción del fósforo pasaba del 56 al 78%.

Las aguas eutrofizadas del lago de l'Albufera de València (España) también han sido tratadas mediante humedales artificiales. En el año 2009 se puso en funcionamiento el sistema de HAFS ubicado en la reserva natural del *Tanquet de la Pipa* y en 2011 el del *Tanquet de Milia*. Ambos tratan las aguas del lago con el objetivo principal de reducir las concentraciones de nutrientes, fitoplancton y sólidos en suspensión. El sistema ubicado en el *Tanquet de la Pipa* (el cual se describe detalladamente en el Capítulo 4) consta de varios HAFS seguidos de dos lagunas someras donde se recrea el ecosistema existente en l'Albufera en los años anteriores a su eutrofización. Los HAFS del *Tanquet de la Pipa* eliminan el 35% del fitoplancton de las aguas tratadas y el 57% de los sólidos en suspensión y del fósforo total (Martín et al., 2013b). El sistema del *Tanquet de Milia* presenta un tratamiento híbrido formado por varias series que constan de un HAFSSH, dos HAFS y una laguna. En él se alcanzan rendimientos de eliminación de sólidos en suspensión y fósforo total similares a los indicados para el caso del *Tanquet de la Pipa* (Gargallo et al., 2015), destacando los altos rendimientos conseguidos en el HAFSSH: 81% del fitoplancton y 79% de los sólidos en suspensión (Martín et al., 2016).

Tabla 3.2. Experiencias de tratamiento de aguas eutrofizadas mediante humedales artificiales.

Origen del agua	Tipo de HA	Periodo de operación	Área (m ²)	Profundidad (m)	Rendimiento (%)				Referencias	
					Cl <i>a</i>	SST	PT	NT		
Lago (EEUU)	Apopka	HAFS (marisma de flujo direccional)	1991 - actualidad	7.3·10 ⁵	1.6		89 - 99	30 – 67	30 - 52	Coveney et al. (2002)
		HAFS (marisma de flujo direccional)	2003-2014	2.8·10 ⁶	0.33-0.44			26%	24%	Dunne et al. (2012), (2013), (2015)
Lago (China)	Taihu	HAFS	Agosto 2013- julio 2014	30	0.8			35	20	Li et al. (2008)
		HAFSSV		30	1.0			64	52	
		HAFSSH		30	1.0			66	52	
Río (China)	Qingyuan	HAFSSH (relleno de gravas)	2003	17	0.8		79*	22	8-34	He et al. (2007)
		HAFSSH (relleno de gravas, zeolita y cenizas volantes)		17	0.8		78*	41	22-63	
Río (China)	Jinhe	HAFSSV (combinación de gravas y esquistos, aireación intermitente y bolas de polipropileno)	Junio – noviembre 2006	0.2	1.3			56-78	68-85	Tang et al. (2009)
Lago (España)	Albufera	HAFS (<i>Tancat de la Pipa</i>)	2009 - actualidad	4·10 ⁵	0.2	35	57	57	52	Martín et al. (2013b)
		HAFSSH + HAFS (<i>Tancat de Milia</i>)	2011 - actualidad	3.3·10 ⁵	0.5 (HAFSSH) 0.33 (HAFS)	81 (HAFSSH) -19 (HAFS)	79 (HAFSSH) -70 (HAFS)	45 (HAFSSH) -6 (HAFS)	55 (HAFSSH) 29 (HAFS)	Martín et al. (2016)

Cl *a*: Clorofila *a*; SST: sólidos totales en suspensión; PT: fósforo total; NT: nitrógeno total. * Rendimientos de eliminación de turbidez.

3.3. Definición y tipos de modelos

La depuración de los diferentes tipos de aguas mediante la aplicación de humedales artificiales es debida a la acción de los procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en estos sistemas. Los principales procesos que intervienen en la eliminación de los contaminantes son la sedimentación, la precipitación, la adsorción, la asimilación por las plantas y las transformaciones microbiológicas (Kumar & Zhao, 2011). El estudio de estos procesos permite, por una parte, aumentar el conocimiento sobre el funcionamiento de esta tecnología y por otra parte, optimizar su diseño y gestión (Rivas et al., 2008; Samsó et al., 2014) con el objetivo de maximizar la eliminación de los componentes deseados. Sin embargo, estos mecanismos ocurren a la vez, influyen unos sobre otros y están afectados por diferentes factores, con lo cual dicho estudio no resulta una tarea sencilla. Ante esta situación, la modelación matemática es una herramienta útil para la identificación de los procesos principales que ocurren en un humedal artificial, la determinación de los factores más influyentes sobre dichos procesos y el cálculo de la repercusión de todos ellos sobre los componentes que se pretenden eliminar.

La Real Academia Española de la Lengua define el concepto *modelo* como un esquema teórico, generalmente en forma matemática, de un sistema o de una realidad compleja que se elabora para facilitar su comprensión y el estudio de su comportamiento. El *National Research Council* (1990) lo define como un intento sistemático de traducir la comprensión conceptual de un sistema real en términos matemáticos e indica que la bondad del modelo matemático será mayor cuanto mayor sea la capacidad del modelo conceptual para reproducir los fenómenos más relevantes.

Al igual que en el caso de la nomenclatura utilizada para hacer referencia a los humedales artificiales, conviene clarificar algunos conceptos sobre la terminología a emplear en el ámbito de la modelación. En primer lugar, se utiliza la expresión *modelo conceptual* para referirse a la hipótesis formulada sobre el funcionamiento de un sistema, la cual siempre es una simplificación de la realidad. El concepto *modelo matemático* es la traducción de este modelo conceptual al lenguaje matemático. Y por último, se utiliza la expresión *modelo numérico* para hacer referencia a la implementación del modelo matemático en un algoritmo numérico, el cual utiliza un software de simulación para encontrar una solución aproximada del modelo.

A medida que creció la implementación de los HHAA en el tratamiento de las aguas residuales, fueron apareciendo los primeros modelos matemáticos desarrollados para simular su funcionamiento. Desde aquel momento ha aumentado tanto el número como la variedad de modelos disponibles. En las dos últimas décadas se han publicado muchos trabajos referentes a la modelación de los procesos biogeoquímicos que ocurren en los humedales artificiales, y el máximo desarrollo se alcanzó entre los años 2011-2013, periodo en el que se publicaron el 38% de los modelos disponibles hasta aquel momento (Meyer et al., 2014). A continuación se presenta una clasificación de los distintos tipos de modelos matemáticos aplicados a HHAA:

- **Modelos tipo “caja negra”**

Son modelos empíricos basados en medidas directas realizadas en sistemas reales.

Estos modelos permiten simular la calidad del efluente de un HA a partir de las características de la corriente de entrada, considerando el sistema como una “caja negra”, es decir, sin prestar atención a los procesos internos que tienen lugar en él. Estos modelos se basan en relaciones empíricas y por lo tanto sólo son aplicables a sistemas con características similares a aquellos donde se obtuvieron dichas correlaciones y en un rango de concentraciones parecido.

La modelación de sistemas tan complejos mediante este tipo de relaciones supone una representación muy simplificada de la realidad.

Dentro de los modelos de caja negra se engloban diferentes tipologías, tales como regresiones lineales, ecuaciones de primer orden y redes neuronales artificiales.

Las regresiones lineales (Ec. 3.1) permiten estimar la concentración de un componente determinado en el efluente (C_{out} , mg L^{-1}) a partir de la concentración de entrada (C_{in} , mg L^{-1}):

$$C_{out} = m \cdot C_{in} + n \quad \text{Ec. 3.1}$$

siendo m y n los parámetros calibrados empíricamente para cada modelo. Los componentes generalmente estudiados mediante este tipo de modelos son la materia orgánica, el nitrógeno total y el fósforo total.

Rousseau et al. (2004) presentan una amplia revisión bibliográfica en la que se recopilan algunos de estos modelos, indicando los rangos de concentraciones influentes y efluentes, así como las cargas hidráulicas, en los que son aplicables.

Dado que muchos de los procesos que tienen lugar en los HHAA son procesos cuyas velocidades de transformación pueden ser representadas mediante cinéticas físicas, químicas y/o biológicas de primer orden (Kadlec & Wallace, 2009), se han utilizado modelos de primer orden con objetivos principalmente de diseño básico de sistemas. Estos modelos marcan una relación exponencial entre las concentraciones influente y efluente asumiendo para ello condiciones de caudal constante y concentración de entrada constantes. Una forma habitual de expresar los modelos de primer orden es la que se presenta en la Ec. 3.2, donde K_A (m d^{-1}) es la constante superficial de degradación del componente estudiado y q (m d^{-1}) es la carga hidráulica. También se pueden representar teniendo en cuenta el tiempo de retención hidráulico (TRH, d) (Ec. 3.3), siendo K_v (m d^{-1}) la constante volumétrica de degradación.

$$\frac{C_{out}}{C_{in}} = e^{(-K_A/q)} \quad \text{Ec. 3.2}$$

$$\frac{C_{out}}{C_{in}} = e^{K_v \text{TRH}} \quad \text{Ec. 3.3}$$

Los modelos de primer orden pueden incluir el efecto de la temperatura mediante la ecuación de Arrhenius (Ec. 3.4), siendo $K_{A,T}$ ($m\ d^{-1}$) la constante de transformación (K_A) a la temperatura T ($^{\circ}C$) y θ el coeficiente de modificación de la temperatura. La misma expresión se aplica para calcular la constante K_V a la temperatura T ($K_{V,T}$).

$$k_{A,T} = k_{A,20}\theta^{(T-20)} \quad \text{Ec. 3.4}$$

Una modificación de los modelos de primer orden es la que incluye la existencia de una concentración de fondo (C^*), conocidos como modelos $k-C^*$ (Kadlec & Knight, 1996). Se entiende por C^* la mínima concentración de un componente determinado que se puede alcanzar en el efluente de un humedal artificial, y está asociada a procesos autóctonos del sistema y/o a la liberación del componente en cuestión desde el sedimento (Rousseau et al., 2004). La Ec. 3.5 muestra la expresión habitualmente utilizada para representar estos modelos:

$$\frac{C_{out} - C^*}{C_{in} - C^*} = e^{(-K_A/q)} \quad \text{Ec. 3.5}$$

Los rangos de los valores bibliográficos para las constantes K_A y K_V son muy amplios, con una diferencia entre ellos de hasta 36 veces su valor (Rousseau et al., 2004). Por este motivo, Kadlec & Knight (1996) recomiendan usar los valores medios recogidos en estos rangos.

Otro tipo de modelos de caja negra son los modelos basados en redes neuronales artificiales. Estos modelos establecen relaciones entre las observaciones experimentales realizadas sobre un número determinado de componentes de entrada y salida mediante la asignación de pesos a cada uno de los componentes de entrada. Se trata de modelos deterministas y por tanto existe una solución única para unas condiciones de entrada determinadas. Sirvan como ejemplos de redes neuronales artificiales los trabajos desarrollados por Akratos et al. (2008), Akratos et al. (2009a) y Akratos et al. (2009b) para predecir las concentraciones de materia orgánica, amonio, nitrógeno total, fosfato y fósforo total en humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal.

- **Modelos mecanicistas o basados en procesos**

Los modelos mecanicistas describen el comportamiento de los sistemas representando los procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren dentro del HA y los factores que influyen sobre éstos. Son estos procesos, que habitualmente se representan mediante ecuaciones diferenciales, y sus interacciones los que determinan las características de la corriente de salida.

Los modelos mecanicistas permiten aumentar el conocimiento sobre los procesos que ocurren en un humedal artificial (Langergraber, 2007).

De entre los diferentes procesos que tienen lugar en el seno de un HA, aquellos implicados en el metabolismo microbiano son claves para describir el funcionamiento de los humedales (Samsó & García, 2013), siendo los modelos biocinéticos aquellos que representan las tasas a las que ocurren los procesos microbiológicos (Samsó, 2014). La eliminación biológica de cada contaminante se asocia con un grupo específico de microorganismos (Meyer et al., 2014).

Los modelos mecanicistas suelen estar divididos en varias partes, dos de ellas imprescindibles: el submodelo hidrodinámico y el submodelo reactivo. El submodelo hidrodinámico representa el movimiento del agua y el transporte de los componentes a través del sistema mientras que el submodelo reactivo simula los procesos biogeoquímicos que ocurren en el humedal. Además, pueden incluirse otros submodelos como los referentes al biofilm o a las plantas (Samsó & Garcia, 2013).

Estos modelos simulan una amplia variedad de componentes entre los que además de la materia orgánica, el nitrógeno y el fósforo se incluyen el azufre, los metales pesados, los pesticidas y los contaminantes emergentes (Samsó, 2014).

La resolución de las ecuaciones diferenciales implica algún tipo de discretización temporal y/o espacial para la obtención de soluciones aproximadas de las ecuaciones matemáticas. Así, la modelación matemática de los humedales artificiales se puede clasificar según el tipo de modelo (caja negra o mecanicista), de la discretización temporal (estacionaria o transitoria) y de la discretización espacial (agregada o distribuida) (Figura 3.3).

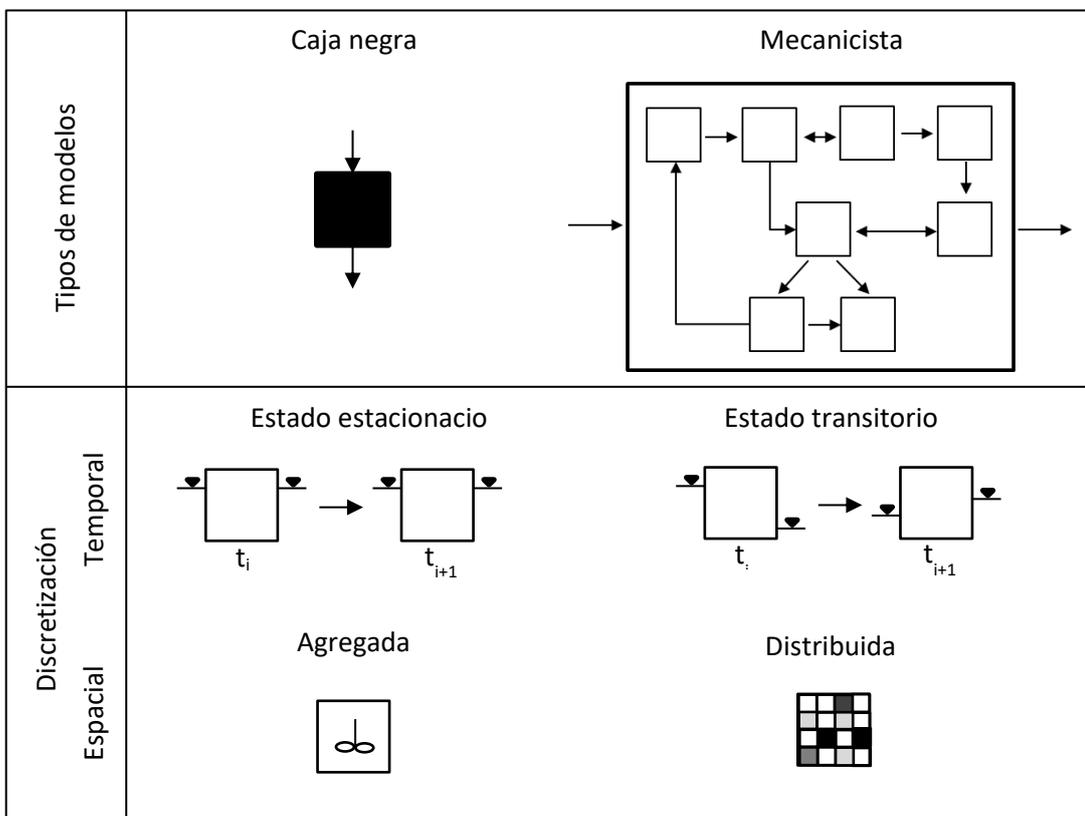


Figura 3.3. Diagrama conceptual de las tipologías de modelos y las discretizaciones temporales y espaciales. (Adaptado de Min et al. (2011)).

Un caso intermedio entre un modelo de primer orden y un modelo mecanicista es el modelo autobiótico desarrollado por Kadlec (1997), el cual proporciona una explicación mecanicista elemental sobre los procesos de eliminación de fósforo en humedales artificiales mediante cinéticas de primer orden basadas en la biomasa.

En el siguiente apartado se realiza un análisis detallado de los modelos mecanicistas existentes actualmente para la simulación de los humedales artificiales.

3.3.1. Modelos mecanicistas para la simulación de humedales artificiales

Dos de los modelos mecanicistas más ampliamente utilizados para la simulación del funcionamiento de los HHAA son el *Constructed Wetland Model number 1* (CWM1) (Langergraber, 2001) y el *Constructed Wetland 2D* (CW2D) (Langergraber et al., 2009). Ambos modelos están basados en la estructura utilizada en la serie de modelos mecanicistas *Activated Sludge Model* (ASM) para la simulación de fangos activados (Henze et al., 2000). Dada la dificultad de describir matemáticamente las interacciones que ocurren en sistemas complejos, Henze et al. (1987) concluyó que la notación matricial, basada en el trabajo de Petersen (1965), ofrecía una buena oportunidad para resolver este problema aportando la máxima información posible. Dicha notación matricial está formada por los siguientes elementos:

- **Componentes** (i): son las variables cuya concentración se simula en el modelo. La letra mayúscula X indica que se trata de un componente particulado y la letra mayúscula S de un componente soluble.
- **Procesos** (j): son las reacciones físicas, químicas o biológicas que tienen lugar entre los componentes del sistema.
- **Coefficientes estequiométricos** (u_{ij}): indican la relación másica entre las cantidades de los componentes consumidos y generados en cada proceso. Los coeficientes de signo negativo indican que la concentración del componente disminuye en el proceso en cuestión (reactivo) mientras que el signo positivo muestra lo contrario (producto).
- **Ecuaciones cinéticas** (ρ_j): representan la velocidad de reacción del proceso j .

La relación entre estos elementos se representa utilizando la notación matricial, situando los componentes en las columnas y los procesos en las filas (Tabla 3.3). Cada proceso del modelo se define en base a un componente, de forma que el coeficiente estequiométrico de ese componente para ese proceso es la unidad (+1 o -1). El resto de los coeficientes estequiométricos u_{ij} se calculan para dar cumplimiento a la ecuación de continuidad. Para ello se especifica la cantidad de cada material (por ejemplo oxígeno, nitrógeno, fósforo, carbono, etc.) contenida en cada componente ($i_{cn,i}$) como la relación másica del material c_n en el componente i . Siguiendo la ecuación de continuidad, la cantidad total de cada material contenida en el volumen donde se aplica el modelo debe mantenerse constante antes y después de que tenga lugar el proceso y lo que éste facilita es el paso de dicho material de unos componentes a otros:

$$\sum u_{i,j} i_{cn,i} = 0 \quad \text{Ec. 3.6}$$

Tabla 3.3. Matriz estequiométrica y cinética en la que se representan los componentes, los procesos y las cinéticas incluidos en un modelo.

Componentes (i) →	1	2	...	N	ρ
Procesos (j) ↓					
1	$u_{1,1}$	$u_{2,1}$...	$u_{N,1}$	ρ_1
2	$u_{1,2}$	$u_{2,2}$...	$u_{N,2}$	ρ_2
...
R	$u_{1,R}$	$u_{N,R}$	ρ_R

La velocidad de transformación de cada componente (r_i) se calcula utilizando la Ec. 3.7 donde $i=1, \dots, N$ siendo N el número total de componentes, $j=1, \dots, R$ siendo R el número total de procesos en los que participa dicho componente y ρ_j la velocidad de cada proceso:

$$r_i = \sum_{j=1}^R u_{i,j} \rho_j \quad \text{Ec. 3.7}$$

La representación matricial de los modelos matemáticos permite un reconocimiento fácil y rápido del destino de cada componente (Henze et al., 2000), ya que en cada columna se incluyen los coeficientes estequiométricos de aquellos procesos que afectan al componente en cuestión. Esta característica es de gran utilidad para resolver los balances de materia de cada componente (Ec. 3.8):

$$\text{Acumulación} = \text{Entrada} - \text{Salida} + \text{Producción} - \text{Consumo} \quad \text{Ec. 3.8}$$

Las ecuaciones cinéticas utilizadas en los modelos de la serie ASM suelen ser ecuaciones de primer orden que en algunos casos incluyen cinéticas de Monod (Monod, 1949) o cinéticas de inhibición no competitiva para representar la influencia de la concentración de determinados componentes.

Las cinéticas de Monod o tipo switch (Ec. 3.9) presentan dos zonas con comportamientos diferentes y un área de transición entra ambas (Figura 3.4). En la primera zona (I) la velocidad del proceso aumenta con la concentración del componente según una cinética que se puede asimilar a una cinética de primer orden, mientras que en la segunda zona (II) la relación entre ambos es prácticamente de orden cero y se alcanza el máximo valor de la función. La cinética del Monod está definida por la concentración del componente (S_i , mg L^{-1}) y por la constante k_i (mg L^{-1}). El valor de dicha constante, conocida como constante de saturación o de semisaturación, indica la concentración de componente a la cual la velocidad del proceso es la mitad de la velocidad máxima. Cuanto menor es el valor de la constante k_i , mayor es la velocidad del proceso a bajas concentraciones de S_i .

$$\frac{S_i}{k_i + S_i} \quad \text{Ec. 3.9}$$

Una formulación similar se utiliza para definir las cinéticas de inhibición no competitiva (Ec. 3.10). En este caso, en la zona (I) se produce un decrecimiento cuasi lineal de la velocidad del proceso al aumentar la concentración del componente S_i y en la zona (II) la correlación entre ambos se puede asimilar a una cinética de orden cero y se alcanza el valor mínimo de la función (Figura 3.4).

$$\frac{k_i}{k_i + S_i} \quad \text{Ec. 3.10}$$

La cinética de Monod permite representar la concentración de fondo C^* anteriormente comentada, ya que cuando la concentración de sustrato es muy pequeña se ralentiza su velocidad de degradación y se evita su completa eliminación en un tiempo de retención dado.

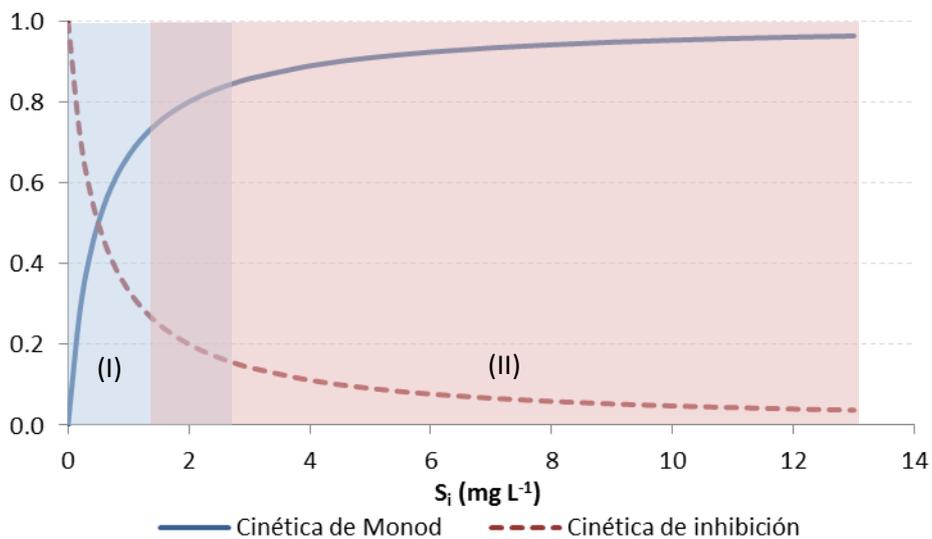


Figura 3.4. Representación de las cinéticas de Monod y de inhibición.

Los procesos de lisis se modelan como cinéticas de primer orden.

Los modelos de la serie ASM utilizan el concepto de rendimiento (Y) en los procesos de crecimiento para representar la cantidad de sustrato consumido para llevar a cabo el crecimiento de la biomasa. Entre las premisas tomadas en los modelos ASM destaca la asunción de considerar constante el pH en el sistema y el uso de coeficientes cinéticos y estequiométricos constantes.

Tras esta descripción de los fundamentos en los que se basan los modelos de la serie ASM, a continuación se describen detalladamente los principales modelos mecanicistas para la simulación del funcionamiento de los humedales artificiales.

- **CW2D**

El modelo CW2D (Langergraber, 2001) simula los procesos más habituales de los HAFSSV y permite representar las concentraciones del oxígeno disuelto, la materia orgánica, el nitrógeno

y el fósforo inorgánico mediante la interacción entre 12 componentes (Tabla 3.4) y 9 procesos. La materia orgánica está dividida en tres componentes en función de su biodegradabilidad y se asume que todos ellos están en fase acuosa. El nitrógeno inorgánico se representa mediante cuatro componentes y tanto el nitrógeno como el fósforo orgánicos se modelan a partir de su contenido en la materia orgánica.

El modelo incluye tres tipos de microorganismos: bacterias heterótrofas, *Nitrosomonas* spp. y *Nitrobacter* spp., siendo las dos últimas bacterias autótrofas. Los microorganismos heterótrofos llevan a cabo la hidrólisis, la mineralización de la materia orgánica (crecimiento aerobio) y la desnitrificación (crecimiento anóxico). Los microorganismos autótrofos llevan a cabo la nitrificación (crecimiento), la cual está modelada en dos pasos: la transformación del amonio en nitrito (realizado por XANs) y el paso de nitrito a nitrato (realizado por XANb). También se incluye el nitrógeno gas producido en el proceso de desnitrificación.

Se asume que los microorganismos son inmóviles y los procesos de lisis incluyen tanto el decaimiento como la pérdida de microorganismos. La influencia de la temperatura en la cinética de los procesos se incluye mediante la ecuación de Arrhenius.

El modelo CW2D suele aplicarse conjuntamente con el modelo HYDRUS-2D (Šimůnek et al., 1999), el cual simula la hidrodinámica y el transporte de solutos en los HAFSS.

Tabla 3.4. Componentes del modelo CW2D.

Componente	Unidades	Descripción
1. O ₂	mg O ₂ L ⁻¹	Oxígeno disuelto.
2. CR	mg DQO L ⁻¹	Demanda química de oxígeno rápidamente biodegradable.
3. CS	mg DQO L ⁻¹	Demanda química de oxígeno lentamente biodegradable.
4. CI	mg DQO L ⁻¹	Demanda química de oxígeno inerte.
5. XH	mg DQO L ⁻¹	Microorganismos heterótrofos.
6. XANs	mg DQO L ⁻¹	<i>Nitrosomonas</i> spp.
7. XANb	mg DQO L ⁻¹	<i>Nitrobacter</i> spp.
8. NH ₄ N	mg N L ⁻¹	Amonio.
9. NO ₂ N	mg N L ⁻¹	Nitrito.
10. NO ₃ N	mg N L ⁻¹	Nitrato.
11. N ₂ N	mg N L ⁻¹	Nitrógeno gas.
12. IP	mg P L ⁻¹	Fósforo inorgánico.

Se remite al lector al trabajo de Langergraber (2001) para consultar la matriz estequiométrica del modelo CW2D.

- **CWM1**

El modelo *Constructed Wetland Model number 1* (CWM1) (Langergraber et al., 2009) está basado en la serie ASM y en el modelo de digestión anaerobia *Anaerobic Digestion Model number 1* (ADM1) de Batstone et al. (2002), ya que a diferencia del modelo CW2D incluye la modelación de procesos anaerobios.

El objetivo principal es la predicción de las concentraciones en el efluente de los humedales artificiales de flujo subsuperficial, tanto verticales como horizontales, sin incluir la simulación de las emisiones gaseosas. Para ello tiene en cuenta 16 componentes (Tabla 3.5) y 17 procesos.

La materia orgánica está dividida en cinco componentes en función de su estado soluble o particulado, de su composición y de su biodegradabilidad. A diferencia del CW2D, el nitrógeno se modela dividido en dos formas: amonio y nitrato, si bien el componente nitrato (S_{NO}) incluye la suma de las concentraciones de nitrato y nitrito y a efectos estequiométricos se considera que todo se comporta como nitrato. Como en el CW2D, el nitrógeno orgánico se simula a partir del contenido en la materia orgánica. Sin embargo, en este caso no se incluye la modelación del fósforo y se simula el azufre diferenciando entre sulfatos y ácido sulfhídrico. El modelo simula seis grupos distintos de microorganismos.

Tabla 3.5. Componentes del modelo CWM1.

Componente	Unidades	Descripción
1. S_O	mg O_2 L^{-1}	Oxígeno disuelto.
2. S_F	mg DQO L^{-1}	Demanda química de oxígeno rápidamente biodegradable fermentable.
3. S_A	mg DQO L^{-1}	Productos de fermentación, como el acetato.
4. S_I	mg DQO L^{-1}	Demanda química de oxígeno soluble inerte.
5. S_{NH}	mg N L^{-1}	Amonio y amoniaco.
6. S_{NO}	mg N L^{-1}	Nitrato y nitrito.
7. S_{SO4}	mg S L^{-1}	Sulfato.
8. S_{H2S}	mg S L^{-1}	Ácido sulfhídrico.
9. X_S	mg DQO L^{-1}	Demanda química de oxígeno lentamente biodegradable particulada.
10. X_I	mg DQO L^{-1}	Demanda química de oxígeno particulada inerte.
11. X_H	mg DQO L^{-1}	Bacterias heterótrofas.
12. X_A	mg DQO L^{-1}	Bacterias autótrofas nitrificantes.
13. X_{FB}	mg DQO L^{-1}	Bacterias acidogénicas o fermentativas.
14. X_{AMB}	mg DQO L^{-1}	Bacterias acetotróficas metanogénicas.
15. X_{ASRB}	mg DQO L^{-1}	Bacterias acetotróficas sulfatoreductoras.
16. X_{SOB}	mg DQO L^{-1}	Bacterias sulfuro oxidantes.

Comparando los procesos incluidos en este modelo con los del CW2D, se observa que el modelo CWM1 divide los crecimientos aerobio y anóxico de los microorganismos heterótrofos en dos tipos en función del tipo de sustrato. Por otra parte, la nitrificación se simula como un único paso de amonio a nitrato. Se incluyen también los diferentes procesos de crecimiento y lisis de los microorganismos anaerobios.

Se remite al lector al trabajo de Langergraber et al. (2009) para consultar la matriz estequiométrica del modelo CWM1.

Una limitación de los modelos CWM1 y CW2D es que no tienen en cuenta la acumulación de sólidos en suspensión que pueden causar la obstrucción (*clogging*) del medio poroso (Langergraber & Šimůnek, 2005).

- **BIO-PORE**

Basándose en el modelo CWM1, Samsó & Garcia (2013) desarrollaron el modelo BIO-PORE utilizando la plataforma COMSOL Multiphysics™. Una de las principales aportaciones de este modelo es la incorporación del submodelo del biofilm, el cual permite simular el funcionamiento de los HAFSSH en escenarios a largo plazo. Este submodelo posibilita la modelación del proceso de obstrucción del medio poroso incluyendo el modelado de los mecanismos de fijación y desprendimiento del biofilm. Así mismo, esta formulación previene el crecimiento ilimitado de los microorganismos en áreas donde la concentración del sustrato es alta. También incorpora el submodelo de la vegetación, que incluye la toma de nutrientes y la liberación de oxígeno por las raíces. Para ello, BIO-PORE cuenta con 18 componentes, dos más que el modelo CWM1, ya que X_s y X_i se subdividen en dos componentes dependiendo de si se encuentran en la fase acuosa o sólida.

- **PHWAT**

El modelo PHWAT (Mao et al., 2006; Brovelli et al., 2009c, 2009b, 2009a) está parcialmente basado en CW2D. PHWAT es un modelo de 1D, 2D o 3D que simula el flujo del agua en condiciones de saturación variables, los procesos de transporte de solutos y las reacciones bioquímicas en HAFSS. Los procesos aerobios están basados en CW2D mientras que los anaerobios utilizan la formulación de Maurer & Rittmann (2004). Así mismo, también modela la obstrucción del medio poroso producida por el crecimiento de la biomasa y la fijación y el desprendimiento del biofilm.

- **FITOVERT**

Otro de los modelos disponibles para la simulación de humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical es FITOVERT (Giraldi et al., 2010). Se trata de un modelo unidimensional desarrollado en MATLAB. El submodelo hidráulico permite describir el flujo del agua en un medio poroso no saturado, el encharcamiento superficial, la evapotranspiración asociada a las plantas y el efecto de obstrucción de los poros asociado al crecimiento microbiano y a la retención de sólidos. El submodelo bioquímico describe la degradación de la materia orgánica y las transformaciones del nitrógeno basándose en el modelo ASM1 (Henze et al., 1987). Utiliza trece componentes, si bien ni sus características ni las de los procesos se describen en el documento original.

Al igual que los modelos originales CW2D y CWM1, FITOVERT tampoco tiene en cuenta la toma de nutrientes por las plantas.

- **Modelo de Rousseau (2005)**

Rousseau (2005) desarrolló un modelo mecanicista para la simulación de humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal. Dicho modelo se centra en los ciclos del carbono y del nitrógeno mediados por la actividad de los microorganismos y de las plantas, y para ello tiene en cuenta la competición por los sustratos, los nutrientes y los aceptores de electrones. Sin embargo, el fósforo no está incluido, por lo que se asume que no es un factor limitante en el crecimiento de los microorganismos y de las plantas.

El submodelo hidráulico considera el HA como un conjunto de reactores continuos de tanques agitados funcionando en serie.

El submodelo biocinético está basado en el modelo ASM1 (Henze et al., 1987) e incluye algunas de las mejoras introducidas en los sucesivos modelos ASM2, ASM2d y ASM3 (Henze et al., 2000). También considera la modelación de procesos anaerobios. Como novedad respecto a los modelos CW2D y CWM1, se modelan los procesos relacionados con las plantas y los procesos de retención de los sólidos en suspensión, por lo que el modelo es capaz de simular la reducción de la porosidad.

El modelo biocinético está formado por 25 componentes, de los cuales 23 son concentraciones y dos densidades superficiales (Tabla 3.6), y 33 procesos (Figura 3.5). Los coeficientes estequiométricos, así como las expresiones cinéticas de los procesos pueden encontrarse en Rousseau (2005).

Tabla 3.6. Componentes del modelo Rousseau (2005).

Componente	Unidades	Descripción
1. S_O	$g O_2 m^{-3}$	Oxígeno disuelto.
2. S_I	$g DQO m^{-3}$	DQO soluble inerte.
3. S_F	$g DQO m^{-3}$	DQO soluble fermentable.
4. S_A	$g DQO m^{-3}$	Acetato.
5. S_{NH}	$g N m^{-3}$	Amonio.
6. S_{ND}	$g N m^{-3}$	Nitrógeno orgánico soluble.
7. S_{NO}	$g DQO m^{-3}$	Nitrato.
8. S_{SO4}	$g S m^{-3}$	Sulfato.
9. S_{H2S}	$g S m^{-3}$	Ácido sulfhídrico.
10. X_{H2}	$g DQO m^{-3}$	Hidrógeno.
11. X_C	$g DQO m^{-3}$	DQO particulada muy lentamente biodegradable.
12. X_S	$g DQO m^{-3}$	DQO particulada lentamente biodegradable.
13. X_{ND}	$g N m^{-3}$	Nitrógeno orgánico particulado.
14. X_{NH}	$g N kg grava^{-1}$	Amonio adsorbido.
15. X_{BH}	$g DQO m^{-3}$	Bacterias heterótrofas.
16. X_{BA}	$g DQO m^{-3}$	Bacterias autótrofas nitrificantes.
17. X_{FB}	$g DQO m^{-3}$	Bacterias fermentativas.
18. X_{AMB}	$g DQO m^{-3}$	Bacterias acetotróficas metanogénicas.
19. X_{ASRB}	$g DQO m^{-3}$	Bacterias acetotróficas sulfatoreductoras.
20. X_{HMB}	$g DQO m^{-3}$	Bacterias metanogénicas hidrogenotróficas.
21. X_{HSRB}	$g DQO m^{-3}$	Bacterias sulfato reductoras hidrogenotróficas.
22. X_{THIO}	$g DQO m^{-3}$	Bacterias sulfuro oxidantes.
23. X_I	$g DQO m^{-3}$	DQO inerte particulada.
24. X_{PI}	$g DQO m^{-2}$	Biomasa de plantas vivas.
25. X_{Pd}	$g DQO m^{-2}$	Biomasa de plantas muertas.

La materia orgánica está dividida en seis tipos: soluble inerte, soluble fermentable, acetato, particulada inerte, particulada muy lentamente biodegradable y particulada lentamente biodegradable.

Respecto a los procesos modelados, se introducen la adsorción/desorción del amonio, la reaireación física, la volatilización del hidrógeno y del ácido sulfhídrico y el ciclo de las plantas. La adsorción/desorción se modela utilizando la isoterma de Freundlich.

Aunque los procesos involucrados en el ciclo de las planta dependen de factores como la disponibilidad de nutrientes, la temperatura del aire, la radiación solar, el nivel del agua, etc., Rousseau (2005) utiliza una modelación más sencilla que permite satisfacer los objetivos del modelo. Basándose en el modelo de Wynn & Liehr (2001), Rousseau modeló los procesos de crecimiento, senescencia/muerte, degradación física y transferencia de oxígeno desde las raíces. El proceso de crecimiento se modeló aplicando una tasa de crecimiento relativo, es decir, un modelo de orden cero al que se le añadió una dependencia de las concentraciones de amonio y de nitrato. Además, se tuvieron en cuenta los periodos anuales de crecimiento y senescencia para determinar en qué momento ocurren estos procesos. La biomasa de planta viva es transformada en biomasa emergente muerta mediante un proceso de senescencia/muerte que sigue una cinética de primer orden y posteriormente esta biomasa muerta es degradada a materia orgánica particulada.

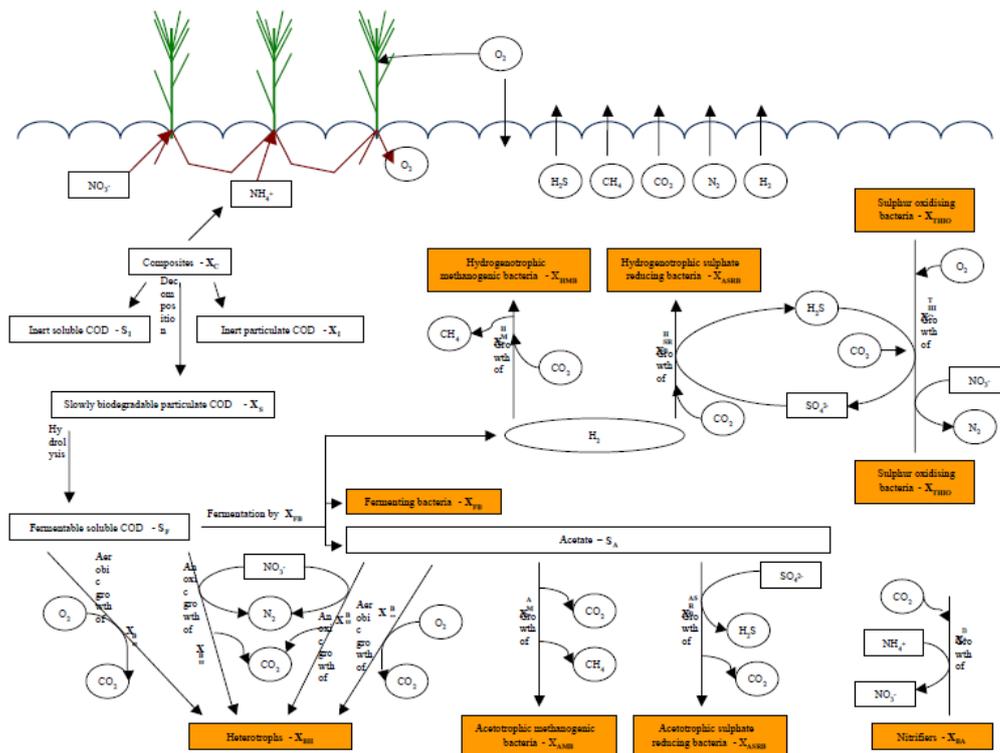


Figura 3.5. Representación esquemática del modelo de Rousseau (2005). (Tomado de Rousseau (2005)).

Los modelos CW2D y CWM1 han sido aplicados en diferentes plataformas de cálculo y han ido incorporando algunas modificaciones. Uno de estos softwares es HYDRUS-2D mediante el módulo WETLANDS. Éste se ha utilizado tanto para simular el modelo CW2D (HYDRUS-2D-CW2D, Langergraber (2005)) como el modelo CWM1 (HYDRUS-2D-CWM1, Langergraber &

Šimůnek (2005). El modelo HYDRUS-2D-CW2D incluye la toma de nutrientes por las plantas asociada a la toma de agua.

Llorens et al. (2011b, 2011a) implementaron el modelo CWM1 en RetrasoCodeBright (Saaltink et al., 2004) para simular el funcionamiento bidimensionales de los HAFSSH. Para ello se aplicaron algunas modificaciones respecto al modelo original, como por ejemplo la inclusión de 19 procesos en lugar de 17. También se modeló la transferencia de oxígeno entre la atmósfera y la columna de agua y se incluyó una función multiplicativa exponencial en el proceso de hidrólisis para evitar sobreestimaciones de la concentración de DQO. El modelo CWM1-RETRASO no atribuye a los microorganismos la característica de inmovilidad, sino que define las concentraciones de bacterias como concentraciones influentes que se desplazan a través del sistema tal como lo hacen los componentes disueltos.

El modelo CWM1 también fue implementado en el software AQUASIM (Reichert, 1998) por Mburu et al. (2012). Se simularon 16 plantas piloto de HAFSS operadas mediante ciclos *batch* considerando cada sistema como un RCTA. Además de los procesos incluidos en el modelo original, se añadieron la reaireación física, la adsorción y desorción de la materia orgánica y del amonio y el efecto de las plantas. Éstas últimas fueron simuladas basándose en el modelo de Wynn & Liehr (2001).

- **Modelo HUMEDAL** (Belda, 2015)

HUMEDAL es un modelo de simulación de la calidad de las aguas en humedales y masas de agua someras. Se desarrolló a partir del trabajo realizado por Belda (2013) en el que se estudiaba la calidad de las aguas del lago de l'Albufera de València (España). El modelo está programado en el lenguaje VisualBasic.net y utiliza una interfaz gráfica basada en una hoja de Excel.

Los componentes simulados son el oxígeno disuelto, la materia orgánica, el nitrógeno orgánico, el amonio, los nitratos, el fósforo orgánico, el fósforo inorgánico, el fitoplancton (distinguiendo entre diatomeas y el resto de grupos fitoplanctónicos), los sólidos en suspensión y la sílice. Además, el modelo también simula el fósforo contenido en los sedimentos (Figura 3.6).

Los procesos incluidos en el modelo son el crecimiento y respiración del fitoplancton, la degradación de la materia orgánica carbonosa, la sedimentación de las fracciones particuladas, la reaireación, la amonificación, la nitrificación, la desnitrificación, la mineralización del fósforo orgánico y la degradación del fósforo inorgánico. Además, el modelo HUMEDAL simula la interacción entre la capa de sedimentos y la columna de agua mediante la resuspensión del amonio y el fósforo inorgánico contenido en los sedimentos, así como a través de la demanda de oxígeno ejercida por éstos. El fósforo contenido en los sedimentos se modela como un componente cuya concentración se ve afectada por la sedimentación del fósforo orgánico y del fitoplancton, la adsorción y resuspensión del fósforo inorgánico y la eliminación en el sedimento.

El modelo HUMEDAL no sigue la estructura de la serie ASM.

El modelo HUMEDAL fue calibrado por Belda, (2015) en el sistema de humedales artificiales del *Tancat de Milia* (Sollana, València), el cual consta de varias series de humedales artificiales de flujo subsuperficial, humedales de flujo superficial y una laguna somera.

En la Tabla 3.7 se muestra un descripción simplificada de estos modelos, modificada de Samsó et al. (2014).

MODELO HUMEDAL

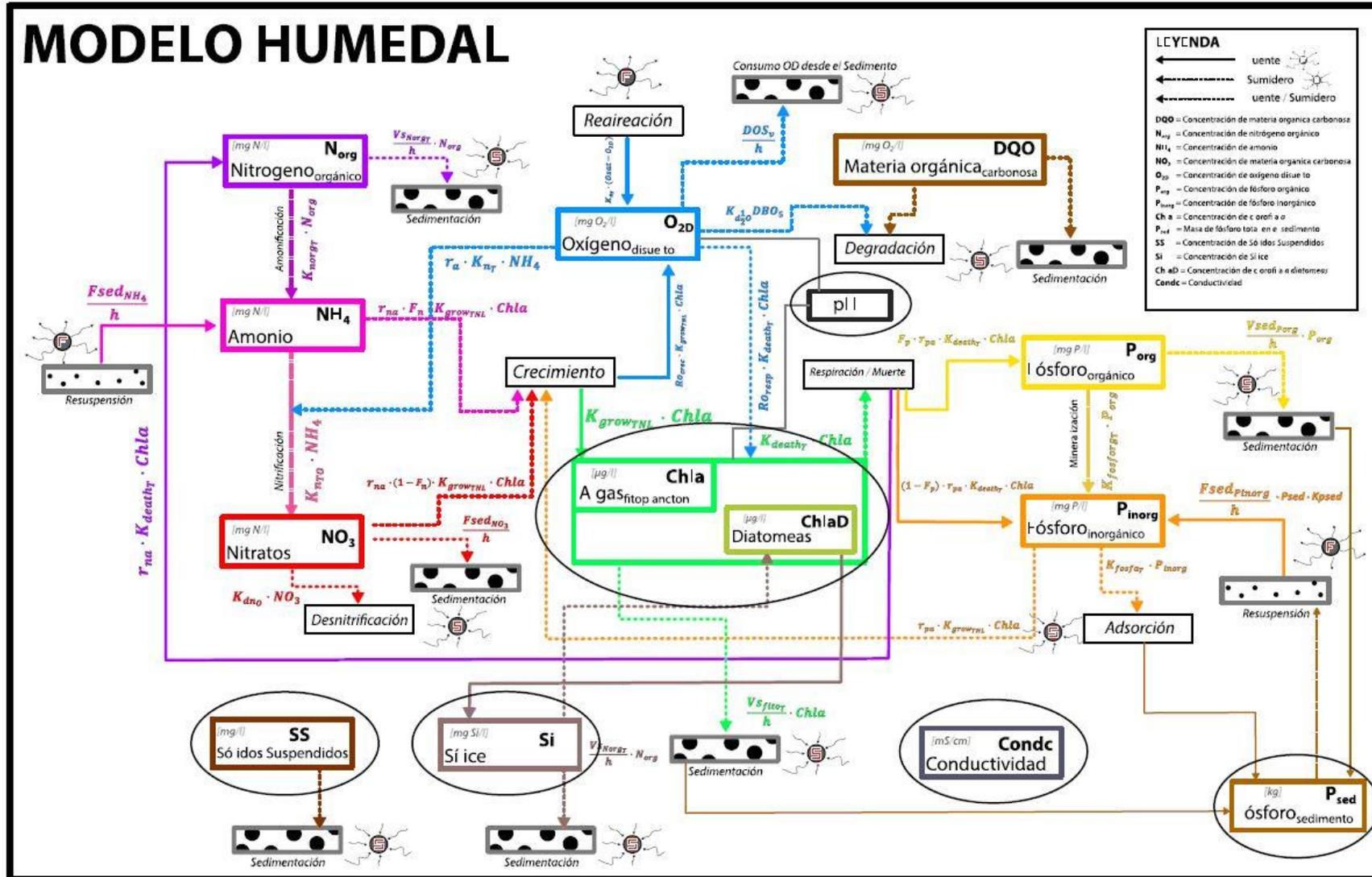


Figura 3.6. Esquematización de los procesos modelados en HUMEDAL (tomado de Belda (2015)).

Tabla 3.7. Descripción general de los principales modelos aplicados a HHAA (Modificado de Samsó et al. (2014)).

	HYDRUS-2D-CW2D	HYDRUS-2D-CWM1	BIO-PORE	PHWAT	FITOVERT	Rousseau (2005)	CWM1-RETRASO	CWM1-AQUASIM	Belda
Principales publicaciones	Langergraber, 2001; Langergraber & Šimůnek (2005); Langergraber (2007); Langergraber & Šimůnek (2012)	Langergraber & Šimůnek (2012); Pálffy & Langergraber (2014)	Samsó & Garcia (2013)	Brovelli et al. (2007, 2009c, 2009b, 2009a)	Giraldi et al. (2009, 2010)	Rousseau (2005)	Llorens et al. (2011a, 2011b); Mburu et al. (2013)	Mburu et al. (2012)	Belda, 2015
Plataforma de simulación	HYDRUS-2D	HYDRUS-2D	COMSOL Multiphysics™	PHWAT	MATLAB®	-	RetrasoCodeBright	AQUASIM	VisualBasic
Modelo biocinético	CW2D	CWM1	CWM1	CW2D	Propio	ASM1, ASM2, ASM3, ADM1	CWM1	CWM1	-
Dimensiones del modelo	2D	2D	2D	1D, 2D y 3D	1D	0D	2D	0D	0D
Calibración	Sí	Sí	Sí	Hidrodinámica y obturación	Hidráulica e hidrodinámica	Sí	Sí	Sí	Sí
Tipo de HA	HAFSSV	HAFSSH/HAFSSV	HAFSSH	HAFSSV/ HAFSSH	HAFSSV	HAFSSH	HAFSSH	HAFSS	HAFS/HAFSS
Materiales modelados:									
C	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
N	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
P	Sí	No	No	Sí	No	No	No	Sí	Sí
O	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
S	No	Sí	Sí	No	-	Sí	Sí	Sí	No
Grupos de bacterias	3	6	6	3	-	8	6	6	-
Descripción de la biomasa	Fijada	Fijada	Fijada	Suspendida/fijada	Fijada	Fijada	Suspendida	Suspendida	-
Limitaciones de crecimiento	Temperatura y sustratos	Temperatura y sustratos	Temperatura, sustratos, crecimiento logístico y acumulación de sólidos	Temperatura, sustratos y expresión logística	Sustratos	Temperatura y sustratos	-	Temperatura y sustratos	-

Los modelos CW2D y CWM1, los más ampliamente utilizados para la modelación de los HHAA, se desarrollaron con el objetivo de simular el tratamiento de las aguas residuales urbanas en humedales artificiales de flujo subsuperficial y los componentes y procesos incluidos son los que habitualmente ocurren en este tipo de tratamientos. Por lo tanto, estos modelos no incluyen la simulación del fitoplancton ni de los procesos asociados a la eutrofización. Así mismo, al estar desarrollados para HAFSS tampoco consideran los procesos específicos de los humedales artificiales de flujo superficial, siendo algunos de los más destacables los relacionados con la interacción entre la columna de agua y la capa de sedimentos (por ejemplo, la sedimentación y la resuspensión de los componentes particulados y la difusión de los componentes disueltos). Por lo tanto, estos modelos son aplicables al tratamiento de aguas residuales urbanas, o aguas cuyas propiedades puedan ser descritas mediante los procesos y componentes incluidos en estos modelos, mediante HAFSS.

En cambio, cabe destacar el caso del modelo HUMEDAL, el cual incorpora la simulación del fitoplancton y de la resuspensión del sedimento mediante una cinética de orden cero.

En los siguientes apartados se describen, por un parte, los principales modelos mecanicistas aplicados a los humedales artificiales de flujo superficial y por otra parte los modelos mecanicistas desarrollados para simular la calidad de las aguas eutróficas.

3.3.2. Modelos mecanicistas para la simulación de HAFS

El desarrollo de los modelos mecanicistas para simular el funcionamiento de los HAFS ha sido más escaso que el de los HAFSS, ya que este último tipo de humedales y especialmente los HAFSSH son los humedales artificiales más ampliamente utilizados (Rousseau et al., 2004). Por ello merece la pena recopilar los modelos basados en procesos existentes para la simulación de los humedales artificiales de flujo superficial.

Uno de estos modelos es el desarrollado por Wang & Mitsch (2000) con el objetivo de conseguir un modelo generalizado del ecosistema de los humedales y centrado en la retención de fósforo y sedimentos en HAFS bajo diferentes condiciones hidrológicas. Basándose en el trabajo inicial de Christensen et al. (1994), desarrollaron este modelo formado por cuatro partes:

- Submodelo hidrológico. Tiene un único componente, el volumen del humedal, y en él se realiza el balance de todas las entradas y salidas de agua del sistema.
- Submodelo de productividad primaria. Está formado por tres componentes: el fitoplancton, el perifiton y la vegetación macrófita. Los procesos que afectan a los dos primeros componentes son el crecimiento y la respiración. Además, el fitoplancton también está influenciado por la sedimentación, y la biomasa de macrófitas depende de los procesos de crecimiento, respiración y muerte.
- Submodelo de sedimentos. Consta de cinco compartimentos: las macrófitas muertas, los detritos del fondo, los sólidos en suspensión, la capa activa de sedimentos y los sedimentos profundos.

- Submodelo de fósforo. Contiene una sola variable, el fósforo total, la cual se simula en cuatro compartimentos: la columna de agua, los detritos del fondo, la capa activa de sedimentos y los sedimentos profundos.

El modelo de Wang & Mitsch (2000) fue calibrado y validado con los datos recopilados durante tres años en cuatro humedales artificiales de flujo superficial en los que se tratan las aguas del Río Des Plaines (EEUU). Se demostró la importancia de la gestión hidrológica para aumentar la eficiencia de eliminación de fósforo en este tipo de sistemas, ya que se obtuvo una correlación lineal negativa entre la dicha eficiencia y el caudal influente.

Otro modelo destacable es el LOEM-CW (*Lake Okeechobee Environment Model – Constructed Wetland*) (Ji & Jin, 2016), el cual está basado en el modelo LOEM desarrollado para dicho lago (Jin & Ji, 2001; Ji et al., 2002; Ji & Jin, 2014). El objetivo de este modelo es la simulación del funcionamiento de los HAFS (denominados *STA-stormwater treatment areas*) construidos en el entorno del lago Okeechobee (Florida, EEUU) para reducir el fósforo de las escorrentías agrícolas. El modelo LOEM-CW consta de cinco submodelos: hidrodinámico, sedimentos, calidad de aguas, vegetación acuática sumergida y vegetación acuática emergente. Los submodelos hidrodinámico y de sedimentos se describen en Jin & Ji (2015) y los de la vegetación acuática en Ji (2008) y Jin & Ji (2015). Respecto al fósforo, se establecen cuatro componentes: fósforo orgánico particulado refractario, fósforo orgánico particulado lábil, fósforo orgánico disuelto y fosfatos. Los procesos incluidos en el ciclo del fósforo son la hidrólisis del fósforo orgánico particulado lábil, la mineralización del fósforo orgánico disuelto, la sedimentación de los componentes particulados, así como la toma y liberación por las algas y la vegetación acuática emergente y sumergida.

El modelo desarrollado por Wang et al. (2012) se aplica al tratamiento de aguas residuales urbanas mediante HAFS. Utiliza el software STELLA 5 para modelar el comportamiento hidrodinámico del sistema, el oxígeno disuelto, el carbono, el nitrógeno, el fósforo, los sedimentos y los microorganismos autótrofos y heterótrofos. Los procesos incluidos para simular los sedimentos son la sedimentación y la resuspensión.

Otros ejemplos de modelos mecanicistas son los de Galanopoulos et al. (2013) y Galanopoulos et al. (2014), los cuales fueron desarrollados usando el software AQUASIM. A diferencia de los modelos precedentes descritos en este apartado, este modelo está basado en la estructura matricial de la serie ASM (Henze et al., 2000). Se trata de un modelo sencillo en el cual se simula el tratamiento de aguas residuales urbanas en HAFS utilizando siete componentes y cuatro procesos. Los componentes son microorganismos autótrofos, microorganismos heterótrofos, algas, DBO_5^3 , amonio, nitrato y nitrógeno orgánico. Los procesos son el crecimiento aerobio de los microorganismos heterótrofos, la amonificación del nitrógeno orgánico, el crecimiento aerobio de los microorganismos autótrofos y el crecimiento algal. La cinética de reacción de este último proceso depende de la concentración de nitratos y de la temperatura.

³ DBO: demanda biológica de oxígeno.

3.3.3. Modelos mecanicistas de calidad de aguas eutróficas

Atendiendo a la revisión bibliográfica realizada, la modelación mecanicista del tratamiento de aguas eutróficas mediante humedales artificiales es escasa. Uno de los modelos disponibles es el modelo HUMEDAL (Belda, 2015), anteriormente descrito, el cual simula las principales variables de calidad de aguas eutróficas mediante un modelo mecanicista no biocinético. Sin embargo, el modelo conceptual utilizado no considera la influencia de la vegetación macrófita y algunos procesos de gran importancia en los HAFS, como por ejemplo la resuspensión, son modelados mediante una cinética de orden cero.

Por este motivo, en este apartado se describen los principales modelos mecanicistas de calidad de aguas eutróficas desarrollados para otro tipo de ecosistemas (ríos, lagos, embalses, etc.). Pese a que el ecosistema y el objetivo de estos modelos puedan diferir de los que se dan en los humedales artificiales, los procesos que tienen lugar en ambos casos son, o pueden ser, los mismos. Por lo tanto, estos modelos son una referencia a tener en cuenta en el desarrollo de modelos mecanicistas para el tratamiento de aguas eutróficas mediante humedales artificiales de flujo superficial.

Un componente esencial en la modelación de la calidad de las aguas eutróficas es el fitoplancton. En muchos modelos se simula la biomasa fitoplanctónica como un único componente cuya composición química es homogénea, mientras que otros modelos se diferencia entre dos o más tipos de algas fitoplanctónicas.

A continuación se describen algunos de los modelos mecanicistas más comunes en la simulación de la calidad de aguas eutróficas.

- **WASP**

El modelo WASP (*Water Quality Analysis Simulation Program*) fue originalmente desarrollado por USACE (*United States Army Corps of Engineers*) (Di Toro et al., 1983; Connolly & Winfield, 1984; Ambrose et al., 1988) y posteriormente mejorado por la EPA (*Environmental Protection Agency*). Recientemente se ha publicado la versión 8 del programa, a la cual se puede acceder libremente desde la página web www.epa.gov.

WASP está formado por dos submodelos cinéticos: EUTRO, que simula el oxígeno disuelto, la DBO, los nutrientes y el fitoplancton, y TOXI, que incluye la modelación de la contaminación tóxica relacionada con los compuestos orgánicos, los metales pesados y el sedimento.

El modelo mecanicista WASP permite simular la calidad de cualquier masa de agua (estuarios, lagos, ríos, etc.) y puede ser utilizado para la simulación en una, dos o tres dimensiones. La versión 8 simula los ciclos del nitrógeno, el fósforo y la sílice, así como el oxígeno disuelto (incluyendo la demanda desde los sedimentos). La materia orgánica la simula mediante 5 componentes diferentes y también diferencia entre 5 grupos distintos de fitoplancton. También permite la simulación de hasta tres grupos de algas bentónicas las cuales acumulan nutrientes internamente mediante la cinética de Droop (1974).

Los submodelos EUTRO y TOXI no siguen la estructura matricial de la serie ASM.

James et al. (1997) utilizaron el modelo WASP5 para simular la eutrofización en el lago Okeechobee (Florida, EEUU) y lo modificaron incluyendo el efecto de los sólidos en suspensión. Para ello tuvieron en cuenta los procesos de sedimentación, resuspensión provocada por el viento y adsorción/desorción mediante coeficientes de partición para el amonio y el fosfato.

- **QUAL2K**

QUAL2K (Q2K) es un modelo de calidad de aguas en ríos y arroyos desarrollado por Chapra et al. (2012) para actualizar la versión de QUAKE2E (Q2E) de Brown & Barnwell (1987). Se trata de un modelo unidimensional programado en Fortran 90 e implementado en el entorno de trabajo de Microsoft Windows®. En la Tabla 3.8 se muestran los veinte componentes modelados.

Tabla 3.8. Componentes del modelo QUAL2K.

Componente	Unidades	Descripción
1. s	μmhos	Conductividad.
2. m_i	mg DW L^{-1}	Sólidos inorgánicos en suspensión.
3. o	$\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$	Oxígeno disuelto.
4. c_s	$\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$	DBOC lentamente biodegradable.
5. c_f	$\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$	DBOC rápidamente biodegradable.
6. n_o	$\mu\text{g N L}^{-1}$	Nitrógeno orgánico.
7. n_a	$\mu\text{g N L}^{-1}$	Amonio.
8. n_n	$\mu\text{g N L}^{-1}$	Nitrato.
9. p_o	$\mu\text{g P L}^{-1}$	Fósforo orgánico.
10. p_i	$\mu\text{g P L}^{-1}$	Fósforo inorgánico.
11. a_p	$\mu\text{g Cl } \alpha \text{ L}^{-1}$	Fitoplancton.
12. IN_p	$\mu\text{g N L}^{-1}$	Nitrógeno contenido en el fitoplancton.
13. IP_p	$\mu\text{g P L}^{-1}$	Fósforo contenido en el fitoplancton.
14. m_o	mg DW L^{-1}	Detritos.
15. X	$\text{cfu } 100\text{mL}^{-1}$	Patógenos.
16. Alk	$\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$	Alcalinidad.
17. c_T	mol L^{-1}	Carbono inorgánico total.
18. a_b	$\text{mg Cl } \alpha \text{ m}^{-2}$	Biomasa algal de fondo.
19. IN_b	mg N m^{-2}	Nitrógeno de la biomasa algal de fondo.
20. IP_b	mg P m^{-2}	Fósforo de la biomasa algal de fondo.

El modelo reproduce las interacciones entre la columna de agua y los sedimentos mediante la sedimentación de los componentes particulados, las reacciones que tienen lugar en el seno de la capa de sedimentos y la difusión de los componentes solubles.

La dinámica del fitoplancton se simula mediante los procesos de fotosíntesis, respiración, muerte y sedimentación. La fotosíntesis está limitada por la disponibilidad de nutrientes (nitrógeno, fósforo y carbono inorgánico) y por la luz. La limitación ejercida por el nitrógeno y el fósforo sigue el modelo intracelular originalmente desarrollado por Droop (1974). La simulación de la limitación por la luz incluye la modelación del coeficiente de extinción

lumínica a partir de las concentraciones de los sólidos inorgánicos, de los detritos y del fitoplancton.

Así mismo, Q2K incluye la simulación de la alcalinidad y del carbono inorgánico total, lo cual permite calcular el pH del medio.

- **RWQM1**

El modelo mecanicista *River Water Quality Model number 1* (RWQM1) (Reichert et al., 2001) fue desarrollado por el *IWA Task Group on River Water Quality Modelling* con el objetivo de disponer de un modelo de calidad de aguas aplicable en ríos y basado en la estructura de los modelos de la serie ASM.

El modelo RWQM1 se basa en la notación matricial de Petersen para representar la formulación matemática utilizada pero usa una descripción diferente de la composición de la materia orgánica y de la estequiometría de los procesos. El RWQM1 aplica las fracciones másicas de cada elemento (α) en los compuestos orgánicos en lugar de utilizar la DQO y el nitrógeno y fósforo contenido por unidad de DQO. El objetivo de esta formulación es la creación de herramientas de modelación que sean de utilidad y resulten fácilmente comprensibles tanto por científicos centrados en el estudio del medio natural como por profesionales provenientes del mundo ingenieril (Reichert et al., 2001). Los elementos considerados son carbono (C), hidrógeno (H), oxígeno (O), nitrógeno (N) y fósforo (P), además de un componente adicional X que incluye todo el resto de elementos, de forma que se cumple la Ec. 3.11:

$$\alpha_C + \alpha_H + \alpha_O + \alpha_N + \alpha_P + \alpha_X = 1 \quad \text{Ec. 3.11}$$

La modelación hidrodinámica incluye la advección y la dispersión turbulenta en las tres direcciones x, y, z.

El modelo biocinético está formado por 24 componentes (Tabla 3.9) y 23 procesos. Para obtener más información sobre la matriz estequiométrica y las cinéticas de cada proceso se remite al lector a Reichert et al. (2001).

Los parámetros habitualmente determinados en los análisis de calidad de aguas (DQO total y disuelta, carbono orgánico total y disuelto, nitrógeno Kjeldahl total y disuelto, fósforo total y sólidos volátiles en suspensión) se pueden calcular a partir de la fracción de DQO, hidrógeno, carbono, nitrógeno y fósforo de los componentes solubles y/o particulados, según el caso.

El modelo RWQM1 simula procesos aerobios y anóxicos, pero no anaerobios. Considera tanto el crecimiento aerobio como anóxico de X_{H_2} y cada uno de ellos lo subdivide en función de que la fuente de nitrógeno sea S_{NH_4} o S_{NO_3} . Lo mismo sucede con el crecimiento del fitoplancton, aunque existe preferencia por el primero. Dicho crecimiento depende de la concentración de estos componentes, de la concentración de fosfatos, de la radiación solar incidente y de la temperatura. El proceso de nitrificación está dividido en dos etapas: el crecimiento de X_{N_1} y de

X_{N2} . Así mismo, la respiración endógena de X_H se modela mediante dos procesos, según se produzca en condiciones aerobias o anóxicas.

Los procesos implicados en la simulación del fitoplancton, el cual se modela como una única variable (X_{ALG}) son el crecimiento, la respiración aerobia, la muerte y la ingesta por los consumidores.

El modelo también simula el efecto de los consumidores, los cuales se representan mediante la variable X_{CON} y pueden alimentarse de algas, materia orgánica, microorganismos heterótrofos y microorganismos autótrofos.

Tabla 3.9. Componentes del modelo RWQM1.

Componente	Descripción
1. S_S	Sustancias orgánicas disueltas rápidamente biodegradable.
2. S_I	Sustancias orgánicas disueltas inertes.
3. S_{NH4}	Amonio.
4. S_{NH3}	Amoniaco.
5. S_{NO2}	Nitrito.
6. S_{NO3}	Nitrato.
7. S_{HPO4}	Fósforo inorgánico disuelto en la forma HPO_4^{2-} .
8. S_{H2PO4}	Fósforo inorgánico disuelto en la forma $H_2PO_4^-$.
9. S_{O2}	Oxígeno disuelto.
10. S_{CO2}	Suma del dióxido de carbono y del ácido carbónico.
11. S_{HCO3}	Bicarbonato (HCO_3^-).
12. S_{CO3}	Carbonato disuelto (CO_3^{2-}).
13. S_H	Iones hidrógeno (H^+).
14. S_{OH}	Iones hidroxilo (OH^-).
15. S_{Ca}	Iones de calcio disueltos.
16. X_H	Microorganismos heterótrofos.
17. X_{N1}	Microorganismos oxidantes del amonio a nitrito.
18. X_{N2}	Microorganismos oxidantes del nitrito a nitrato.
19. X_{ALG}	Algas y macrófitas.
20. X_{CON}	Consumidores.
21. X_S	Material orgánico particulado hidrolizable.
22. X_I	Material orgánico particulado inerte.
23. X_P	Fosfato adsorbido sobre las partículas.
24. X_{II}	Material particulado inorgánico.

El modelo RWQM1 puede ser simplificado y adaptado a las circunstancias específicas de cada caso de estudio. Un ejemplo de aplicación del modelo simplificado es la realizada para cuantificar las tasas de transformación del oxígeno y del nitrógeno en el Río Glatt (Suiza) (Reichert et al., 2001). Para ello se simuló la evolución de 6 componentes mediante 12 procesos utilizando el software AQUASIM.

Recientemente, Solimeno et al. (2015) utilizaron el modelo RWQM1 como principal inspiración para desarrollar un nuevo modelo mecanicista que simula el tratamiento de aguas residuales urbanas mediante el cultivo de microalgas. Para ello incorporaron la limitación por carbono en el crecimiento de las algas y la transferencia de gases con la atmósfera (oxígeno, dióxido de carbono y amoniaco), a la vez que modelaron la fotorespiración, la fotosíntesis y la fotoinhibición.

- **GESCAL**

GESCAL (Paredes Arquiola, 2004) es un modelo mecanicista de simulación de la calidad de las aguas en ríos, embalses y en cualquier cuerpo de agua. Está integrado dentro del sistema de soporte a la decisión AQUATOOL (Andreu et al., 1996) que permite modelar conjuntamente la gestión y la calidad del agua en sistemas de recursos hídricos. Los componentes simulados en GESCAL son: oxígeno disuelto, materia orgánica carbonosa, nitrógeno orgánico, amonio, nitrato, fósforo orgánico, fósforo inorgánico, fitoplancton, contaminantes arbitrarios y temperatura.

Una de las aportaciones de GESCAL respecto a los modelos anteriormente descritos es la simulación de la temperatura del agua, el cual es un parámetro de importancia destacada en algunos procesos (por ejemplo, en el crecimiento de los microorganismos autótrofos y heterótrofos, es decir, en los procesos de nitrificación y desnitrificación). La temperatura se puede simular aplicando el método del balance térmico o el método de linealización, aunque el modelo también permite introducir la temperatura como un dato de entrada.

En la modelación del oxígeno disuelto se plantean tres posibles niveles de complejidad creciente. El primer nivel simula la materia orgánica carbonosa y el oxígeno disuelto, incluyendo la reaireación y la demanda de oxígeno por parte del sedimento; el segundo nivel añade la influencia del ciclo del nitrógeno; y el tercer nivel incluye también las interrelaciones con el fitoplancton, el fósforo orgánico y el fósforo inorgánico.

La modelación de la materia orgánica carbonosa incluye la degradación realizada por los microorganismos heterótrofos y la sedimentación de la fracción particulada.

Respecto al ciclo del nitrógeno, los procesos incluidos son la amonificación y sedimentación del nitrógeno orgánico, la nitrificación, la desnitrificación y el consumo por parte del fitoplancton.

El fitoplancton se modela mediante los procesos de crecimiento, respiración y sedimentación.

En cuanto al fósforo, se incluyen los procesos de mineralización y sedimentación del fósforo orgánico, así como el aporte debido a la respiración del fitoplancton y el consumo ejercido en el proceso de crecimiento del mismo.

A partir de la versión 2.0, el modelo GESCAL permite la consideración de contaminantes tóxicos, como compuestos orgánicos y metales pesados, los cuales se simulan mediante una cinética de degradación de primer orden. Dada la importancia que tienen los procesos de adsorción sobre los componentes particulados en la modelación de este tipo de sustancias, se incluye también la simulación de los sólidos totales en suspensión. Éstos están sujetos a los procesos de sedimentación y resuspensión, que se modelan mediante cinéticas de primer orden. Los contaminantes tóxicos se simulan tanto en la lámina de agua como en el sedimento.

Este modelo no sigue la estructura matricial de la serie ASM.

GESCAL ha sido aplicado en diferentes sistemas y con diversos objetivos. Entre estas aplicaciones destacan la simulación de la calidad de las aguas de la cuenca del río Júcar (España) (Paredes-Arquiola et al., 2010), la modelación de la calidad de las aguas del río Manzanares (Madrid) dentro de un sistema de soporte a la decisión (Paredes et al., 2010) o la gestión de la calidad de las aguas de la cuenca del río Llobregat (Cataluña) en situaciones de sequía (Mombloch et al., 2015).

Dirigiendo la atención al lago hipereutrófico de l'Albufera de València, se ha desarrollado un gran número de modelos mecanicistas con el objetivo específico de simular la calidad de sus aguas y dibujar escenarios futuros que permitan optimizar la gestión para recuperar el estado oligo-mesotrófico que tenían sus aguas en los años 1960. Algunos de los modelos más destacables son los siguientes:

- **El modelo SGICAS** (Martín, 1998)

El paquete SGICAS (Sistema de Gestión Integral de la Calidad de Aguas Superficiales) fue desarrollado por Martín (1998) con el objetivo de facilitar la toma de decisiones relativas a la gestión de la calidad del agua en los sistemas naturales como es el lago de l'Albufera. Para ello, SGICAS cuenta con cuatro módulos: introducción de datos, generación y cálculo de mallas computacionales, módulo hidrodinámico y módulo de calidad de aguas. Éste último, que forma el núcleo central del sistema, incluye la interacción entre la columna de agua y la capa de sedimentos. Además, contiene los procesos físicos, químicos y biológicos que afectan a los siguientes componentes: fitoplancton, nitrógeno orgánico, amonio, nitrato, fósforo orgánico, fosfato, oxígeno disuelto, materia orgánica, sustancias de tipo conservativo y microorganismos patógenos. Tras el proceso de calibración, el modelo fue utilizado para simular la influencia de distintas actuaciones sobre el proceso de recuperación del buen estado ecológico del lago de l'Albufera.

- **El modelo CABHAL** (Mondría, 2011)

El modelo CABHAL (Calidad de aguas y balance hídrico en l'Albufera) considera la relación entre las infraestructuras del sistema hídrico y la calidad de las aguas como un punto central en el estado trófico del lago. Por este motivo, tres de los seis módulos que lo componen están relacionados con el funcionamiento hídrico del sistema. Otro módulo se centra en la distribución espacial del lago y los dos restantes en el modelo de calidad de las aguas influentes y en el modelo de calidad de las aguas del lago. Este último módulo ha sido construido con el software de simulación bidimensional SOBEK WQ (Postma et al., 2003).

- **El modelo de eutrofización EnvHydrEm** (Zouiten, 2012)

Zouiten (2012) desarrolló un modelo matemático formado por dos módulos: uno correspondiente al análisis de las dinámicas de transporte y difusión y otro dedicado a los procesos biogeoquímicos que afectan a la eutrofización. El modelo, conocido como EnvHydrEm (*Environmental Hydraulics Institute Eutrophication Model*), incluye las interacciones entre la columna de agua, los sedimentos y la atmósfera. El modelo

contempla la simulación de diecinueve componentes entre los que destaca el fitoplancton como eje conductor de los procesos. Entre el resto de componentes se encuentran el carbono inorgánico total, el fósforo orgánico e inorgánico, el nitrógeno orgánico, el amonio y el nitrato, además del zooplancton, el bacterioplancton, el hierro y el manganeso. La dinámica de estos componentes se representa mediante la simulación de 72 procesos. El modelo fue convenientemente calibrado y validado en las marismas de Victoria (Cantabria) y en el lago de l'Albufera de València.

- **El modelo desarrollado por Onandia et al. (2015)**

En él se simula el nitrógeno, el fósforo, las bacterias heterótrofas y el fitoplancton, dividiendo éste último en dos grupos: las cianobacterias y las no cianobacterias. Los procesos implicados en la dinámica de ambos grupos de fitoplancton son el crecimiento, la muerte, la sedimentación y la predación por el zooplancton. El modelo incluye la capacidad del fitoplancton de acumular nitrógeno y fósforo internamente, y por lo tanto las cinéticas de crecimiento dependen de dichas acumulaciones, de la temperatura y de la radiación solar incidente.

La revisión realizada evidencia la variedad de modelos disponibles, cada uno de ellos con diferentes aproximaciones, especificidades y distintos rangos de aplicabilidad. La elección del modelo a utilizar en cada caso de estudio, y por ende de su complejidad, depende de los objetivos perseguidos, de las hipótesis a testear y de los datos disponibles (Min et al., 2011). Así, en algunos trabajos se han comparado los resultados obtenidos tras la simulación del comportamiento de un sistema utilizando distintos tipos de modelos matemáticos (Rousseau et al., 2004; Langergraber & Šimůnek, 2012; Paudel & Jawitz, 2012).

Meyer et al. (2014) proponen una guía para la elección adecuada del modelo a implementar. El trabajo, fruto de los estudios presentados en el año 2013 en el congreso *Wetland Pollutant Dynamics and Control* (WETPOL 2013) en materia de modelación, se centra en los HAFSS. No obstante, la metodología utilizada y las recomendaciones realizadas serían aplicables también a la modelación de los HAFS, a excepción del primer punto. Los autores establecen tres pasos básicos para determinar la elección del modelo a aplicar, los cuales están basados en:

1. La elección del tipo de humedal artificial. En el trabajo de Meyer et al. (2014) se plantea la elección entre el flujo subsuperficial parcial o totalmente saturado.
2. Los objetivos del estudio. El modelo a utilizar dependerá de que los objetivos principales tengan un carácter científico o ingenieril (de diseño de sistemas). Esto determinará el nivel de complejidad asociado, el grado de resolución espacial y temporal y el interés en las simulaciones a corto o largo plazo.
3. Los recursos dedicados a la modelación. Los recursos necesarios para llevar a cabo la modelación dependen de la experiencia previa de los usuarios, del precio del software o de la plataforma de cálculo y del nivel de desarrollo del modelo a utilizar, ya que los modelos incompletos o escasamente documentados requieren de un esfuerzo adicional.

Una característica común de la mayoría de los modelos descritos en este apartado es el uso de un número elevado de parámetros para describir los procesos simulados (CW2D tiene 46 parámetros, CWM1 65 y el modelo desarrollado por Rousseau (2005) incluye 100 parámetros). En el caso de los parámetros que también se utilizan en los modelos de la serie ASM (Henze et al., 2000), es habitual la asignación de valores utilizados en el tratamiento de aguas residuales urbanas mediante fangos activados, donde se dispone de técnicas analíticas para determinarlos experimentalmente (Vanrolleghem et al., 1999; Henze et al., 2000). Los valores del resto de parámetros suelen ser calibrados mediante comparación entre los datos simulados y los datos medidos experimentalmente. Sin embargo, Langergraber & Šimůnek (2005) ponen de manifiesto la necesidad de disponer de las técnicas necesarias para determinar experimentalmente los valores de dichos parámetros. En este sentido, recientemente se han llevado a cabo algunos trabajos que permiten calcular, mediante respirometrías realizadas en laboratorio, los valores de los parámetros de rendimiento (Y_H) para los procesos de crecimiento de los microorganismos heterótrofos en HAFSHs (Ortigara et al., 2011; Galvão & Piseiro, 2016). Los resultados obtenidos muestran valores de Y_H del mismo orden de magnitud que los utilizados por Henze et al. (2000) en el tratamiento de aguas residuales urbanas mediante fangos activados.

3.4. Diferencias en la composición de las aguas residuales urbanas y eutróficas

A la vista de la revisión realizada sobre los modelos mecanicistas existentes para simular el funcionamiento de los humedales artificiales, se observa que la mayoría han sido desarrollados para el tratamiento del agua residual urbana (ARU). También se ha constatado que la concentración de los diferentes sustratos y nutrientes es un factor influyente en la cinética de muchos de los procesos simulados. Así mismo, la importancia relativa de algunos procesos sobre la eliminación de nutrientes, especialmente la toma por la vegetación, depende de la concentración influente de dichos contaminantes, siendo mayor su importancia en aguas con menores concentraciones (Langergraber, 2005).

Sin embargo, la investigación que aquí se desarrolla se centra en el tratamiento de aguas eutróficas y no se han encontrado trabajos en los que se realice una comparación exhaustiva entre las características de ambos tipos de aguas. Una de las pocas referencias al respecto es la indicación realizada por Coveney et al. (2002), quien apunta que las concentraciones influentes al HAFS desde el lago hipereutrofizado Apopka (Florida, EEUU) son menores que las normalmente tratadas en humedales artificiales aplicados a ARU.

En Henze et al. (2000) se sugiere un listado de valores típicos para las ARU efluentes de un tratamiento primario, que son las que habitualmente son tratadas en los HHAA, a excepción de los que implementan el sistema Francés. Las concentraciones indicadas en dicho listado (Tabla 3.10) no son el resultado de una recopilación de valores reales sino que se presentan a modo de referencia. Esta caracterización está determinada para un agua de $DQO_T = 260 \text{ g DQO m}^{-3}$, $NKT = 25 \text{ g N m}^{-3}$ y $PT = 6 \text{ g P m}^{-3}$.

Tabla 3.10. Caracterización de los componentes de modelación para una composición típica de agua residual urbana procedente de un tratamiento primario (Henze et al., 2000).

Componente	Descripción	Valor	unidades
S _{O2}	Oxígeno disuelto.	0	mg O ₂ L ⁻¹
S _F	Materia orgánica rápidamente biodegradable.	30	mg DQO L ⁻¹
S _A	Productos de la fermentación (acetato).	20	mg DQO L ⁻¹
S _{NH4}	Amonio.	16	mg N L ⁻¹
S _{NO3}	Nitrato y nitrito.	0	mg N L ⁻¹
S _{PO4}	Fosfato.	3.6	mg P L ⁻¹
S _I	Materia orgánica soluble inerte.	30	mg DQO L ⁻¹
S _{ALK}	Alcalinidad.	5	mol HCO ₃ ⁻ L ⁻¹
X _I	Materia orgánica particulada inerte.	25	mg DQO L ⁻¹
X _S	Materia orgánica particulada lentamente biodegradable.	125	mg DQO L ⁻¹
X _{TSS}	Sólidos totales en suspensión.	180	mg dw L ⁻¹

En el trabajo de Ferrer & Seco (2003) se facilitan algunas concentraciones típicas de ARU brutas en unidades de $g\ h^{-1}\ d^{-1}$ y considerando un caudal de 150 L por habitante equivalente y día se obtienen una concentración de DQO = 933 mg L⁻¹, DBO₅ = 467 mg L⁻¹, NKT = 67 mg L⁻¹, PT = 17 mg L⁻¹ y SST=533 mg L⁻¹.

En la Tabla 3.11 se comparan las características del ARU y de las aguas eutróficas tratadas mediante humedales artificiales. Se observa que los valores medios de DQO y PT del ARU recogidos en dicha tabla son muy similares a los valores propuestos por Henze et al. (2000).

Los valores recopilados muestran que, en promedio, la concentración de todos los parámetros comparados (DQO, amonio, nitrato, fósforo total y sólidos totales en suspensión) es mayor en el ARU que las registradas en las aguas eutróficas. Las mayores diferencias se dan en las concentraciones de amonio y de fósforo total, donde la concentración en el ARU es unas 16-18 veces superior. La concentración de materia orgánica (DQO) en ARU cuadruplica a la de las aguas eutróficas y la de sólidos en suspensión la triplica. Sin embargo, la concentración promedio de nitratos es muy similar para ambos tipos de influente. Respecto a la clorofila, no es posible comparar su concentración en ambos tipos de agua, ya que éste no es parámetro habitualmente analizado en el ARU.

Tabla 3.11. Comparación de la caracterización de las aguas residuales urbanas y eutrofizadas tratadas mediante HHAA.

Parámetro	Agua residual urbana		Agua eutrofizadas	
	Valores	Referencias	Valores	Referencias
DQO _T (mg L ⁻¹)	170 - 260 350 - 360 160 ± 76 63.9 472	García et al. (2005) García et al. (2007) Mburu et al. (2013) Toscano et al. (2009) Vymazal & Kropfelová (2011)	35.0 ± 1.4 45.2 / 71.4 24 106.0	Martín et al. (2013b) Martín et al. (2016) He et al. (2007) Tang et al. (2009)
Amonio (mg N L ⁻¹)	36.8 – 61.5 60.0 32 – 36 26 ± 5 22.1 37.8	García et al. (2005) Langergraber & Šimůnek (2005) García et al. (2007) Mburu et al. (2013) Toscano et al. (2009) Vymazal & Kropfelová (2011)	0.017 0.529 ± 0.064 5.74	Coveney et al. (2002) Martín et al. (2013b) Tang et al. (2009)
Nitrato (mg N L ⁻¹)	3.0 1.1 ± 1.1 0.34 0.20	Langergraber & Šimůnek (2005) Mburu et al. (2013) Toscano et al. (2009) Vymazal & Kropfelová (2011)	0.011 2.03 ± 0.20 1.19	Coveney et al. (2002) Martín et al. (2013b) Tang et al. (2009)
Nitrógeno total (mg N L ⁻¹)	62.6	Salas et al. (2010)	4.60 3.9 ± 0.3 3.5 / 4.9 3.51 7.34	Coveney et al. (2002) Martín et al. (2013b) Martín et al. (2016) He et al. (2007) Tang et al. (2009)
Fosfato (mg P L ⁻¹)	2.6 – 10.5	García et al. (2005)	0.101 ± 0.014 0.398	Martín et al. (2013b) Tang et al. (2009)
Fósforo total (mg P L ⁻¹)	5.3 10.3	Vymazal & Kropfelová (2011) Salas et al. (2010)	0.173 0.361 ± 0.016 0.19 / 0.34 0.35 0.516	Coveney et al. (2002) Martín et al. (2013b) Martín et al. (2016) He et al. (2007) Tang et al. (2009)
Sólidos totales en suspensión (mg dw L ⁻¹)	237	Salas et al. (2010)	76 39.9 ± 1.86 50.0 / 60.1	Coveney et al. (2002) Martín et al. (2013b) Martín et al. (2016)
Clorofila <i>a</i> (mg L ⁻¹)	n.d.	n.d.	0.078 0.054 ± 0.001 0.062 / 0.096	Coveney et al. (2002) Martín et al. (2013b) Martín et al. (2016)

n.d.: datos no disponibles

3.5. Desarrollo de un modelo mecanicista para simular el tratamiento de aguas eutróficas mediante HAFS

Durante la revisión realizada sobre las distintas tipologías de modelos mecanicistas, se ha podido observar como los modelos existentes en este ámbito han sido mayoritariamente desarrollados para el tratamiento de aguas residuales urbanas en humedales artificiales de flujo subsuperficial. Por otra parte, se dispone de modelos mecanicistas como el de Reichert et al. (2001) basados en la estructura de ASM (Henze et al., 2000) para la modelación de aguas naturales que permiten simular, entre otros componentes, la dinámica del fitoplancton, componente de importancia destacable en las aguas eutróficas. Sin embargo, la modelación mecanicista de las aguas eutróficas mediante humedales artificiales de flujo superficial no se ha abordado en profundidad. Únicamente se conoce la existencia de modelos en los que el funcionamiento del HA se simula mediante un número pequeño de procesos y componentes (Galanopoulos et al., 2013, 2014; Galanopoulos & Lyberatos, 2016).

Por otra parte, el tratamiento mediante humedales artificiales de flujo superficial ha demostrado ser una tecnología eficaz para la reducción de la carga contaminante de las aguas naturales eutrofizadas (apartado 3.2.). Así mismo, la previsión de un aumento de la eutrofización en algunas áreas geográficas (OECD, 2012) y las ventajas derivadas de esta tecnología de bajo coste hacen que la aplicación de los HAFS para el tratamiento de este tipo de aguas pueda aumentar en los próximos años.

Ante esta situación, sería conveniente disponer de un modelo mecanicista biocinético que simule el tratamiento de las aguas eutróficas mediante HAFS. Esto permitiría incrementar el conocimiento científico que actualmente se tiene sobre los procesos que ocurren en este tipo de sistemas. Así mismo, supondría una herramienta útil para el diseño de nuevos sistemas y para la gestión de los que ya están en funcionamiento.

El procedimiento a seguir en el desarrollo de dicho modelo debería cumplir las metodologías establecidas para garantizar la validez y robustez del modelo resultante. Wanner et al. (2006) indican seis pasos básicos que se deberían cumplir para la creación de un modelo matemático:

1. Identificación de los componentes y procesos esenciales que intervienen en el sistema.
2. Representación de los procesos mediante expresiones matemáticas.
3. Combinación de las expresiones matemáticas con ecuaciones que expresen los balances de materia y/o de energía.
4. Asignación de valores adecuados a los parámetros implicados en las ecuaciones matemáticas.
5. Resolución de las ecuaciones matemáticas utilizando la metodología apropiada. Los sistemas más simples se pueden resolver utilizando las soluciones analíticas, mientras que sistemas más complejos necesitan la aplicación de técnicas numéricas de resolución.
6. Representación de los valores simulados para los componentes incluidos en el modelo.

Así mismo, sería conveniente que este modelo estuviera basado en la estructura de la serie ASM (Henze et al., 2000) ya que ésta ha demostrado ser una buena herramienta para la

representación de modelos mecanicistas de humedales artificiales y presenta, entre otras, las siguientes ventajas (Rousseau, 2005):

- Uso de balances de masa y ecuaciones de continuidad para formular los procesos.
- Facilitación de la comunicación entre modeladores y usuarios, haciendo uso de un “lenguaje común” ampliamente conocido y utilizado (representación mediante notación matricial).
- Validez demostrada de las ecuaciones utilizadas.
- Disponibilidad de un gran número de valores para los parámetros utilizados.

Así mismo, en el desarrollo de un modelo mecanicista es necesario disponer de un submodelo hidráulico simple y preciso que pueda ser calibrado con una cantidad de datos limitada (Rousseau, 2005).

En los siguientes capítulos se muestra el planteamiento y desarrollo llevado a cabo para obtener un modelo que cumpla con las características indicadas.

Capítulo 4. Material y métodos

En este capítulo se detalla el proceso experimental llevado a cabo para recopilar los datos utilizados en la calibración y validación del modelo mecanicista desarrollado en este trabajo de investigación. En primer lugar se analiza la morfología, el funcionamiento y la gestión de los humedales artificiales de flujo superficial, operados a escala real, donde se obtuvieron las series de datos experimentales para calibrar y validar el modelo desarrollado. A continuación se describe la monitorización de los parámetros físicoquímicos y biológicos del agua y de los sedimentos, la monitorización de los parámetros hidráulicos y la recopilación de los datos meteorológicos necesarios. También se realizó el seguimiento de la avifauna existente en los humedales artificiales para modelar su efecto en la resuspensión de los sedimentos, así como la vegetación emergente para modelar su influencia sobre la calidad de las aguas.

Más adelante se describen los softwares HEC-RAS y AQUASIM, el primero utilizado para la representación del funcionamiento hidráulico de los sistemas estudiados y el segundo para la simulación de los modelos matemáticos M1 y M2 desarrollados en los capítulos 6 y 7. Se hace especial hincapié en la metodología seguida para la implementación de los modelos en estos softwares.

Por último, se indica la metodología utilizada para estudiar la sensibilidad del modelo desarrollado.

4.1. Ubicación y descripción de los HAFS del *Tanquat de la Pipa*

Los datos experimentales necesarios para la calibración y validación del modelo matemático se han recopilado en el sistema conocido como *Tanquat de la Pipa*. Se trata de un Área de Reserva ubicada en el término municipal de Catarroja (València) (Tabla 4.1), a 12 km aproximadamente de la ciudad de València y en la orilla norte del lago de l'Albufera (Figura 4.1). En el noreste colinda con el Barranco del Poyo (BP), en el suroeste con la acequia del Puerto de Catarroja (APC), en el noroeste con el *Tanquat de la Sardina*, dedicado al cultivo de arroz, y en sureste con el propio lago de L'Albufera de València.

Tabla 4.1. Coordenadas UTM del *Tanquat de la Pipa*.

	X	Y
Noreste	728736	4361191
Noroeste	728368	4360944
Suroeste	728668	4360183
Sureste	729088	4360471



Figura 4.1. Ubicación del *Tanquat de la Pipa* respecto al lago de l'Albufera.

El *Tanquat de la Pipa* fue construido entre los años 2007 y 2009 en los terrenos ocupados por un antiguo campo de arroz donde se llevó a cabo una importante labor de restauración ambiental y en la actualidad está catalogado como Área de Reserva, dentro del Parque Natural de l'Albufera de València (Figura 4.2). La pertenencia del *Tanquat* a dicho Parque Natural supuso

algunas limitaciones en su construcción, ya que se intentó adaptar lo máximo posible a las características del entorno provocando el menor impacto ambiental.



Figura 4.2. Imágenes aéreas de la parcela donde se ubica el *Tanca de la Pipa*. Izquierda: antiguo campo de arroz antes de la restauración ambiental (01/10/2006), derecha: Área de Reserva tras la restauración ambiental (28/04/2010). Fuente: 39°21'50.59"N y 0°20'46.27"O. Google Earth. 14/03/2016.

Durante la restauración del sistema se retiró la capa superficial de tierra vegetal y se compactó la siguiente capa de material, de naturaleza arcillo limoso/franco limoso arcilloso y con una conductividad hidráulica muy baja (Martín et al., 2013b). De esta forma se consiguió una alta impermeabilización de la base del sistema pese a que las limitaciones anteriormente comentadas impidieron la colocación de una capa de material aislante.

La pendiente de los terrenos del *Tanca de la Pipa* no se modificó durante la restauración del sistema sino que se mantuvo la pendiente, prácticamente nula, que tenía el antiguo campo de arroz.

Respecto a la terminología, la palabra *tanca* (del valenciano, *cerrado*) hace referencia a la estructura y al funcionamiento hidráulico de este tipo de parcelas. Los terrenos de un *tanca* se encuentran por debajo del nivel del agua del lago de l'Albufera y de las acequias colindantes y están abancalados, de forma que el agua entra al sistema y fluye dentro de él por gravedad. El agua queda contenida por las motas que delimitan la parcela y su evacuación se realiza mediante bombeo (Figura 4.3).

El *Tanca de la Pipa* ocupa una extensión total de 40 ha y está dividido en tres espacios de distinta tipología: surgencia de agua subterránea o *ullal*, humedales artificiales de flujo superficial y lagunas. Estos tres espacios ocupan unas 25 ha y el resto está dedicado a caminos de acceso y caminos perimetrales, así como a canales de distribución.

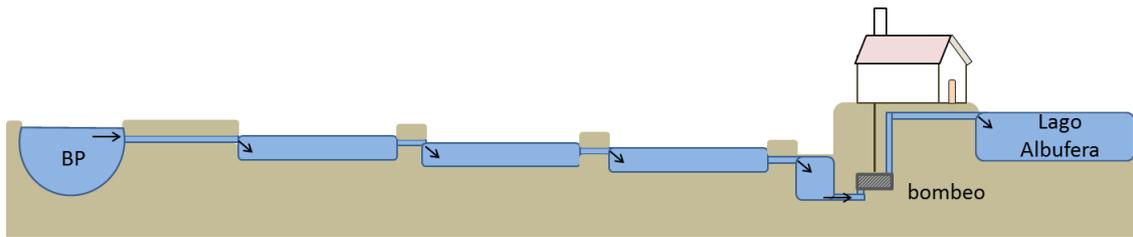


Figura 4.3. Esquema del funcionamiento hidráulico de un *tancaat*.

El *ullal* ocupa una superficie de 2.5 ha y consiste en una surgencia artificial de agua subterránea realizada mediante la perforación de un pozo artesiano de 250 m de profundidad. Este espacio se diseñó con el objetivo de recrear los ambientes de surgencias que en el pasado abundaban en el lago de l'Albufera y que en la actualidad son escasos y emanan menos agua. El caudal de agua que brota es conducido a una de las lagunas existentes dentro del propio *Tancaat* (a la laguna conocida como educativa), aunque en la actualidad este caudal puede considerarse nulo debido a la obturación de la tubería del pozo.

Los humedales artificiales de flujo superficial del *Tancaat de la Pipa* ocupan una superficie total de unas 9 ha y se dividen en tres subconjuntos: sistema denominado como filtros grandes (FG), sistema de filtros pequeños (fp) y sistema del filtro 4 (F4). Los tres subconjuntos funcionan en paralelo, por lo que es posible estudiarlos de forma independiente. Cada uno de los subconjuntos FG y fp está formado por tres unidades en serie (FG1, FG2, FG3 y fp1, fp2, fp3, respectivamente), mientras que el subconjunto F4 está formado por tres unidades de funcionamiento en paralelo⁴. Se trata de sistemas someros, con una profundidad media de 0.2 m. El principal objetivo de estos HAFS es el tratamiento de las aguas hipereutrofizadas del lago de l'Albufera para eliminar, sobre todo, sólidos en suspensión, fitoplancton y nutrientes (nitrógeno y fósforo, principalmente).

El *Tancaat de la Pipa* también cuenta con dos lagunas, conocidas como laguna educativa y laguna de reserva, que reciben el agua del *ullal* y de los HAFS FG, fp y F4. Estas zonas, que suponen más de la mitad de la superficie útil del *Tancaat de la Pipa*, se caracterizan por tener una profundidad mayor que los humedales artificiales (0.3-0.7 m) y por presentar la mayor parte de la lámina de agua desprovista de vegetación emergente, ya que las macrófitas únicamente crecen en la zona perimetral. Los objetivos de las lagunas son el refinado del tratamiento de las aguas efluentes de los HHAA (Rodrigo et al., 2013a) y la reproducción del ecosistema existente en l'Albufera en la década de 1960, previamente a la crisis ambiental, haciendo especial hincapié en la recuperación de la vegetación sumergida (Rodrigo et al., 2013b).

En la Figura 4.4 se muestra un esquema general del *Tancaat de la Pipa* y en la Tabla 4.2 se indica el área ocupada por cada uno de estos sistemas.

Por lo tanto, la gestión de esta área de Reserva está enfocada al cumplimiento de un doble objetivo: el tratamiento de las aguas eutrofizadas del lago y la regeneración de un ecosistema que albergue una alta biodiversidad.

⁴ En el año 2013 el subconjunto *F4* fue dividido en tres celdas de funcionamiento en paralelo, pero durante el periodo de duración del presente estudio estuvo compuesto por una única celda.

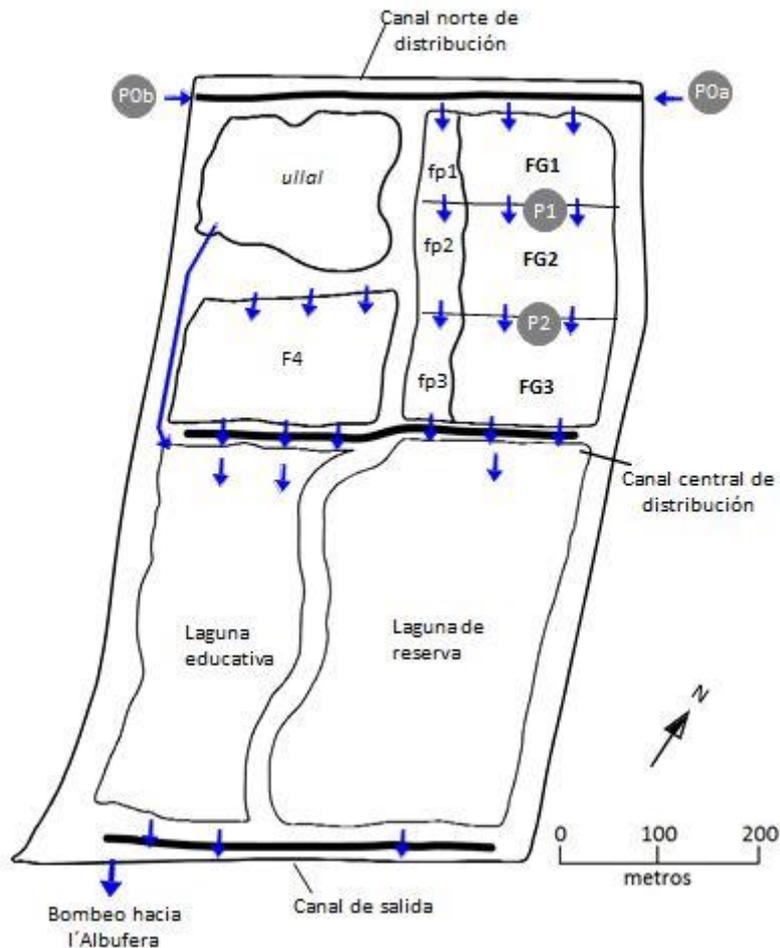


Figura 4.4. Esquema general del *Tanca de la Pipa*.

Tal como se ha comentado anteriormente, el *Tanca de la Pipa* se ubica en la orilla del lago de l'Albufera, entre el final de los canales conocidos como *Barranco del Poyo* y *Acequia del Puerto de Catarroja*. En este punto se ha alcanzado la mezcla entre el agua de dichos canales y el agua del lago, y se considera que el agua existente en dicha zona es el agua del propio lago de l'Albufera.

El agua de l'Albufera entra al *Tanca de la Pipa* por los puntos P0a y P0b (Figura 4.4) y tanto la entrada al sistema como su movimiento dentro de él se producen por gravedad. Los caudales procedentes de los puntos P0a y P0b convergen en el canal norte de distribución y de ahí se reparte a los HAFS FG, fp y F4. Tras el tratamiento en estos sistemas, el agua pasa al canal central de distribución y de allí a las lagunas educativa y de reserva. Finalmente, el agua tratada se recoge en el canal de salida y se devuelve al lago de l'Albufera mediante bombeo.

La entrada del agua al sistema se realiza a través de dos vertederos triangulares en pared delgada situados en los puntos P0a y P0b (Figura 4.5a) y dos compuertas que controlan el paso del agua desde el lago de l'Albufera. La regulación de estas compuertas es manual y se realiza diariamente, ya que el caudal de entrada al *Tanca de la Pipa* depende del nivel del lago. Se ha observado que dicho nivel oscila con una elevada frecuencia y que una variación de 1 cm en el

nivel del agua del lago produce un cambio en el caudal de entrada de 7-10 L s⁻¹ (Martín et al., 2013b).

Una vez explicado el funcionamiento global del *Tancat de la Pipa*, se van a describir con más detalle los sistemas FG1 y FG2 del conjunto FG, puesto que es en estas celdas donde se aplican los modelos matemáticos desarrollados en los Capítulos 6 y 7. Concretamente, la calibración se realizará en el sistema FG1 y la validación se llevará a cabo en FG2.

Tabla 4.2. Superficie ocupada por cada una de las unidades que conforman el *Tancat de la Pipa*.

Unidad	Área (m ²)
Ullal	25000
FG	48956
FG1	13509
FG2	18240
FG3	17207
fp	14632
fp1	3575
fp2	5155
fp3	5902
F4	25596
Laguna educativa	60000
Laguna reserva	80000

Los humedales artificiales de flujo superficial FG1 y FG2 tienen un área de aproximadamente 15000m² cada uno y una relación longitud:anchura (L:A) de 0.6-0.7 (Tabla 4.3).

Tabla 4.3. Caracterización de los HAFS FG1 y FG2.

Sistema	Longitud	Anchura	Relación L:A	Profundidad media
FG1	90.0	150.1	0.6	0.22
FG2	113.0	161.4	0.7	0.18

La entrada del agua al sistema FG1 y la conexión hidráulica entre FG1 y FG2, así como entre FG2 y FG3, se realiza a través de cuatro compuertas (compuertas a, b, c, d), las cuales tienen una anchura de 0.3 m y están separadas entre ellas una distancia aproximada de 30 m. El calado de la columna de agua en los HAFS se regula mediante compuertas, las cuales disponen de un tablón de madera que determina la profundidad de la columna del agua y el caudal circulante rebosa sobre dicho tablón (Figura 4.5b).



Figura 4.5. Detalles de (a) el vertedero triangular de entrada al *Tancat de la Pipa* desde el punto P0b y (b) las compuertas intermedias con el tablón de madera que regula el paso del agua.

Tal como se observa en la Figura 4.6, cada sistema del subconjunto FG tiene tres compuertas laterales que ofrecen la posibilidad de conectarlas con el sistema fp y con el canal auxiliar situado al noreste (compuertas e, f, g). Sin embargo, estas compuertas se encuentran habitualmente cerradas, de forma que el subconjunto FG funciona de manera independiente al resto de unidades y el agua circula a través de las compuertas a, b, c, d.

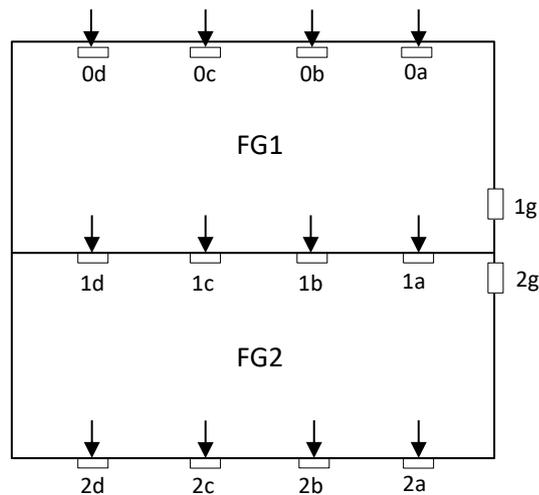


Figura 4.6. Esquema de las conexiones hidráulicas en el subconjunto FG.

Respecto a la vegetación macrófita, las unidades FG1 y FG2 se plantaron durante los meses de enero-febrero de 2009 con *Typha* spp. con una densidad de 1 pie m^{-2} (Tabla 4.4).

Tabla 4.4. Cronología de la evolución de las macrófitas emergentes en los sistemas FG1 y FG2.

	FG1	FG2
Enero 2009	Plantación de <i>Typha</i> spp.	Plantación de <i>Typha</i> spp.
Octubre 2009	Siega.	
Mayo 2010		Descenso de la cobertura vegetal.
Marzo 2011	Plantación de <i>Phragmites</i> spp.	

Pocos meses después de la plantación y tras el crecimiento de las macrófitas, en las unidades FG1 y FG2 se alcanzó una cobertura vegetal completa. En octubre de 2009 se segó la unidad FG1 con el objetivo de eliminar del sistema la materia orgánica y los nutrientes contenidos en la parte aérea de dicha vegetación. Sin embargo, la vegetación no volvió a crecer debido a la depredación ejercida por la avifauna herbívora y en marzo de 2011 se plantó *Phragmites* spp. en la unidad FG1 aunque tampoco se desarrolló. La cobertura vegetal de FG2, que no se segó, experimentó un descenso brusco a partir de mayo de 2010 debido a la depredación por parte del *Porphyrio porphyrio* (Martín et al., 2013b), un ave herbívora conocida comúnmente como calamón que corta los brotes tiernos de la enea para alimentarse.

La entrada del agua al subconjunto FG se interrumpió en varias ocasiones para realizar tareas de mantenimiento o mejora del sistema (Tabla 4.5). Entre los meses de octubre y noviembre de 2009 se suspendió la entrada de agua para facilitar la siega de FG1. En FG1 el flujo se restableció el 25 de noviembre de 2009, mientras en FG2 se restituyó unos días antes mediante la entrada por la compuerta lateral 2g de FG2. Más tarde, durante la primavera y verano de 2011 se secaron de nuevo ambos sistemas para realizar las replantaciones.

Tabla 4.5. Cronología de los periodos de interrupción de la entrada de agua a cada sistema.

	FG1	FG2
Periodo de secado I	19/10/2009 – 25/11/2009	19/10/2009 – 08/11/2009
Periodo de secado II	21/03/2011 – 06/04/2011	21/03/2011 – 06/04/2011
Periodo de secado III	26/07/2011 – 02/09/2011	26/07/2011 – 02/09/2011

4.2. Monitorización de los HAFS FG1 y FG2

A continuación se describe la metodología empleada para la obtención de los datos experimentales en los HAFS FG1 y FG2 del *Tanque de la Pipa*. Se detalla la monitorización de las variables físico-químicas y biológicas de calidad del agua, el análisis de los sedimentos, la monitorización de las variables hidráulicas, la determinación de la cobertura vegetal, el seguimiento de la avifauna y la obtención de los datos meteorológicos. Todos ellos son necesarios para la calibración y validación del modelo matemático.

Todas estas variables fueron monitorizadas durante tres años, entre abril del 2009 y abril del 2012, con diferentes frecuencias de muestreo para cada subconjunto (agua, sedimentos, vegetación, avifauna y meteorología).

4.2.1. Parámetros físico-químicos y biológicos del agua

Los parámetros físico-químicos se analizaron en las muestras de agua tomadas en los siguientes puntos (Figura 4.7):

- P0a: entrada de agua al *Tancat de la Pipa* desde el *Barranco del Poyo*.
- P0b: entrada de agua al *Tancat de la Pipa* desde la *Acequia del Puerto de Catarroja*.
- P1: salida del sistema FG1, tomada en la arqueta 2c.
- P2: salida del sistema FG2, tomada en la arqueta 3c.

Puesto que el subconjunto FG tiene un funcionamiento en serie, el agua de salida del sistema FG1 se corresponde con el agua de entrada a FG2.

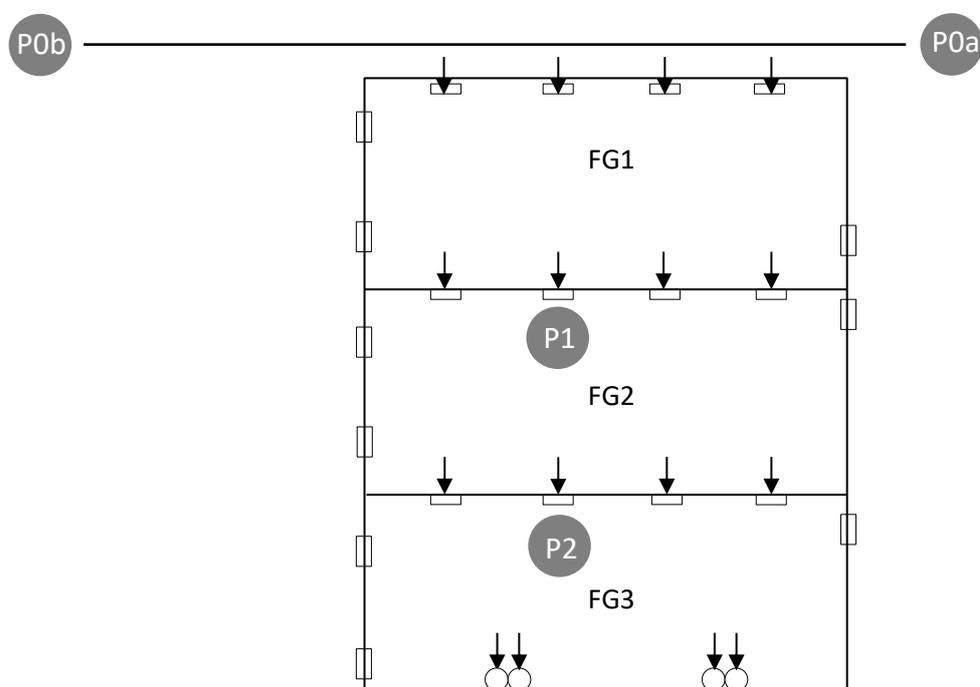


Figura 4.7. Esquematación de los puntos de muestreo de agua.

Los muestreos de agua se realizaron los lunes por la mañana, con una frecuencia quincenal entre abril de 2009 y abril de 2011, y con una frecuencia mensual entre abril de 2011 y abril de 2012. El hecho de que las muestras se tomaran los lunes puede ser significativo, ya que durante los fines de semana no se contaba con personal técnico en el *Tancat de la Pipa* y las posibles incidencias que hubieran podido ocurrir durante ese tiempo no se subsanaban hasta después del muestreo.

Las cuatro muestras de agua se tomaron siempre en el mismo rango horario con el objetivo de minimizar la influencia que las oscilaciones diarias de las condiciones ambientales pudieran tener sobre la calidad del agua (temperatura del aire, radiación solar, velocidad del viento, etc.). En la Tabla 4.6 puede observarse la hora aproximada en la que se tomó cada una de las muestras:

Tabla 4.6. Temporización de la toma de muestras de agua.

Muestra	Hora aproximada de muestreo
P0a	11:15
P0b	11:30
P1	10:30
P2	10:45

La toma, transporte y conservación de las muestras de agua se realizaron siguiendo la norma española UNE-EN ISO 5667. Las muestras se tomaron a la mitad de la profundidad de la columna de agua (0.1 m, aproximadamente), siempre evitando la resuspensión de sedimentos desde el fondo.

Las muestras se tomaron en botellas de plástico de 2 L y se transportaron refrigeradas hasta el laboratorio. En él se conservaron en nevera, protegidas de la luz solar y a una temperatura de 4°C hasta su análisis, que se realizó siempre en un plazo máximo de 24h. Previamente a cada muestreo, se procedió a la limpieza del material empleado manteniéndolo durante 24h en HCl al 10% (v/v), seguido de un enjuague triple con agua desionizada y secado al aire. Así mismo, los reactivos empleados en cada determinación fueron de calidad para análisis o superior y el material de vidrio empleado fue clase A.

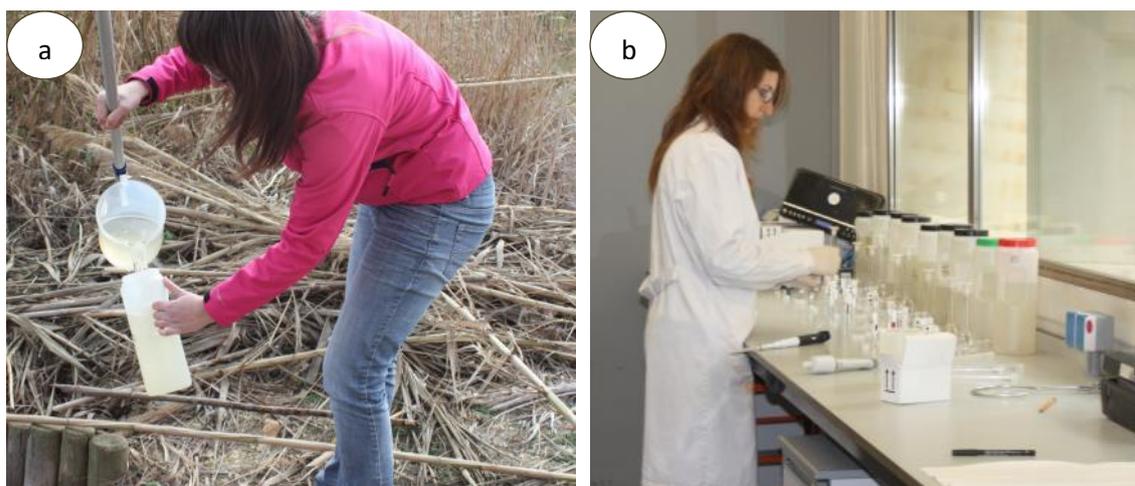


Figura 4.8. Imágenes de (a) un muestreo de agua en el punto P0a y (b) un análisis en el laboratorio.

En la Tabla 4.7 se detallan las determinaciones analíticas realizadas en cada muestra de agua, así como la normativa de referencia utilizada en cada análisis y algunas de sus características principales. La determinación de los sólidos totales en suspensión (SST) y de los sólidos volátiles en suspensión (SSV) se realizó por gravimetría, siguiendo las normas indicadas en dicha tabla, la turbidez se determinó mediante un turbidímetro Eutech TN-100 y el resto de parámetros se analizaron utilizando los test Spectroquant de Merck®. En estas determinaciones se usó el termorreactor Spectroquant® TR 320 y el fotómetro Spectroquant® Nova 60^a, ambos de Merck®.

Además de los parámetros descritos en la Tabla 4.7, *in situ* se midieron la conductividad eléctrica y la concentración de sales disueltas (TetraCon®), el pH (SenTix® 41), la concentración de oxígeno disuelto (OD) y el porcentaje de saturación (Cellox® 325), así como la

temperatura, utilizando el equipo manual de sondas móviles de medición universal Multi 340i (WTW).

Adicionalmente, se determinó la concentración de clorofila *a* en cada una de las muestras con el objetivo de obtener una medida de la cantidad total de microalgas. Se utilizó el fluorímetro Aquafluor – Turner Designs para determinar la clorofila *a* en vivo (filtro extracción 460 ± 20 nm; filtro emisión >665nm; LED azul). El fluorímetro se calibró mediante la determinación de clorofila *a* por extracción de los pigmentos fotosintéticos usando acetona al 90% como disolvente; los valores de absorbancia se determinaron espectrofotométricamente mediante el método tricromático y se aplicaron las ecuaciones indicadas por Jeffrey & Humphrey (1975). Estas determinaciones fueron realizadas por el grupo de investigación del *Institut Cavanilles de Biodiversitat i Biologia Evolutiva* de la *Universitat de València (ICBiBE)*.

Tabla 4.7. Principales características de los procedimientos utilizados en el análisis de los parámetros físico-químicos en las muestras de agua.

Parámetro	Método	Unidades de medida	Intervalo de medida	Desviación estándar
DQO _t y DQO ₅	ISO 15705	mg O ₂ L ⁻¹	10-150	±1.2
N-NH ₄ ⁺	ISO 7150/1	mg N L ⁻¹	0.01-3.00	±0.024
N-NO ₂ ⁻	EPA 354.1, APHA 4500, DIN EN 26777 D10	mg N L ⁻¹	0.002-1.00	±0.008
N-NO ₃ ⁻	Fotometría (formación de nitrocompuesto rojo)	mg N L ⁻¹	0.20-20.0	±0.18
NT	ISO 11905-1 + determinación fotométrica de nitratos	mg N L ⁻¹	0.20-20.0	±0.18
P-PO ₄ ³⁻	ISO 6878/1	mg P L ⁻¹	0.01-5.00	±0.035
PT	Disgregación + ISO 6978	mg P L ⁻¹	0.01-5.00	±0.035
Si	US Stnd. Meth. 4500	mg Si L ⁻¹	0.005-5.00	±0.038
SST	UNE-EN 872	mg L ⁻¹		
SSV	UNE 77034	mg L ⁻¹		
Turbidez	Fotométrico (ISO 7027)	FAU	1-1000	

Entre enero de 2014 y diciembre de 2015 se monitorizó la deposición atmosférica, tanto seca como húmeda. Para ello se instaló un captador atmosférico ubicado entre el final de la laguna educativa y el canal de salida. El captador, formado por un embudo de 35 cm de diámetro y una botella opaca de 5 L de capacidad (Figura 4.9), acumula la deposición atmosférica durante el periodo entre muestreos, los cuales se realizaron cada 21 días, siempre y cuando se hubieran registrado episodios de lluvia. Las muestras de deposición se transportaron al laboratorio siguiendo la metodología indicada anteriormente y se analizaron para determinar los parámetros que se muestran en la Tabla 4.7. La concentración analizada representa el sumatorio de la concentración contenida en el agua de lluvia y en la deposición seca acumulada entre dos periodos de muestreo consecutivos.

También se realizaron seguimientos de la evolución del pH y del OD a lo largo de un día completo. Los del pH se realizaron en los puntos P0a y P1 y los del OD en los puntos P1 y P2. Se

registraron los valores de estos parámetros en intervalos de 15 minutos durante 24 horas, utilizando para ello las sondas anteriormente descritas.



Figura 4.9. Imagen del captador atmosférico, ubicado en las proximidades del canal de salida.

4.2.2. Parámetros físico-químicos de los sedimentos

Se analizaron los principales parámetros físico-químicos de los sedimentos de los HAFS FG1 y FG2. En cada sistema se muestreó un punto situado en la zona media del humedal y en él se extrajo un testigo del sedimento de 0 a 0.2 m de profundidad. Posteriormente, este testigo se dividió en dos sub-muestras para analizar por separado las características del sedimento de 0-0.1 m y de 0.1-0.2 m. Las muestras se transportaron refrigeradas hasta el laboratorio, donde se guardaron a 4°C y en condiciones de oscuridad. Previamente a la realización de los análisis, las muestras fueron secadas al aire y tamizadas según UNE 77303. Las campañas de muestreo se realizaron en los meses de marzo y septiembre de cada año, además de una campaña adicional que tuvo lugar en abril de 2011 tras el periodo de secado de FG, con lo cual se realizaron un total de 7 campañas de muestreo de sedimentos.

En la Tabla 4.8 se muestran las principales características de los parámetros físico-químicos determinados en cada muestra de sedimento:

Tabla 4.8. Principales características de los procedimientos realizados para analizar los parámetros físico-químicos en las muestras de sedimento.

Parámetro	Método	Unidades de medida
Fósforo soluble	UNE 77324	mg P kg dw ⁻¹
Humedad	UNE 77311	%
Materia orgánica	Pérdida por calcinación y oxidación húmeda	% de carbono
Nitrógeno nítrico	UNE 77306, ISO 14255	mg N kg dw ⁻¹
NKT	UNE 77318, ISO 11261:1995	mg N kg dw ⁻¹

4.2.3. Parámetros hidráulicos

La variable hidráulica que se monitorizó es el caudal. Se realizó el seguimiento de los caudales de entrada al *Tancat de la Pipa* a través de los puntos P0a y P0b, así como de los caudales circulantes en el subconjunto FG. Los caudales de entrada en P0a y P0b se calcularon a partir de la Ec. 4.1 de caudal en vertederos triangulares de pared delgada, para lo cual se comprobó el cumplimiento de las siguientes asunciones:

- Existe un flujo uniforme aguas arriba del vertedero y la presión varía linealmente con la profundidad.
- La superficie libre es paralela al fondo del canal, está lo suficientemente lejos del plano del vertedero y todas las partículas que fluyen sobre el vertedero se mueven horizontalmente.
- La presión externa a la lámina vertiente es la atmosférica.
- Los efectos debidos a la viscosidad y tensión superficial del líquido son despreciables.

$$Q = \frac{8}{15} C_d \sqrt{2g} \tan(\theta/2) h^{5/2} \quad \text{Ec. 4.1}$$

siendo Q ($L s^{-1}$) el caudal circulante, C_d el coeficiente de descarga, θ ($^\circ$) el ángulo del vertedero y h (m) la carga del vertedero (desnivel entre la superficie libre de aguas arriba y la cresta del vertedero) (Figura 4.10).

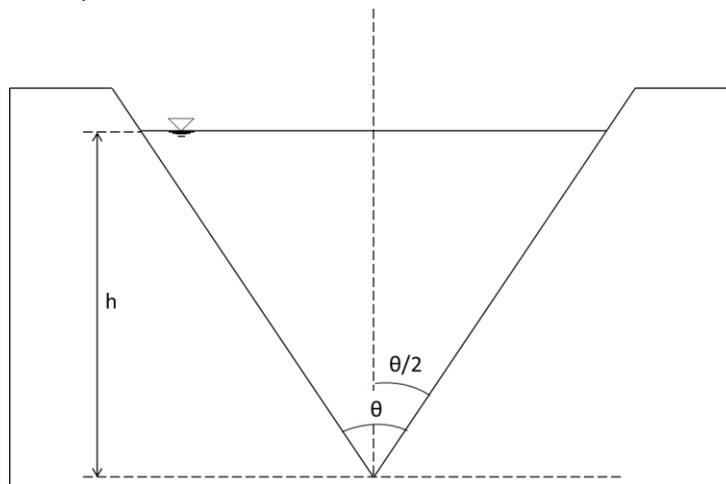


Figura 4.10. Diagrama de un vertedero triangular.

Las cargas en los vertederos se registran diariamente de forma manual mediante la lectura en una regla fija ubicada en cada uno de los vertederos (Figura 4.5a). El caudal circulante por cada vertedero triangular se determinó utilizando el trabajo de Bos (1976) en el que se calibraron los parámetros de la ecuación Ec. 4.1 y se calculó el caudal circulante equivalente a cada altura medida de la lámina de agua.

Además de los caudales en los puntos P0a y P0b también se midieron los caudales circulantes en los HAFS FG1 y FG2. Para ello se monitorizó la velocidad del flujo en las compuertas de entrada a la unidad FG1 (0a - 0d) y en las compuertas de salida de FG1 y FG2 (1a – 1d y 2a – 2d). Estas velocidades de flujo se midieron con una frecuencia irregular que dependió de la variabilidad en el caudal de entrada al *Tancat de la Pipa*, siendo las entradas a FG1 los puntos con una mayor frecuencia de monitorización (Figura 4.11).

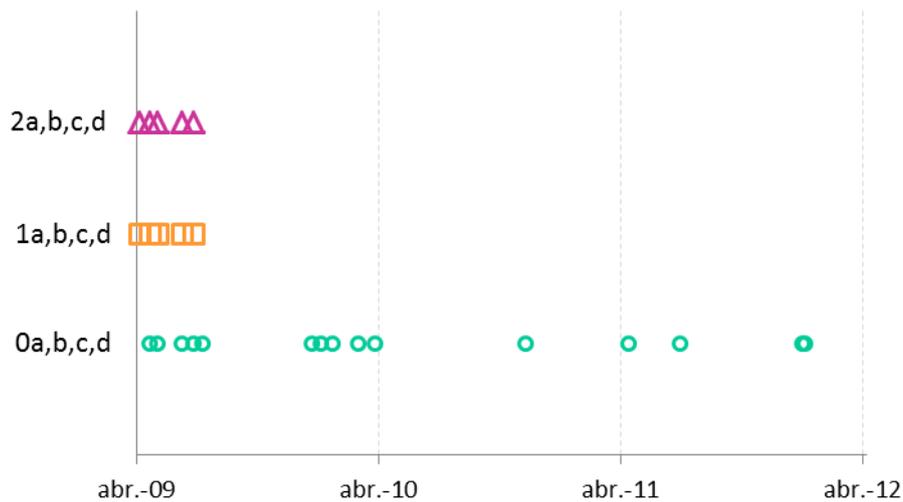


Figura 4.11. Cronología de la monitorización del caudal circulante en FG1 y FG2. En el eje de ordenadas se representan las compuertas monitorizadas.

Las velocidades circulantes en FG se midieron utilizando un minimolinete de marca SEBA F1 (Figura 4.12). Se trata de un instrumento de medida de la velocidad del agua en canal abierto a partir de la velocidad de rotación de una hélice colocada en un eje horizontal. A través de un ciclotransmisor se registra el número de giros por segundo que realiza la hélice y posteriormente se calcula la velocidad del flujo.

Según la velocidad del flujo se utilizaron diferentes tamaños de hélice, de forma que las hélices más pequeñas se usaron con velocidades más bajas. Cada hélice se calibró con una frecuencia regular durante el periodo de estudio mediante la realización de ensayos en canales hidráulicos para la obtención de los parámetros indicados en la Ec. 4.2:

$$v = k \cdot n + D \quad \text{Ec. 4.2}$$

siendo v (m s^{-1}) la velocidad del flujo, k (m) la pendiente hidráulica a calibrar, n el número de revoluciones por segundo de la hélice y D (m s^{-1}) la constante del minimolinete.

Durante la monitorización de los sistemas FG1 y FG2, el número de revoluciones de la hélice se registró durante un minuto por triplicado y se obtuvo el valor n como el promedio de los tres registros. El caudal circulante se calculó multiplicando el área mojada de la arqueta por la velocidad del flujo:

$$Q = h \cdot b \cdot v \quad \text{Ec. 4.3}$$

siendo h (m) la altura de la lámina de agua y b (m) la anchura de la compuerta.



Figura 4.12. (a) Minimolinete SEBA F1 con las hélices taradas y (b) minimolinete en funcionamiento midiendo la velocidad de flujo en el punto 3T1.

4.2.4. Determinación de la cobertura vegetal

Durante los tres años de estudio se determinó el grado de cobertura vegetal (CV) de los HAFS FG1 y FG2, entendiéndose éste como la fracción de la lámina de agua que está tapada por la proyección de la parte aérea de las macrófitas emergentes. La CV se obtuvo mediante el estudio de imágenes aéreas y la realización de estimaciones visuales *in situ*.

Las imágenes aéreas utilizadas para la determinación de la CV son las disponibles en Google Earth® (28/04/2010, 17/04/2011, 20/05/2011 y 25/06/2011) y las fotografías aéreas tomadas el 14/10/2010 (Figura 4.13). La estimación de la CV realizada mediante el estudio de estas imágenes fue completada con la estimación visual *in situ* llevada a cabo durante las visitas al *Tancat de la Pipa* para la monitorización de las muestras de agua y sedimentos.



Figura 4.13. Imagen aérea del *Tancat de la Pipa*, tomada en octubre de 2010.

4.2.5. Monitorización de la avifauna

La avifauna existente en los humedales artificiales de flujo superficial fue monitorizada quincenalmente entre septiembre de 2009 y abril de 2012 (no se dispone de información para los meses de abril a agosto de 2009). Con el fin de asegurar un censo completo en el subconjunto FG, se siguió siempre el mismo transecto con varios puntos de observación. Los censos se realizaron utilizando unos anteojos prismáticos y se llevaron a cabo durante las primeras tres horas de luz del día.

El seguimiento de la avifauna fue realizado por SEO/BirdLife (Sociedad Española de Ornitología).

4.2.6. Obtención de los datos meteorológicos

Los datos meteorológicos necesarios para la calibración y validación del modelo matemático de calidad de aguas se obtuvieron a partir de las observaciones registradas en la estación meteorológica del Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA) ubicada en el término municipal de Picassent (València) (<http://riegos.ivia.es/>). Dicha estación se encuentra a 13 km aproximadamente al oeste del *Tancat de la Pipa* (Figura 4.14).

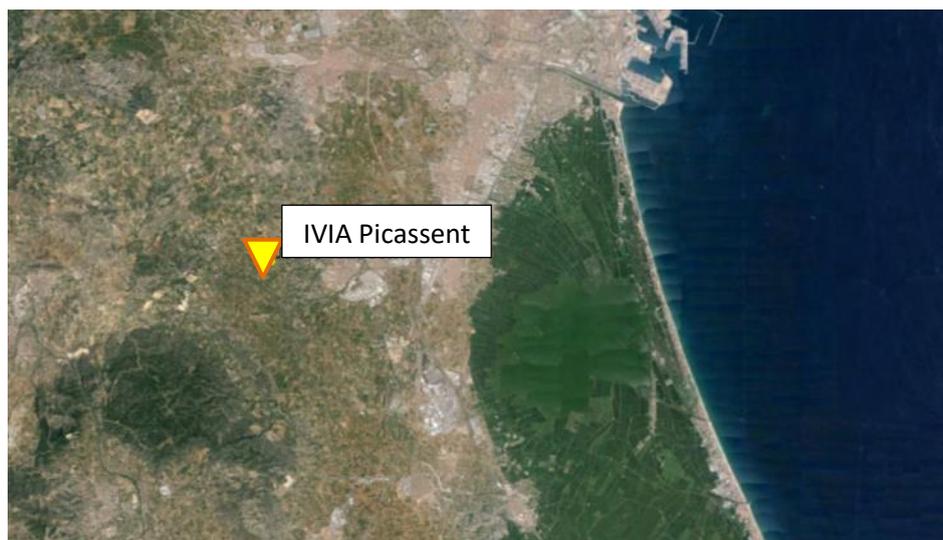


Figura 4.14. Ubicación de la estación meteorológica del IVIA en Picassent. Fuente: 39°22'15.62"N y 0°29'45.15"O. Google Earth. 25/03/2016.

De las observaciones realizadas por el IVIA en dicha estación meteorológica se recopilaron los siguientes parámetros: temperatura del aire (T), precipitación (PP), intensidad luminosa incidente (I_0) y velocidad máxima (W_{max}), media (W_{med}) y dirección del viento (DV). En la Tabla 4.9 se muestran las principales características de estos parámetros, los cuales fueron registrados diariamente mediante un datalogger (CR1000 Datalogger de Campbell Scientific).

Tabla 4.9. Principales características de los parámetros meteorológicos registrados en la estación de IVIA en Picassent.

Parámetro	Unidades de medida	Instrumento
DV		Anemómetro R.M. Young modelo 05103.
I_0	$W m^{-2}$	Piranómetro Skye modelo SP1110.
PP	$mm d^{-1}$	Pluviómetro plástico de cazoletas de Campbell Scientific, modelo ARG100.
T	°C	Sonda T/HR de Vaisala, modelo HMP45C.
W	$km h^{-1}$	Anemómetro R.M. Young modelo 05103.
W_{med}	$km h^{-1}$	Anemómetro R.M. Young modelo 05103.

También se recopilaron los valores de la evapotranspiración de referencia (ET_0), calculados mediante la ecuación combinada basada en la propuesta de Penman-Monteith, considerada el método estándar para calcular la evapotranspiración según la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura-FAO (Allen et al., 1998). Esta metodología define la ET_0 como el valor de evapotranspiración para un cultivo ideal de 12 cm de altura, con una resistencia de cubierta fija de $70 s m^{-1}$ y un albedo de 0.23, muy similar a la evapotranspiración de una superficie extensa de gramíneas de altura uniforme y crecimiento activo, cuya sombra cubre completamente un terreno bien regado (Ec. 4.4):

$$ET_0 = \frac{0.408 \cdot \Delta(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} U_2 (e_a - e_d)}{\Delta + \gamma(1 + 0.34 \cdot U_2)} \quad \text{Ec. 4.4}$$

siendo ET_0 (mm d^{-1}) la evapotranspiración de referencia, R_n ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$) la radiación neta en la superficie de la planta, G ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$) el flujo térmico del suelo, T ($^{\circ}\text{C}$) la temperatura media, U_2 (m s^{-1}) la velocidad del viento medida a dos metros de altura, $(e_a - e_d)$ (kPa) el déficit de presión del vapor, Δ ($\text{kPa } ^{\circ}\text{C}^{-1}$) la pendiente de la curva de presión de vapor y γ ($\text{kPa } ^{\circ}\text{C}^{-1}$) la constante psicométrica.

Para estimar la evapotranspiración en el subconjunto FG se calculó la evapotranspiración del cultivo (ET_c , mm d^{-1}) utilizando el coeficiente de cultivo (K_c), el cual subsana las diferencias entre la evapotranspiración causada por una superficie cubierta de gramíneas y la que tiene lugar con otro tipo de cultivos (Ec. 4.5).

$$ET_c = K_c ET_0 \quad \text{Ec. 4.5}$$

El coeficiente K_c se estableció para cada día del año y para un cultivo de eneas (*Typha spp.*) en un clima sin heladas, siguiendo las indicaciones de Allen et al. (1998). El valor asignado al coeficiente de cultivo en las etapas inicial y final fue de 0.6, mientras que en la etapa media de crecimiento se le asignó 1.2; la etapa inicial se extiende entre los días 0-180 del año, la etapa media entre 181-330 y la etapa final entre los días 331-365 (Figura 4.15).

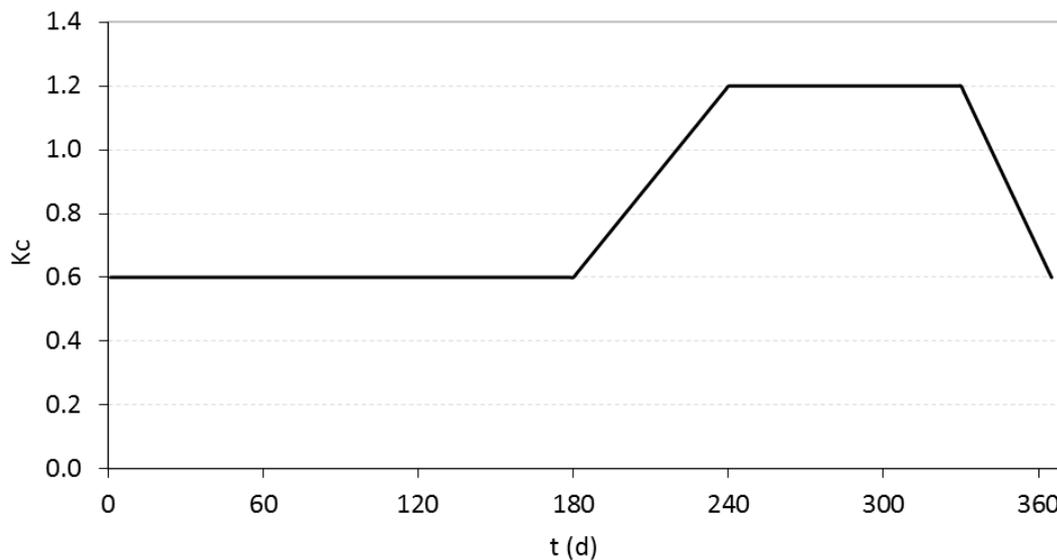


Figura 4.15. Curva del coeficiente de cultivo (K_c) para FG1 y FG2.

4.3. Software utilizado

De forma independiente al modelo mecanicista desarrollado para simular la calidad del agua en los humedales artificiales de flujo superficial, se estudió el funcionamiento hidráulico del sistema FG1. Para ello se emplearon los softwares HEC-RAS v5.0 y COMSOL Multiphysics™, mientras que para la implementación del modelo mecanicista de calidad de aguas se utilizó el software AQUASIM. A continuación se describen sus características más destacables y los procedimientos seguidos para utilizarlos con las finalidades indicadas.

4.3.1. HEC-RAS v5.0 y COMSOL Multiphysics™

Se analizó el funcionamiento hidráulico bidimensional del sistema FG1 mediante un estudio que consta de las dos partes que se describen a continuación:

- Simulación del funcionamiento hidráulico 2D del HAFS FG1 utilizando el software HEC-RAS v5.0, de distribución libre y gratuita. En esta parte se representa la morfología del sistema y se simula su funcionamiento hidráulico para obtener los componentes de la velocidad del agua en las direcciones x- e y-.
- Simulación de la distribución de un trazador introducido en el sistema FG1 utilizando el software COMSOL Multiphysics™. En esta segunda parte se utilizan los componentes de la velocidad en las direcciones x- e y- obtenidos en la etapa anterior para simular el comportamiento de una sustancia trazador introducida en el sistema con el objetivo de obtener su distribución 2D a lo largo del tiempo. Esta segunda etapa fue realizada en colaboración con Chiara Ghio y Fulvio Boano, del Departamento de Ingeniería del Medio Ambiente, Territorio e Infraestructuras de la Universidad Politecnico di Torino, fruto de una estancia realizada por la doctoranda.

El software HEC-RAS v5.0 (Hydrologic Engineering Center's River Analysis System) (Brunner, 2016a), cuya versión beta se lanzó en agosto de 2015, permite llevar a cabo cálculos hidráulicos en sistemas unidimensionales en estado estacionario o transitorio (1D) y bidimensionales en estado transitorio (2D). En la simulación hidráulica del sistema FG1 se ha utilizado la representación 2D.

La formulación hidrodinámica utilizada asume la incompresibilidad y densidad uniforme del fluido. También considera que la escala de longitud vertical es mucho menor que la horizontal, y consecuentemente la velocidad vertical es pequeña y la presión es la hidrostática.

En algunos medios someros el flujo de agua está dominado por los términos de gradiente de presión barotrópico (gravedad) y de fricción con el fondo, y los términos de inestabilidad, advección y viscosidad pueden ser desestimados. La ecuación bidimensional resultante es la aproximación de la onda de difusión, la cual se combina con el balance de conservación de masa para obtener las ecuaciones de aproximación de la onda de difusión en agua somera (DSW, Diffusive Wave Approximation of the Shallow Water) (Brunner, 2016b) que se muestra en la Ec. 4.6.

$$\frac{\partial H}{\partial t} - \nabla \cdot \beta \nabla H + q = 0 \quad \text{Ec. 4.6}$$

$$\beta = \frac{(R(H))^{5/3}}{n|\nabla H|^{1/2}} \quad \text{Ec. 4.7}$$

donde H es la elevación de la superficie del agua, t es el tiempo, ∇ es el vector de los operadores de las derivadas parciales dado por $\nabla = (\delta/\delta x, \delta/\delta y)$, ∇H es el gradiente de elevación de la superficie, q es el término fuente/sumidero del flujo, R es el radio hidráulico y n es el coeficiente de Manning.

El software HEC-RAS v5.0 permite definir la malla de cálculo utilizada para resolver las ecuaciones hidrodinámicas.

Las principales aplicaciones definidas para HEC-RAS son el análisis de la precipitación y la escorrentía, la hidráulica fluvial, la simulación de sistemas de reserva, el análisis de daños por inundaciones y los pronósticos fluviales en tiempo real para el funcionamiento de embalses (Brunner et al., 2016). Además de todas estas aplicaciones, HEC-RAS ha sido utilizado para la simulación hidráulica de diferentes tipos de humedales naturales (Rogers et al., 2009; Enwright et al., 2011; Cheng et al., 2012). Por lo tanto, el software HEC-RAS v5.0 se consideró adecuado para la simulación del comportamiento hidráulico del humedal artificial de flujo superficial objeto de estudio.

El modelo hidráulico se implementó para simular el funcionamiento del HAFS FG1. En primer lugar se especificó la geometría del sistema utilizando el software de código libre QGIS. El HAFS FG1 se definió como una unidad de planta rectangular de 90 x 150 m, con paredes verticales de 0.5 m de altura y pendiente nula en el fondo (Figura 4.16).

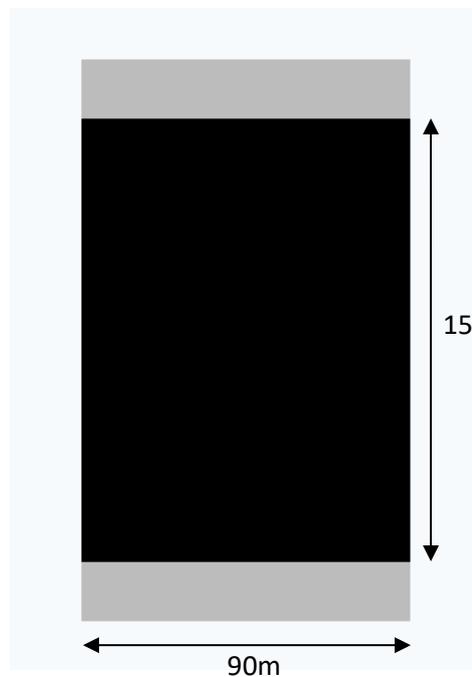


Figura 4.16. Imagen ráster del sistema FG1 obtenida con QGIS (el sombreado de color gris representa las paredes verticales del sistema y el sombreado negro el área del HAFS FG1).

El fichero de la geometría obtenido con QGIS se importó a HEC-RAS v5.0 y se definió la zona de cálculo 2D con una malla de 1 x 1 m. Por último, se marcaron las condiciones de contorno del sistema. Los caudales de entrada a través de las compuertas 0a, 0b, 0c, 0d (Figura 4.6) se insertaron como hidrogramas de flujo y las salidas a través de las compuertas 1a, 1b, 1c, 1d se calcularon a partir de curvas de gasto. La ecuación de la curva de gasto se obtuvo para un área de paso rectangular a partir de los calados medidos en las compuertas correspondientes utilizando la Ec. 4.8.

$$Q = 0.4 \cdot b(h - a)\sqrt{2g(h - a)} \quad \text{Ec. 4.8}$$

siendo Q ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) el caudal calculado circulante por cada compuerta, b (m) la anchura de la compuerta, h (m) el calado de la columna de agua, a (m) la distancia entre la parte superior de la compuerta y el fondo del humedal y g (m s^{-2}) la aceleración gravitacional (Figura 4.17).

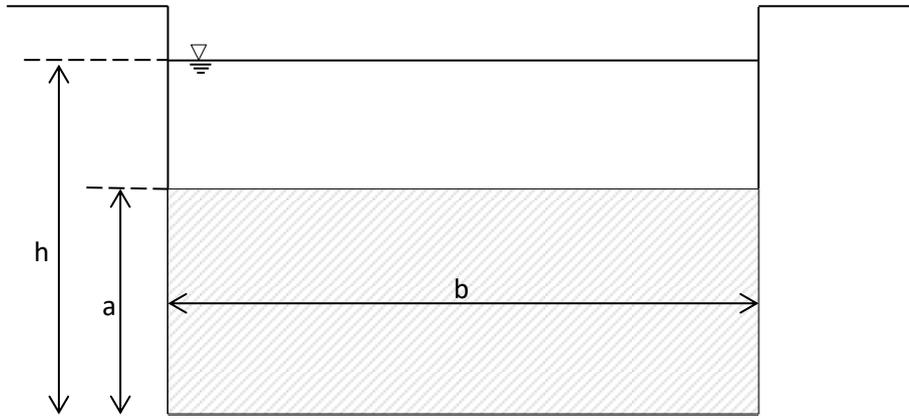


Figura 4.17. Esquematzación de los parámetros utilizados para calcular el caudal circulante por cada compuerta.

En la Figura 4.18 y Figura 4.19 se muestran dos ejemplos de los cuadros de diálogo de HEC-RAS v5.0 para definir las condiciones de contorno de FG1.

Flow Hydrograph

SA: CW BCLine: In1

Read from DSS before simulation Select DSS file and Path

File:

Path:

Enter Table Data time interval: 1 Day

Select/Enter the Data's Starting Time Reference

Use Simulation Time: Date: 04JUN2009 Time: 0000

Fixed Start Time: Date: 04JUN2009 Time:

No. Ordinates Interpolate Missing Values Del Row Ins Row

Hydrograph Data			
	Date	Simulation Time (hours)	Flow (m3/s)
1	03junny2009 2400	00:00	0.005
2	04junny2009 2400	24:00	0.006
3	05junny2009 2400	48:00	0.006
4	06junny2009 2400	72:00	0.006
5	07junny2009 2400	96:00	0.004
6	08junny2009 2400	120:00	0.005
7	09junny2009 2400	144:00	0.002
8	10junny2009 2400	168:00	0.004
9	11junny2009 2400	192:00	0.005
10	12junny2009 2400	216:00	0.005
11	13junny2009 2400	240:00	0.005
12	14junny2009 2400	264:00	0.01
13	15junny2009 2400	288:00	0.005

Time Step Adjustment Options ("Critical" boundary conditions)

Monitor this hydrograph for adjustments to computational time step

Max Change in Flow (without changing time step):

Min Flow: Multiplier: EG Slope for distributing flow along BC Line: 0.01

Plot Data OK Cancel

Figura 4.18. Cuadro de diálogo en el que se define el hidrograma de entrada por la compuerta 0a.

Rating Curve

SA: CW BCLine: Out1

Read from DSS before simulation Select DSS file and Path

File:

Path:

Enter Table

Del Row Ins Row

Hydrograph Data		
	Stage (m)	Flow (m3/s)
1	0.2	0.
2	0.25	0.006
3	0.3	0.017
4	0.35	0.031
5	0.4	0.048
6	0.45	0.066
7	0.5	0.087
8	0.55	0.11
9		
10		
11		
12		
13		
14		
15		
16		
17		
18		
19		
20		
21		
22		
23		

Plot Data OK Cancel

Figura 4.19. Cuadro de diálogo en el que se define la curva de gasto de la compuerta 1a.

La precipitación caída sobre la celda FG1 se introdujo mediante el hidrograma correspondiente y la evapotranspiración fue considerada despreciable, ya que en promedio su caudal representa el 1% del caudal de entrada.

El funcionamiento hidráulico del HAFS FG1 se simuló en tres situaciones diferentes: introduciendo como caudal de entrada el valor medio influente a FG1 durante el periodo de estudio (53 L s^{-1}), el valor máximo registrado (108 L s^{-1}) y el valor mínimo (6 L s^{-1}). En estas tres simulaciones se obtuvieron los componentes de la velocidad del agua en las direcciones x- e y-.

Estas velocidades fueron utilizadas por Chiara Ghio y Fulvio Boano para estudiar la distribución de un componente trazador mediante el software COMSOL MultiphysicsTM. Tras la introducción de un trazador en el caudal de entrada con una concentración de 1 mol m^{-3} se calculó la evolución temporal de la concentración de dicho trazador en las compuertas de salida de FG1 y la distribución espacial de la concentración a lo largo del tiempo. Por gentileza de ambos investigadores, los resultados obtenidos en estas simulaciones se incluyen en el Capítulo 5.

Respecto al HAFS FG2, dadas las similitudes morfológicas y de funcionamiento entre los sistemas FG1 y FG2 (Tabla 4.3), cabe esperar que la caracterización hidráulica de los dos HAFS sea muy parecida. Por lo tanto, los resultados obtenidos en FG1 serán útiles para entender, también, el funcionamiento hidráulico de FG2.

Los resultados obtenidos en el estudio hidráulico de FG1 mediante los softwares HEC-RAS v5.0 y COMSOL Multiphysics™ no se utilizaron en AQUASIM.

4.3.2. AQUASIM

El modelo mecanicista que se desarrolla en esta Tesis Doctoral está basado en la estructura de los modelos de la serie ASM (Henze et al., 2000) que se describió en el Capítulo 3 y que se resume en una matriz estequiométrica donde se muestran los componentes y procesos incluidos, así como los coeficientes estequiométricos y las ecuaciones cinéticas de dichos procesos.

La matriz estequiométrica del modelo que se desarrolla en los Capítulos 6 y 7 se implementó en el software AQUASIM para simular los HAFS FG1 y FG2. AQUASIM es un software computacional desarrollado por el Instituto Federal Suizo de Ciencia y Tecnología del Medio Ambiente para la identificación y simulación de sistemas acuáticos (Reichert, 1994). Se trata de un software de libre distribución que se puede descargar desde la dirección web <http://www.eawag.ch/de/abteilung/siam/software/>.

AQUASIM ha sido utilizado para la simulación matemática de diferentes sistemas de tratamiento de agua, tales como fangos activados (Beun et al., 2000; Gujer et al., 2000), filtros de arena (Magalhães et al., 2016) o sistemas SBR (*Sequencing Batch Reactor*) (Moussa et al., 2003; Ni et al., 2009). También se ha aplicado para representar el funcionamiento de biofilms (Wanner et al., 2006) y la calidad del agua en ríos implementando el modelo RWQM1 (Reichert et al., 2001). Además de estas aplicaciones, también ha sido utilizado para simular el funcionamiento de diferentes tipos de humedales artificiales. Por ejemplo, Mburu et al. (2012) usaron AQUASIM para estudiar la dinámica de los procesos clave en la eliminación de DQO y nutrientes en humedales artificiales de flujo subsuperficial aplicando el modelo CWM1. Por su parte, Galanopoulos et al. (2013) utilizaron AQUASIM para modelar el tratamiento de aguas residuales urbanas en HAFS y también se aplicó para simular el efecto de la evapotranspiración y el crecimiento de las plantas (Galanopoulos et al., 2014; Galanopoulos & Lyberatos, 2016).

AQUASIM resuelve las ecuaciones diferenciales utilizando el algoritmo DASSL (Petzold, 1983), el cual aplica un incremento de tiempo variable basándose en la técnica Gear de integración de orden variable (Reichert, 1998). Para ello, se definen los siguientes parámetros numéricos (Figura 4.20):

- Máximo incremento de tiempo interno (*Maximum internal step size*)
Permite vincular el incremento de tiempo utilizado internamente con el algoritmo de integración numérica, el cual está relacionado con el incremento de tiempo de salida (el incremento con el que se guardan los resultados). El incremento de tiempo interno usado por el algoritmo de integración es elegido dinámicamente para optimizar la eficiencia de la integración a la vez que se mantiene la precisión. El máximo incremento de tiempo interno se definió en el cuadro de diálogo que se muestra en la Figura 4.20, y siempre tiene un valor inferior a 10 veces el incremento de tiempo de salida.

- Orden máximo de integración (*Maximum integration order*)
Es el parámetro de vinculación con el esquema de discretización temporal. Generalmente, el orden de integración varía dinámicamente entre 1 y 5 para optimizar nuevamente la eficiencia de integración y la precisión. Reichert (1994) recomienda utilizar el valor de 5 que aparece por defecto al utilizar el programa.
- Número de codiagonales de la matriz jacobiana (*Number of codiagonals of the Jacobian matrix*)
Este parámetro permite incrementar la eficiencia de cálculo en sistemas con una geometría lineal, por ejemplo en ríos. Su valor se fijó en el que ofrece el programa por defecto, es decir, 1000.
- Número máximo de incremento de tiempo interno para cada incremento de tiempo externo (*Maximum number of internal time step for one external time step*)
Valores altos de este parámetro indican problemas en la integración numérica. Su valor se fijó en el que ofrece el programa por defecto, es decir, 1000.
- Tolerancia para la convergencia en la estimación de parámetros (*Tolerance for convergence of parameter estimation*)
Indica la máxima tolerancia de convergencia en los procesos de estimación de parámetros.

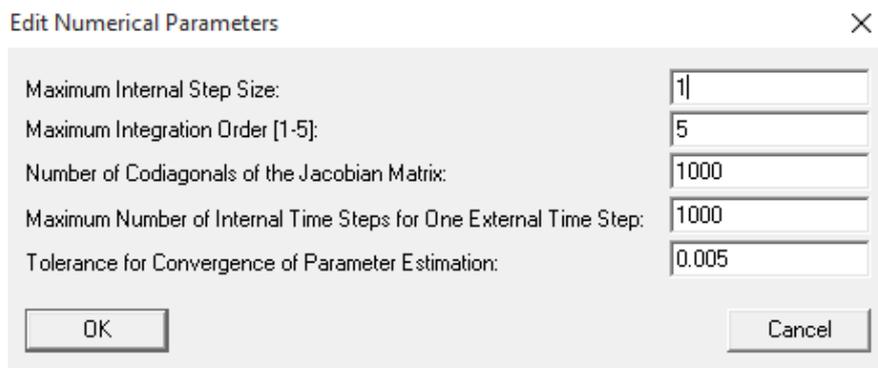


Figura 4.20. Cuadro de diálogo para la edición de los parámetros numéricos.

La modelación de los HAFS FG1 y FG2 en AQUASIM requirió la definición de cuatro elementos: variables, procesos, compartimentos y enlaces (Figura 4.21).

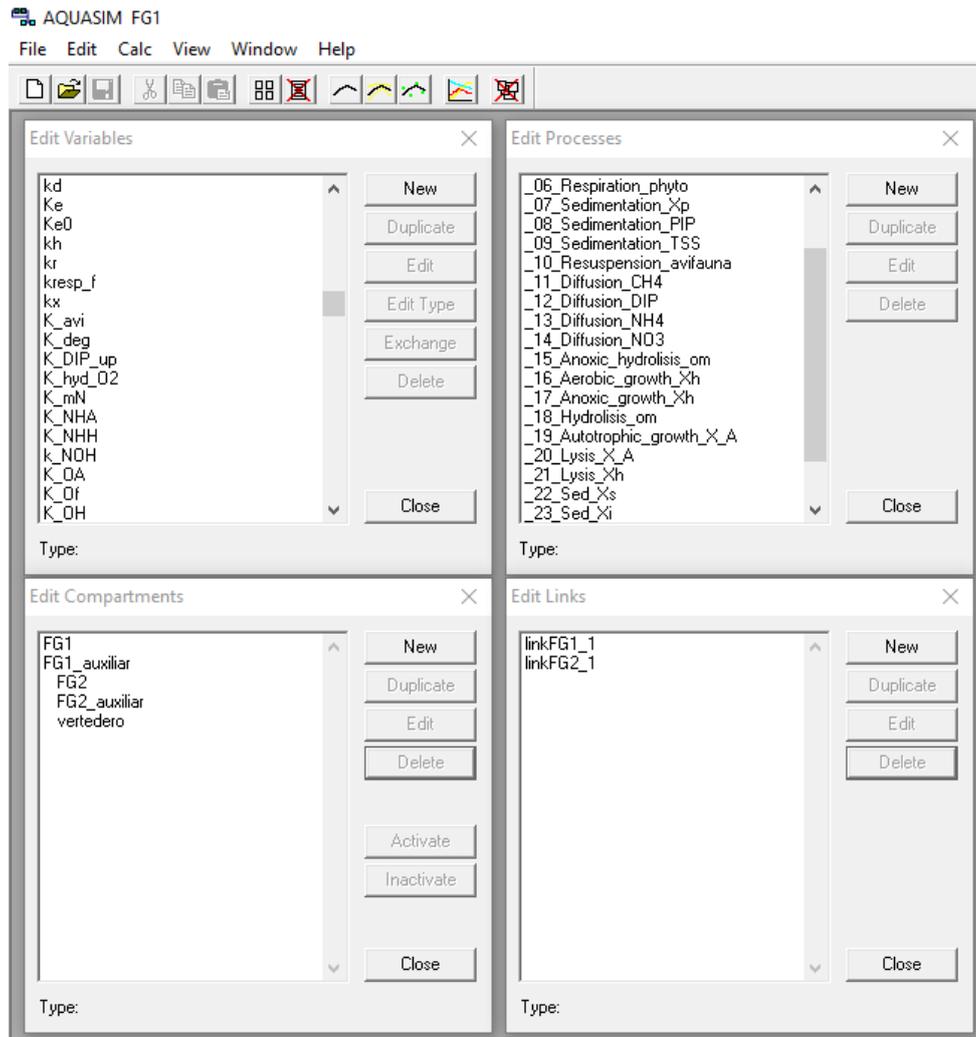


Figura 4.21. Cuadro de diálogo de AQUASIM en el que se definen las variables, los procesos, los compartimentos y los enlaces de FG1.

- Variables

AQUASIM permite definir diferentes tipos de variables. Los componentes del modelo se introdujeron como variables de estado y las concentraciones experimentales medidas en los HAFS como variables de tipo lista real en las que el argumento es el tiempo. Se utilizó la interpolación lineal para el cálculo de los valores de estas variables entre los diferentes muestreos (Figura 4.22). Los parámetros a calibrar se introdujeron como variables de tipo constantes y el resto de parámetros como variables de tipo variables de programa o fórmulas.

Edit Real List Variable

Name:

Description:

Unit:

Argument:

Std. Deviat.: global individual

Rel. Std. Dev.: Abs. Std. Dev.:

Minimum: Maximum:

Argument	Value	Std. Deviation	Pairs:
0	5.71		2185
1	6.5666667		
1.5	5.03		
2	7.4233333		
2.5	5.03		
3	8.28		
3.5	5.03		

Interpolation: linear spline smooth

active for sensitivity analysis Smooth Width:

Buttons: Read, Write, Delete, Add, Replace, OK, Cancel

Figura 4.22. Ejemplo de definición de una variable de tipo lista real, en este caso, el oxígeno disuelto en FG1.

- **Procesos**

Los procesos físicoquímicos y biológicos se introdujeron como procesos dinámicos (Figura 4.23). Además de definir el nombre y una breve descripción de los mismos, se especificó la expresión cinética de cada proceso y los coeficientes estequiométricos que afectan a los respectivos componentes.

Edit Dynamic Process

Name:

Description:

Rate:

Stoichiometry: Variable : Stoichiometric Coefficient

state_Ss : -1/Y_H
X_H : 1
state_NH4 : -i_N_bm+i_N_Ss/Y_H
state_PIT : -i_P_bm+i_P_Ss/Y_H

Buttons: Add, Edit, Delete, OK, Cancel

Figura 4.23. Cuadro de diálogo para la edición de un proceso dinámico, en este caso el crecimiento aerobio de los microorganismos heterótrofos.

- **Compartimentos**

Los HAFS FG1 y FG2 fueron modelados como reactores continuos de tanque agitado (RCTA), es decir, unidades completamente mezcladas donde existen una entrada y una salida de flujo. Éstos se consideraron como compartimentos de volumen variable.

En cada compartimento se definieron las variables y los procesos activos, las condiciones iniciales y las cargas de entrada al sistema (Figura 4.24).

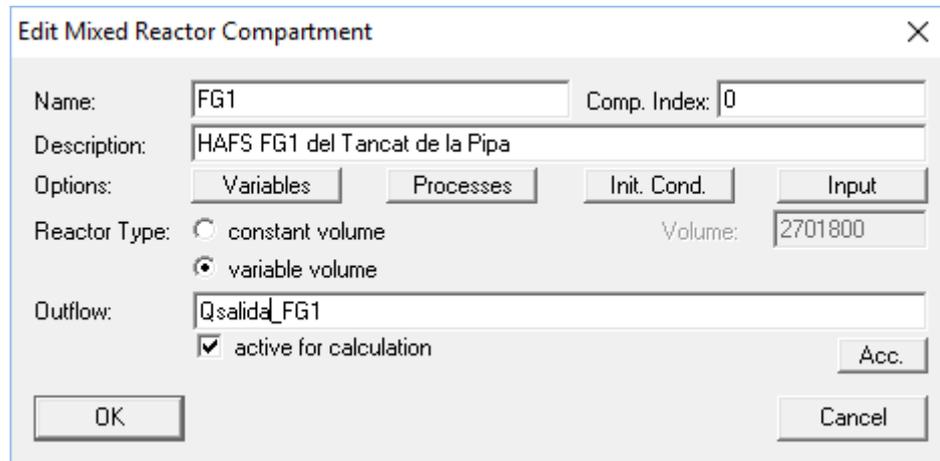


Figura 4.24. Cuadro de diálogo en el que se especifican las características de los compartimentos RCTA.

La evapotranspiración se modeló como un caudal de salida en el que las concentraciones de todos los componentes fueron nulas. Para ello fue necesario introducir un nuevo compartimento auxiliar al que se dirige el caudal efluente del RCTA, excepto el caudal de evapotranspiración (Q_{et}), que sale del sistema mediante una bifurcación. La conexión entre ambos compartimentos y la bifurcación se define mediante un enlace, tal como se indica a continuación (Figura 4.25).

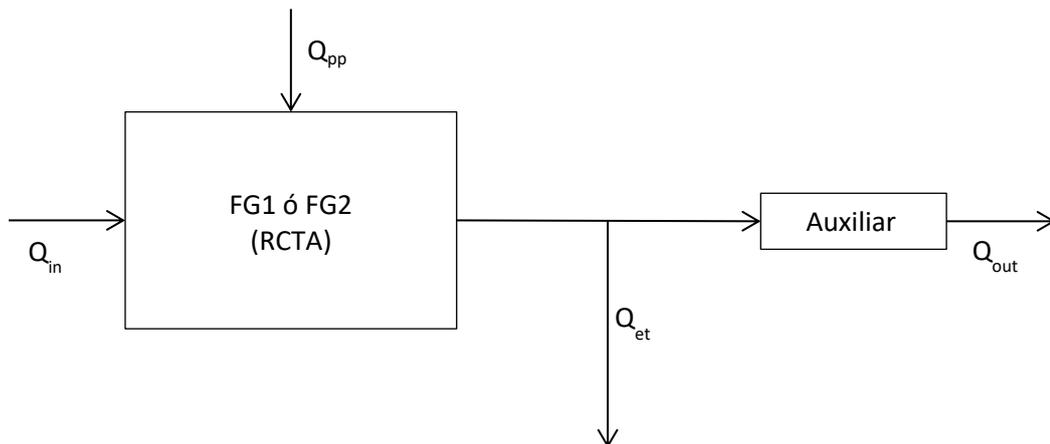


Figura 4.25. Esquematación de los compartimentos y los caudales modelados en AQUASIM para los HAFS FG1 o FG2.

En el compartimento auxiliar no se produce ningún proceso fisicoquímico ni biológico, y su volumen es despreciable (1 L) si se compara con el volumen de los HAFS FG1 y FG2. Por lo tanto, la utilidad del compartimento auxiliar es únicamente la de

establecer un enlace con el humedal a través del cual introducir la bifurcación de la evapotranspiración.

Se realizó un balance de materia del agua que fluye a través de cada sistema y se calculó el caudal de salida a partir del caudal influente, del caudal de precipitación directa sobre la superficie del humedal artificial, del caudal de evapotranspiración, del caudal de agua subterránea y del volumen de agua (Ec. 4.9):

$$Q_{out} = Q_{in} + Q_{pp} - Q_{et} \pm Q_{gr} \pm \frac{dV}{dt} \quad \text{Ec. 4.9}$$

donde Q_{out} ($L s^{-1}$) es el caudal de salida del sistema, Q_{in} ($L s^{-1}$) es el caudal de entrada, Q_{pp} ($L s^{-1}$) es el caudal de precipitación, Q_{et} ($L s^{-1}$) es el caudal de evapotranspiración, Q_{gr} ($L s^{-1}$) es el caudal que entra o sale del sistema mediante flujos subterráneos, V (L) es el volumen de agua en el sistema y t (s) es el tiempo.

El caudal subterráneo (Q_{gr}) en FG1 y FG2 se consideró despreciable, ya que estudios previos estimaron que las entradas o pérdidas de agua subterránea a lo largo de toda la superficie del *Tancat de la Pipa* sólo equivalían al 5% del agua que entraba al sistema (Martín et al., 2013b).

El tiempo de retención hidráulico nominal (TRH_n) en cada sistema se calculó aplicando la Ec. 4.10:

$$TRH_n (d) = \frac{V}{Q_{in} + Q_{pp} - Q_{et}} \quad \text{Ec. 4.10}$$

El balance de masa a cada componente simulado se realizó aplicando la Ec. 4.11:

$$\frac{d(VC_n)}{dt} = Q_{in}C_{in,n} - Q_{out}C_n + Q_{pp}C_{pp,n} - Q_{et}C_{et,n} + Vr_nC_n \quad \text{Ec. 4.11}$$

donde C_n ($mg L^{-1}$) es la concentración de salida del componente n , $C_{in,n}$ ($mg L^{-1}$) es la concentración de entrada del componente n , $C_{pp,n}$ ($mg L^{-1}$) es la concentración en el agua de lluvia del componente n , $C_{et,n}$ ($mg L^{-1}$) es la concentración en la corriente de evapotranspiración del componente n y r_n (d^{-1}) es la velocidad de reacción del componente n . La concentración del componente n en el caudal de evapotranspiración fue igual a cero.

Las concentraciones de los componentes obtenidas como resultado de la simulación fueron las registradas en los compartimentos auxiliares.

- Enlaces

La definición de los enlaces consta de una breve descripción, de la especificación de los compartimentos de origen y destino y de las bifurcaciones existentes (Figura 4.26). Éstas se especifican mediante el caudal y la concentración de cada componente. Dicha

concentración puede ser igual a las concentraciones que tiene el caudal que circula por el enlace (*with water flow*) o puede tener una concentración específica para la bifurcación (*as given below*). En el caso de la evapotranspiración, se seleccionó esta última opción y se dejó vacío el siguiente cuadro de diálogo, lo que indica que las concentraciones de todos los componentes en la corriente bifurcada son iguales a cero.

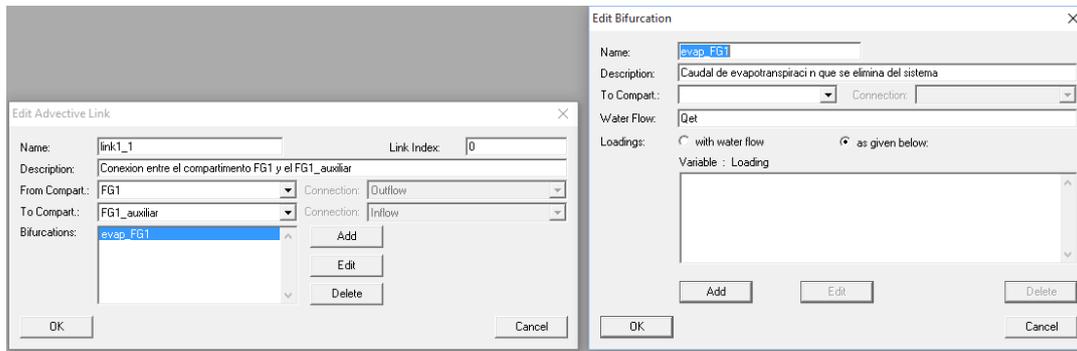


Figura 4.26. Cuadro de diálogo en el que se caracteriza el enlace de los compartimentos en la modelación del HAFS FG1.

Para llevar a cabo la calibración y validación del modelo en los HAFS FG1 y FG2 se ha utilizado una escala de tiempo relativa, es decir, se ha contabilizado como tiempo $t=0$ el primer día del periodo de estudio (06/04/2009). En la Tabla 4.10 se indica la equivalencia entre dicha escala de tiempo y los días en los que se realizaron los muestreos de calidad de aguas.

Tabla 4.10. Equivalencia entre la escala de tiempo utilizada en las simulaciones y las fechas de muestreo.

Tiempo de simulación	Fecha de muestreo	Tiempo de simulación	Fecha de muestreo	Tiempo de simulación	Fecha de muestreo
0	6-abr-09	338	10-mar-10	672	7-feb-11
15	21-abr-09	350	22-mar-10	686	21-feb-11
28	4-may-09	365	6-abr-10	700	7-mar-11
42	18-may-09	379	20-abr-10	714	21-mar-11
56	1-jun-09	394	5-may-10	728	4-abr-11
70	15-jun-09	406	17-may-10	742	18-abr-11
84	29-jun-09	419	30-may-10	757	3-may-11
98	13-jul-09	434	14-jun-10	770	16-may-11
112	27-jul-09	448	28-jun-10	784	30-may-11
126	10-ago-09	462	12-jul-10	798	13-jun-11
140	24-ago-09	476	26-jul-10	827	12-jul-11
154	7-sep-09	490	9-ago-10	854	8-ago-11
168	21-sep-09	504	23-ago-10	882	5-sep-11
184	7-oct-09	518	6-sep-10	896	19-sep-11
196	19-oct-09	532	20-sep-10	911	4-oct-11
217	9-nov-09	546	4-oct-10	924	17-oct-11
224	16-nov-09	560	18-oct-10	953	15-nov-11
238	30-nov-09	575	2-nov-10	980	12-dic-11
254	16-dic-09	588	15-nov-10	1008	9-ene-12
266	28-dic-09	602	29-nov-10	1029	30-ene-12
282	13-ene-10	616	13-dic-10	1050	20-feb-12
294	25-ene-10	630	27-dic-10	1064	5-mar-12
310	10-feb-10	644	10-ene-11	1092	2-abr-12
322	22-feb-10	658	24-ene-11		

Tal como se ha indicado anteriormente, el flujo de entrada de agua a los HAFS FG1 y FG2 se interrumpió tres veces durante el periodo de estudio. Para modelar adecuadamente estas interrupciones de funcionamiento, el periodo de investigación se dividió en cuatro etapas de cálculo separadas por los periodos de secado. Por lo tanto, los periodos en los que no circula agua por los sistemas se excluyeron de la modelación.

Se utilizó el comando *Calculation definition* (Figura 4.27) del programa para definir las cuatro etapas de cálculo, indicando los momentos en los cuales empieza y termina cada periodo (Tabla 4.11). En este mismo cuadro de diálogo se indicó también el incremento de tiempo de salida (*Output step: step size*), es decir, el incremento de tiempo con el que se guardan los resultados que posteriormente estarán disponibles para ser procesados.

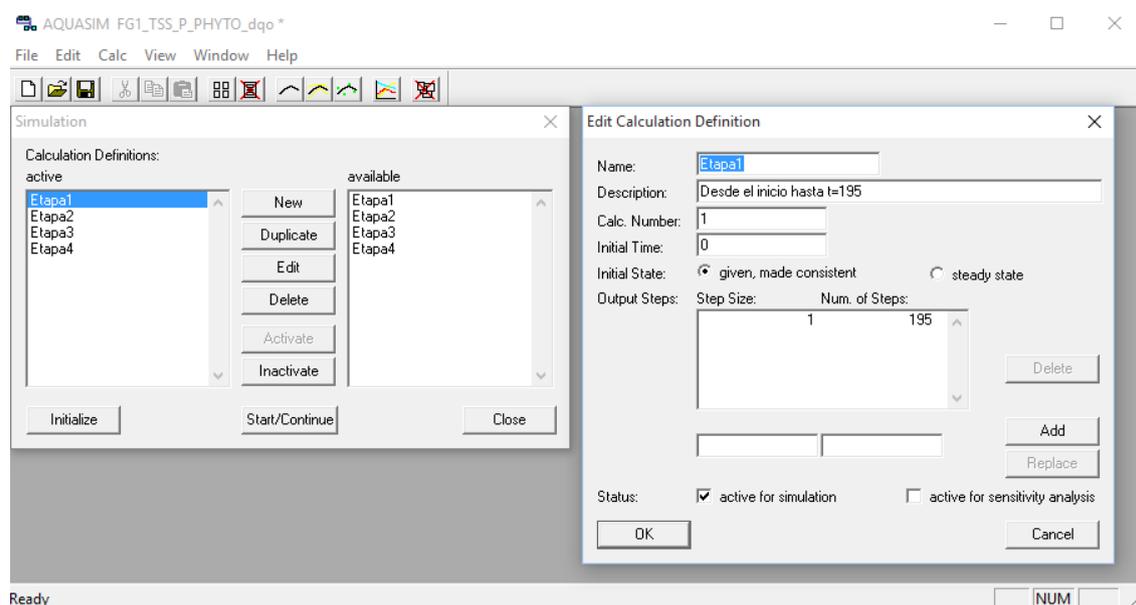


Figura 4.27. Cuadro de diálogo donde se observa la definición de las etapas de cálculo en AQUASIM.

Tabla 4.11. Etapas de cálculo en las que se ha dividido el periodo de estudio en cada uno de los HAFS.

	FG1		FG2	
	Inicio - fin	Tiempos simulados	Inicio - fin	Tiempos simulados
Etapa 1	06/04/2009 – 18/10/2009	0 – 195	06/04/2009 – 18/10/2009	0 – 195
Etapa 2	26/11/2009 – 20/03/2011	234 – 713	09/11/2009 – 20/03/2011	217 – 713
Etapa 3	07/04/2011 – 25/07/2011	731 – 840	07/04/2011 – 25/07/2011	731 – 840
Etapa 4	03/09/2011 – 02/04/2012	879 – 1092	03/09/2011 – 02/04/2012	879 – 1092

4.4. Calibración y validación del modelo

La aplicación del balance de materia utilizado para representar el funcionamiento hidrodinámico de los HAFS FG1 y FG2 en AQUASIM fue evaluado utilizando la conductividad hidráulica como un trazador natural, ya que su concentración no está influenciada por ningún proceso reactivo y su evolución se puede relacionar directamente con el funcionamiento

hidráulico del sistema (Schmidt et al., 2012). Se aplicó la Ec. 4.9 para calcular el caudal de salida y la Ec. 4.11 para obtener la conductividad eléctrica simulada a la salida de cada HAFS.

La bondad del ajuste entre los valores de conductividad observados y simulados se evaluó utilizando el coeficiente adimensional de eficiencia Nash-Sutcliffe, NSE (Nash & Sutcliffe, 1970) descrito en la Ec. 4.12. 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 indica un ajuste perfecto. Valores de NSE inferiores a 0.0 indican que la varianza residual obtenida en la simulación es mayor que la varianza de los datos observados.

$$NSE = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{mean})^2} \right] \quad \text{Ec. 4.12}$$

donde Y_i^{obs} y Y_i^{sim} son los valores de la serie de datos observados y simulados, respectivamente, e Y^{mean} es el valor medio de los datos observados.

El coeficiente NSE es un parámetro habitualmente utilizado y potencialmente adecuado para evaluar la bondad del ajuste de los modelos hidráulicos (McCuen et al., 2006) y su uso está recomendado por la *American Society of Civil Engineers* (ASCE, 1993).

Motovilov et al. (1999) establecieron una clasificación de la bondad del ajuste en función del valor NSE obtenido (Tabla 4.12):

Tabla 4.12. Bondad del ajuste según el valor NSE obtenido (Motovilov et al., 1999).

NSE	Bondad del ajuste
> 0.75	Bueno
0.36 – 0.75	Satisfactorio
< 0.36	No satisfactorio

Por otra parte, la bondad del ajuste de la concentración de los componentes simulados se evaluó mediante el cálculo de la raíz cuadrada del error cuadrático medio (RMSE, Ec. 4.13):

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{n}} \quad \text{Ec. 4.13}$$

donde n es el número total de observaciones.

El RMSE tiene las mismas unidades que las del componente evaluado y su valor varía entre 0 e ∞ , obteniéndose $RMSE=0$ cuando el ajuste es perfecto. Éste es un parámetro comúnmente utilizado para evaluar el ajuste de la modelación de la calidad del agua (por ejemplo en Paudel et al., 2010; Long et al., 2015; Marois & Mitsch, 2016).

4.5. Análisis de sensibilidad

En este apartado se describe el estudio realizado para conocer la sensibilidad del modelo a la variación de los valores de los parámetros incluidos. Este análisis resulta útil para reducir la problemática de identificabilidad, tanto teórica como práctica, asociada a los modelos matemáticos. Se entiende por identificabilidad teórica la característica asociada a la estructura del modelo que contempla la posibilidad de obtener valores únicos de los parámetros para una estructura dada del mismo, asumiendo medidas ideales; la identificabilidad práctica está relacionada con la calidad y la cantidad de las mediciones disponibles para realizar la identificación de los parámetros, ya que algunos parámetros identificables teóricamente pueden no serlo en la práctica (Durán, 2013).

Este análisis permite determinar los parámetros más sensibles del modelo, es decir, aquellos en los que cambios pequeños en su valor causan variaciones altas en las concentraciones de salida de los componentes. Los valores más sensibles son los que requieren una mayor atención en el proceso de calibración.

Este estudio se dividió en dos partes: (1) la sensibilidad del modelo desarrollado en el Capítulo 6 aplicado a la simulación de los sólidos totales en suspensión (M1) y (2) la sensibilidad del modelo completo desarrollado en el Capítulo 7 (M2), excluyendo los sólidos totales en suspensión. A continuación se explican los procedimientos aplicados para llevar a cabo sendos análisis.

4.5.1. Sensibilidad del modelo para la simulación de los sólidos totales en suspensión

La sensibilidad del modelo desarrollado en el Capítulo 6 para simular los sólidos totales en suspensión (X_{SST}) se estudió siguiendo el análisis realizado por Solimeno et al. (2016), el cual está basado en el método de Morris (1991) para calcular los Efectos Elementales (EE_i), en la determinación de los efectos elementales escalados (*scaled elementary effect*, SEE_{ij}) (Sin et al., 2009) y en la metodología de Campolongo et al. (1999).

El método de Morris supone una estrategia de barrido efectiva para identificar los factores más importantes en un modelo altamente parametrizado (Campolongo et al., 2011). Se basa en la aproximación aleatoria *One-at-a-time* (OAT), es decir, en la aplicación de cambios individuales y de la misma magnitud relativa sobre el valor original de un parámetro. Para ello se definen diferentes trayectorias en las que se altera individual y aleatoriamente el valor de un parámetro determinado, de forma que al final del estudio se dispone de diferentes combinaciones de los valores de los parámetros en los que cada vez se cambia el valor de uno de ellos.

Si se considera un dominio experimental Ω k -dimensional, la variable de salida $y = y(x)$ de un modelo está definida por una función escalar k -dimensional (incluyendo parámetros y valores de entrada) definida por un vector $x = \{x_1, x_2, \dots, x_k\}$ que identifica un punto exacto en el dominio experimental Ω k -dimensional. Cada componente x_i del vector puede tomar p valores en el

conjunto $\{0, 1/(p-1), 2/(p-1)\dots(p-2)/(p-1), 1\}$, por lo que la región de experimentación Ω es una red de p niveles y k dimensiones.

En este análisis se estudiaron los siguientes 6 parámetros ($k = 6$):

- $v_{s\text{SST}}$: velocidad de sedimentación de X_{SST} (m d^{-1}).
- $K_{\text{veg sed}}$: constante de atrapamiento de la cobertura vegetal en los procesos de sedimentación.
- $K_{\text{veg res}}$: constante de atrapamiento de la cobertura vegetal en los procesos de resuspensión.
- K_{avi} : Constante de resuspensión por acción de la avifauna ($\text{mg m}^2 \text{L}^{-1} \text{d}^{-1}$).
- α : primer coeficiente de resuspensión por acción del viento.
- β : segundo coeficiente de resuspensión por acción del viento.

Se utilizó un valor de $p = 4$ y $\Delta = 2/3$, se construyeron $r = 10$ orientaciones aleatorias en la región Ω de experimentación y se realizaron $N = 70$ simulaciones ($N = r \cdot (k+1)$). Dichas orientaciones se construyeron mediante las matrices B, J, D^*, P^*, B' y B^* indicadas por King & Perera (2013). Con el objetivo de que el valor de Δ represente la misma proporción sobre el valor original de todos los parámetros k , en cada orientación se calcularon los valores de dichos parámetros multiplicando su valor original por la suma de la unidad más el valor obtenido en la matriz B^* . Es decir, el valor original de cada parámetro se multiplicó por 1, 1.33, 1.67 ó 2, según el caso.

El EE_i de un parámetro i sobre un valor de salida de $x \in \Omega$ se calculó tal como indica la Ec. 4.14. También se calculó el SEE_{ij} para obtener una medida adimensional y normalizada de los efectos elementales EE_i (Ec. 4.15).

$$EE_i(x) = [y(x_1, x_2, \dots, x_{i-1}, x_{1+\Delta}, x_{i+1}, \dots, x_k) - y(x)]/\Delta \quad \text{Ec. 4.14}$$

$$SEE_{ij}(x) = \frac{[y_j(x_1, x_2, \dots, x_{i-1}, x_{1+\Delta}, x_{i+1}, \dots, x_k) - y(x)]}{\Delta} \cdot \frac{\sigma_i}{\sigma_j} \quad \text{Ec. 4.15}$$

donde Δ es el incremento máximo asumible en el conjunto $\{1/(p-1)\dots 1-1/(p-1)\}$ para que $x + \Delta$ permanezca en Ω . σ_i y σ_j son las desviaciones estándar de los parámetros x_i y de las variables de salida y_j , respectivamente.

Se calcularon los EE_i y SEE_{ij} para la fecha 07/10/2009 ($t=184$).

Se calcularon los parámetros μ_i y σ_i tal como indican las ecuaciones Ec. 4.16 y Ec. 4.17.

$$\mu_i = \frac{\sum_{n=1}^r SEE_n}{r} \quad \text{Ec. 4.16}$$

$$\sigma_i = \sqrt{\frac{1}{r} \sum_{n=1}^r (SEE_n - \mu_i)^2} \quad \text{Ec. 4.17}$$

Por último se realizaron las representaciones de Morris (1991) utilizando las líneas $\mu_{ij} \pm 2SEM_{ij}$, donde SEM representa el error estándar de la media y se calcula como $SEM = \sigma_{ij}/\sqrt{r}$, y se representaron los valores σ_i en el eje de ordenadas y μ_i en el de abscisas.

4.5.2. Sensibilidad del modelo para la simulación del fitoplancton, el fósforo, el nitrógeno y la materia orgánica

La sensibilidad del modelo desarrollado en el Capítulo 7 se ha estudiado mediante la formulación de Hopkins (1983) para calcular la sensibilidad relativa (S_x) (Ec. 4.18), la cual determina la variación de la concentración de la variable de salida i respecto a un cambio en el valor del parámetro k .

$$S_x = \frac{\Delta i/i}{\Delta k/k} \quad \text{Ec. 4.18}$$

donde i es el componente del modelo y k es el parámetro estudiado.

Posteriormente se calculó la sensibilidad δ_k (Brun et al., 2002), la cual permite determinar la importancia de cada parámetro k sobre todas las variables de estado consideradas en el análisis (Ec. 4.19).

$$\delta_k = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (S_k^{x_i})^2} \quad \text{Ec. 4.19}$$

donde N es el número total de componentes consideradas en el análisis de sensibilidad.

Esta metodología permite determinar la sensibilidad paramétrica del modelo, es decir, evaluar la influencia de cada parámetro en la respuesta del modelo.

Se aplicó el modelo M2 en el humedal artificial de flujo superficial FG1 y se calcularon las sensibilidades relativas medias en el periodo entre abril de 2009 y abril de 2012. Se introdujo una variación del $\pm 10\%$ ($\Delta k = \pm 0.1$) sobre el valor de calibración de cada parámetro (k) y se calculó la sensibilidad relativa para las variables de salida del modelo que se determinaron experimentalmente durante las campañas de monitorización, a excepción de los sólidos totales en suspensión. Éstos son: el fitoplancton (X_p), el fosfato (PID), el fósforo total (PT), el amonio (NH_4^+), el nitrato (NO_3^-), el nitrógeno total (NT), la materia orgánica total (DQO_T) y la materia orgánica soluble (DQO_S).

Se realizó una revisión bibliográfica previa para preseleccionar los parámetros a los cuales los modelos de calidad de aguas en humedales artificiales y en aguas eutróficas suelen ser más sensibles.

Capítulo 5. Funcionamiento hidráulico

En este capítulo se muestran los resultados hidráulicos obtenidos tras la monitorización de los caudales y los calados de la columna de agua en los HAFS FG1 y FG2. Seguidamente se exponen los resultados de la simulación hidráulica bidimensional del HAFS FG1.

5.1. Resultados de la monitorización hidráulica de los HAFS FG1 y FG2

En la Figura 5.1 se representan los caudales medidos en los puntos P0a y P0b de entrada al *Tancat de la Pipa*. El caudal medio de entrada a todo el sistema fue de 84.5 L s^{-1} , siendo mayor, en promedio, el caudal que entra por P0b (50.3 L s^{-1}) que por P0a (44.7 L s^{-1}). Sin embargo, durante algunos periodos es mayor el caudal influente desde este último, destacando los meses entre abril de 2009 y marzo de 2010. Entre mayo y octubre de 2010 los caudales medidos en P0b fueron notablemente mayores que los de P0a, superando en repetidas ocasiones los 100 L s^{-1} . De todos los valores observados destaca el registro de diciembre de 2011, cuando en P0a entraron más de 130 L s^{-1} y en P0b se alcanzó el máximo de 280 L s^{-1} .

Martín et al. (2011) estudiaron la ratio de caudales P0a : P0b en distintos puntos del canal norte de distribución y la procedencia del caudal influente a FG1 a través de las compuertas 0a, 0b, 0c y 0d. Utilizando la conductividad hidráulica como trazador, concluyeron que la ratio de los caudales procedentes de los puntos P0a y P0b variaba para cada uno de los puntos estudiados, siendo mayor en las proximidades de P0a. En el caso de las compuertas de entrada a FG este ratio siempre fue mayor a 0.6, superando el 0.9 en las compuertas 0a y 0b (Figura 5.2).

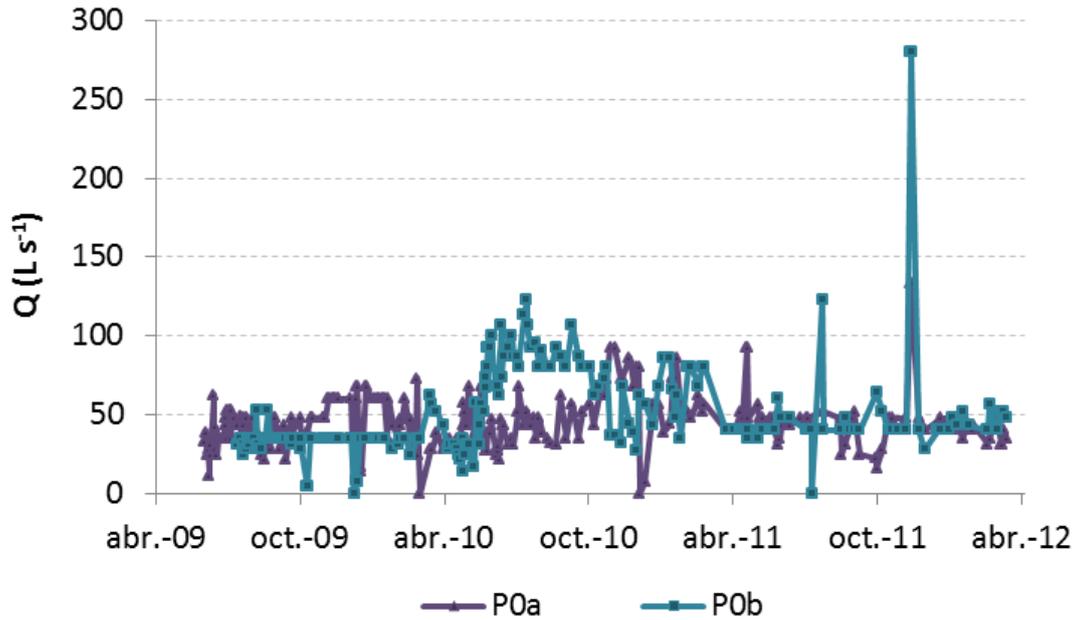


Figura 5.1. Evolución temporal de los caudales diarios de entrada registrados en los puntos P0a y P0b.

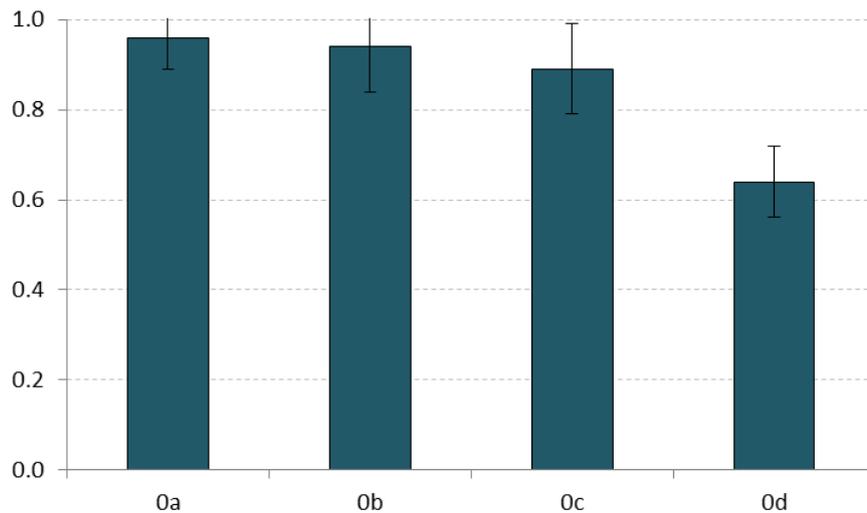


Figura 5.2. Ratio entre los caudales procedentes de los puntos P0a y P0b en las compuertas de entrada al subsector FG (Adaptado de Martín et al. (2011)).

En este trabajo se ha estudiado el reparto del caudal influente a FG1 a través de las cuatro compuertas Oa – Od. En la Figura 5.3 se muestra la evolución temporal de los caudales medidos en las cuatro compuertas de entrada a FG1 y en la Figura 5.4 los porcentajes medios durante el periodo estudiado. A diferencia de lo que cabría esperar por razones de proximidad, los menores caudales de entrada se registraron en la compuerta Oa, que es la que se encuentra más cerca del punto P0a, a través de la cual entró el 14% del agua tratada en el HAFS FG1. Sin embargo, la mayor parte del caudal (36%) fluyó a través de la compuerta Ob, mientras que por las compuertas Oc y Od entraron el 26% y el 24%, respectivamente.

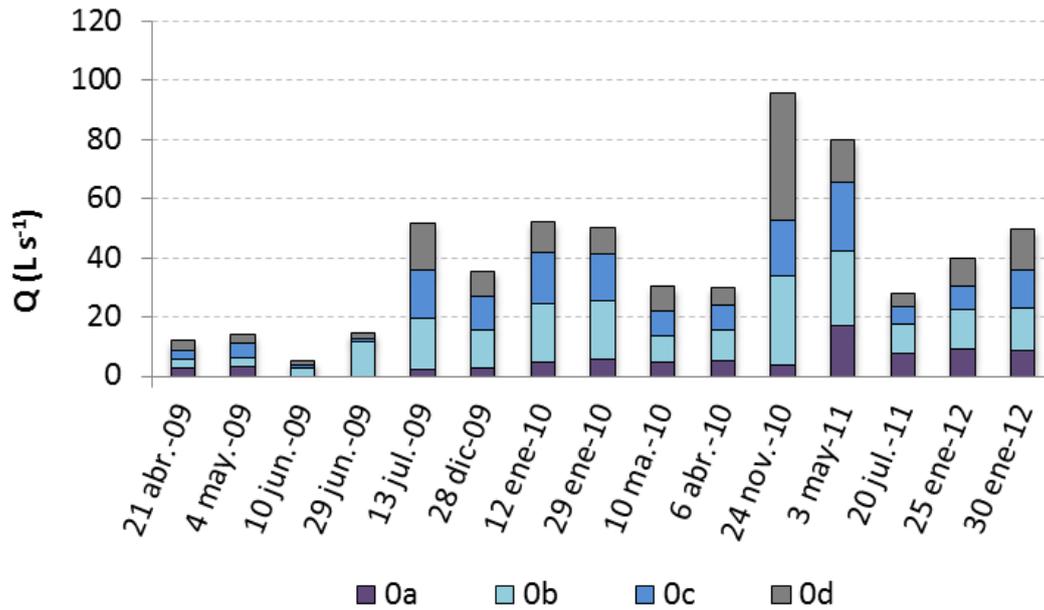


Figura 5.3. Caudales circulantes a través de las compuertas 0a, 0b, 0c y 0d.

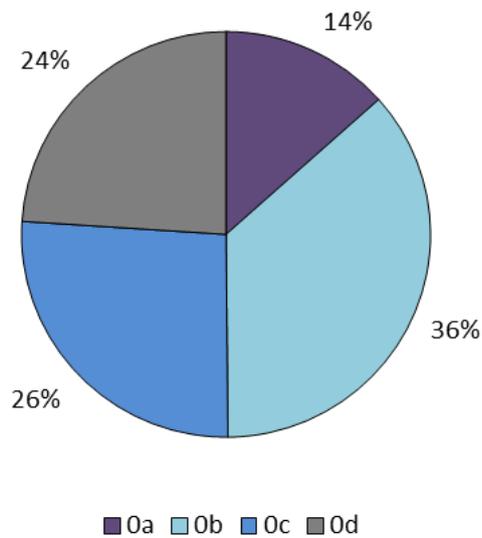


Figura 5.4. Distribución del caudal tratado en FG1 a través de las compuertas de entrada 0a, 0b, 0c y 0d.

Estos resultados, junto con la procedencia del agua en cada una de las compuertas 0a – 0d, indican que el 86% del caudal influente en el subsector FG provenía del punto P0a.

En la Figura 5.5 se muestra la evolución temporal de los caudales influentes a través de las compuertas 0a, 0b, 0c y 0d tras aplicar los porcentajes mostrados en la Figura 5.4 a los caudales medidos en P0a.

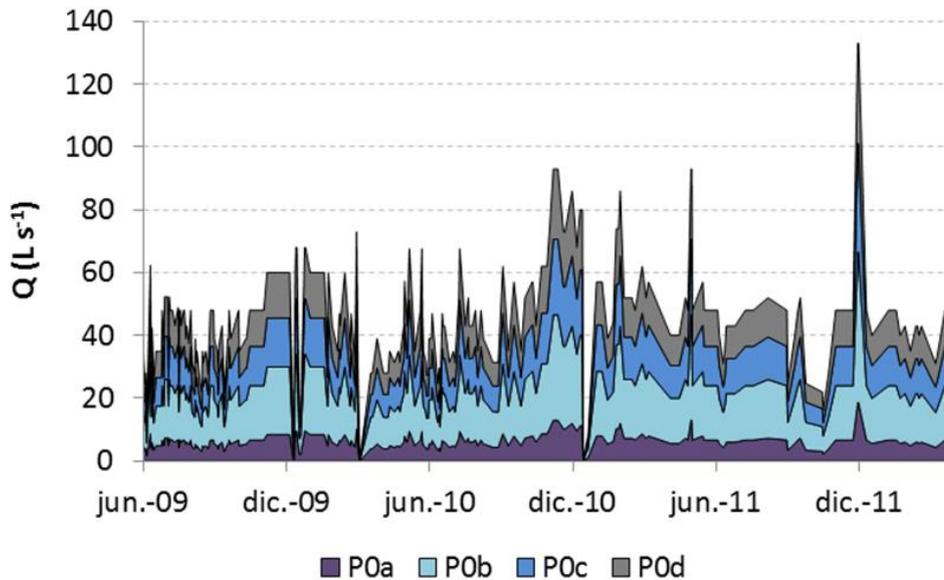


Figura 5.5. Serie temporal de los caudales de entrada a través las compuertas 0a, 0b, 0c y 0d.

En el caso de las compuertas de entrada a FG2 (compuertas 1a, 1b, 1c y 1d) sólo se dispone de cinco medidas experimentales, todas ellas realizadas durante los meses de abril, mayo y junio de 2009 (Figura 5.6). Estos fueron los tres primeros meses de funcionamiento del humedal artificial, por lo que los resultados extraídos de estas observaciones corresponden a la puesta en marcha del sistema y deben interpretarse con cierta cautela. Tanto es así, que se observan algunas situaciones que podrían considerarse anómalas. Por ejemplo, en el primer muestreo realizado (06/04/2009) se encontró que solamente circulaba agua por la compuerta 1d y en el tercer muestreo realizado no hubo circulación por la compuerta 1a. En los restantes muestreos el agua se repartió entre todas las compuertas, sin que se llegara a alcanzar una situación de estabilidad en dicha distribución.

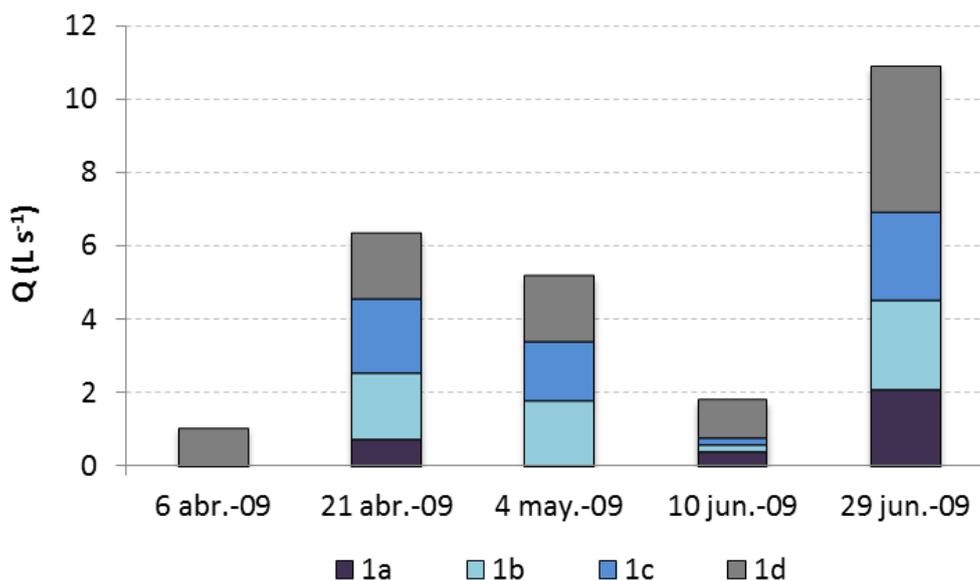


Figura 5.6. Caudales medidos en las compuertas 1a, 1b, 1c y 1d.

Pese a la escasez de datos en las entradas a FG2 y a que éstos corresponden a la fase de puesta en marcha, se analizó la distribución de caudales del mismo modo que en FG1, pero las conclusiones deben interpretarse cautelosamente. En promedio, el menor caudal de entrada a FG2 se registró en la compuerta 1a (10%) (lo cual coincide con las observaciones de la compuerta 0a), el mayor caudal circula por la compuerta 1d (52%) y tanto por la compuerta 1b como 1c circula el 19% (Figura 5.7).

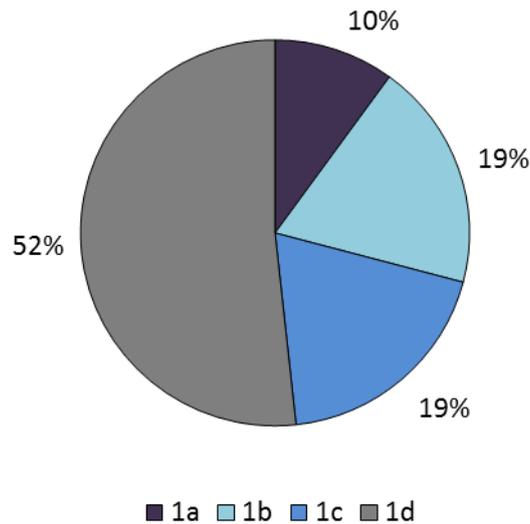


Figura 5.7. Distribución del caudal tratado en FG2 a través de las compuertas 1a, 1b, 1c y 1d.

Respecto a los calados de la columna de agua, éstos están determinados por las alturas de los tablones de madera de las compuertas de salida de cada sistema, tal como se ha indicado en el Capítulo 4. En ambos humedales, estos tablones se mantuvieron a una altura de 0.20 m desde el inicio del periodo de estudio hasta abril de 2011, cuando se secó por segunda vez el humedal artificial. A partir de este momento, en FG1 se incrementó la altura de la compuerta hasta 0.25 m y en FG2 se redujo a 0.15 m. Por lo tanto, el calado medio en FG1 fue de 0.22 m y en FG2 de 0.18 m (Figura 5.8).

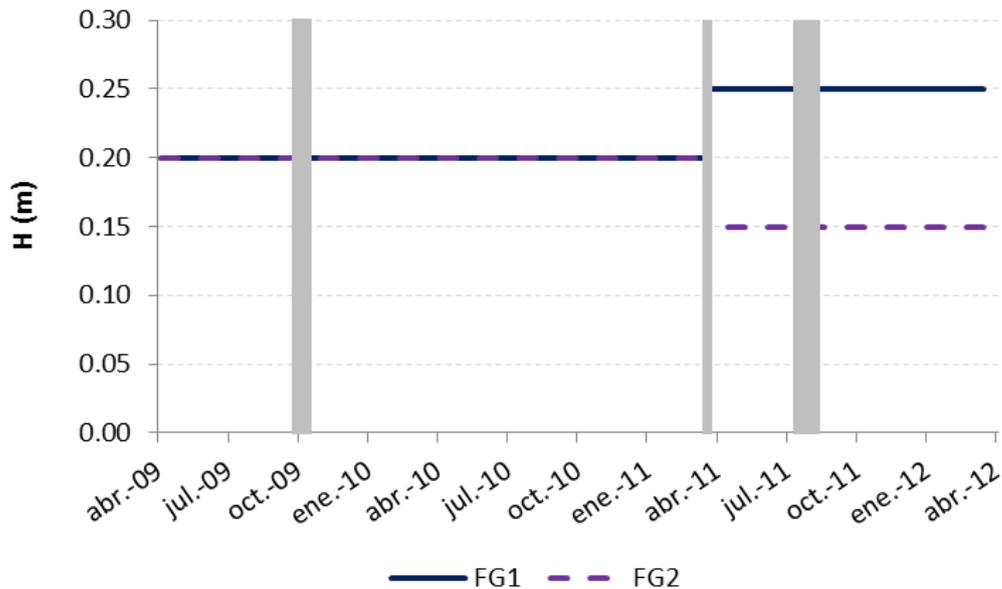


Figura 5.8. Evolución temporal de los calados de la columna de agua en FG1 y FG2.

5.2. Estudio del funcionamiento hidráulico del HAFS FG1

Con el objetivo de obtener un mayor conocimiento sobre la caracterización hidrodinámica del HAFS FG1 se simuló su funcionamiento hidráulico en 2D, sin incluir el efecto del viento ni de la vegetación emergente. Tal como se indicó en el Capítulo 4 (Material y métodos), a partir de las similitudes morfológicas y de funcionamiento entre los sistemas FG1 y FG2 cabe esperar que la caracterización hidráulica de los dos humedales artificiales sea muy parecida. Por lo tanto, los resultados obtenidos en FG1 también son útiles para entender el funcionamiento hidráulico de FG2.

Tal como se ha indicado en el Capítulo 4, este estudio se llevó a cabo en dos etapas, la segunda de las cuales se realizó en colaboración con Chiara Ghio y Fulvio Boano del Departamento de Ingeniería del Medio Ambiente, Territorio e Infraestructuras de la Universidad Politecnico di Torino.

El caudal de entrada a FG1 se distribuyó siguiendo los porcentajes obtenidos anteriormente: 14% en la compuerta 0a, 36% en 0b, 26% en 0c y 24% en 0d (Figura 5.4).

En las siguientes figuras (Figura 5.9, Figura 5.10 y Figura 5.11) se muestran las evoluciones temporales de la concentración del trazador en cada compuerta de salida del HAFS FG1, simuladas para los caudales medio, máximo y mínimo registrados durante el periodo de estudio.

Tal como cabía esperar, el compuesto alcanza más rápidamente las compuertas de salida cuando el caudal es máximo, registrándose un incremento en la concentración a las 8 horas y alcanzándose la concentración máxima a las 16 horas. En la simulación con el caudal medio, estas concentraciones se registran entre las 13 y las 28 horas. Por último, cuando se simula el caudal mínimo los tiempos se demoran a más de 100 horas.

Las simulaciones para los caudales medio y máximo son muy similares y las diferencias que se observan en las compuertas de salida son pequeñas. En ambos casos, el trazador se registra más rápidamente en la compuerta 1b, seguido de las compuertas 1a y 1c, que muestran un funcionamiento muy similar. La última compuerta en la que se registra la concentración del trazador es la compuerta 1d. Sin embargo, en la simulación realizada con los caudales mínimos influentes se observa un patrón distinto y se obtienen diferencias notables entre las compuertas. El primer registro de trazador se detecta en las compuertas centrales de salida del HAFS (compuertas 1b y 1c) y posteriormente en las compuertas laterales (1a y 1d). Esto es debido a que en este caso, las velocidades son más bajas y la importancia relativa del rozamiento lateral del agua en las motas es mayor. Por lo tanto, cuando los caudales influentes al HAFS son bajos el agua circula de forma preferente por el centro del sistema.

Estos registros de la concentración de trazador en las compuertas de salida son un indicador de la distribución de los tiempos de retención hidráulico (TRH) en el sistema FG1. En el caso de las simulaciones de los caudales medio y máximo, esta distribución de TRH coincide con la distribución de caudales influentes por las compuertas, ya que los mayores TRH se observan en las compuertas donde entra menor caudal (compuerta a) y los menores TRH en las compuertas donde el caudal es mayor (compuerta b).

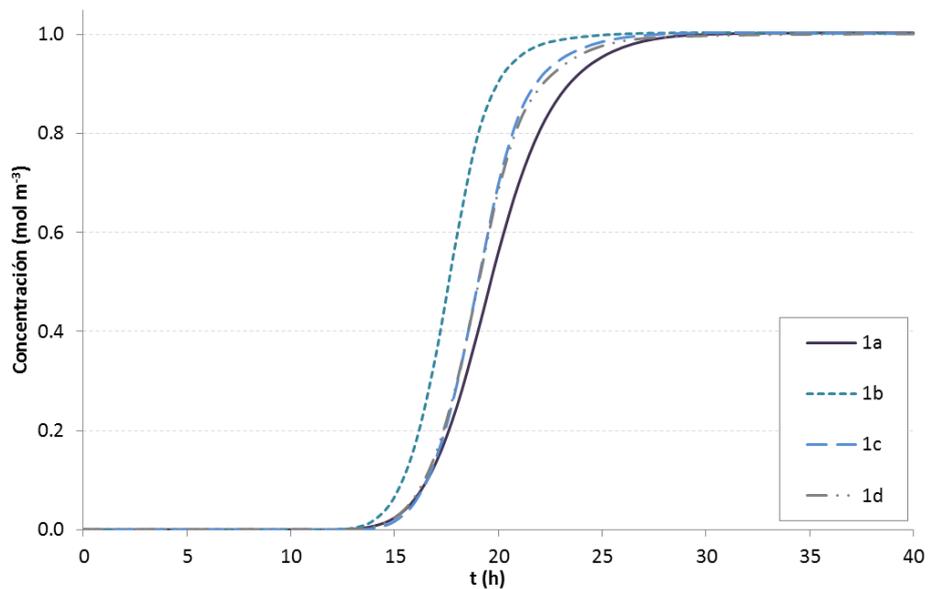


Figura 5.9. Distribución temporal de la concentración de trazador en las cuatro compuertas de salida del HAFS, evaluada para el caudal medio (58 L s^{-1}).

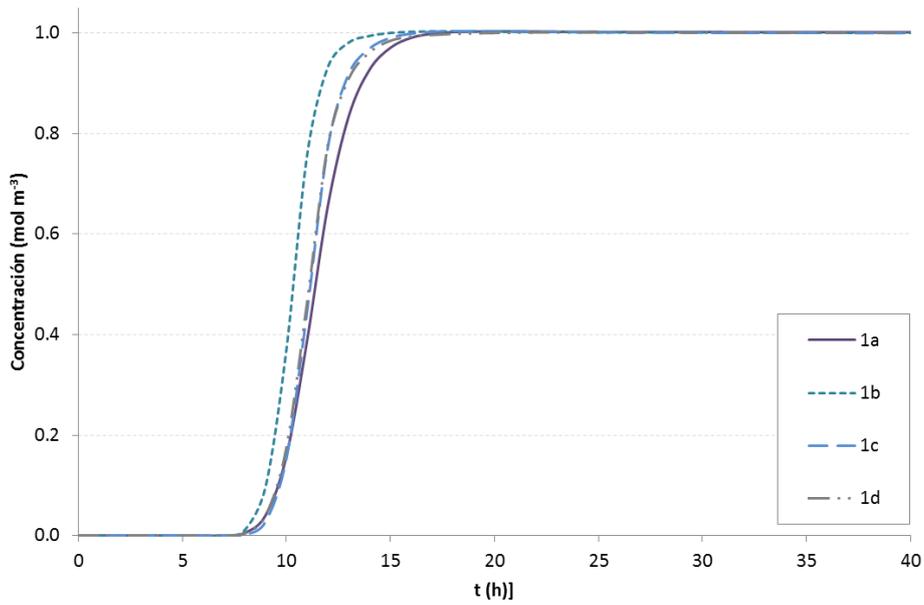


Figura 5.10. Distribución temporal de la concentración de trazador en las cuatro compuertas de salida del HAFS, evaluada para el caudal máximo (108 L s^{-1}).

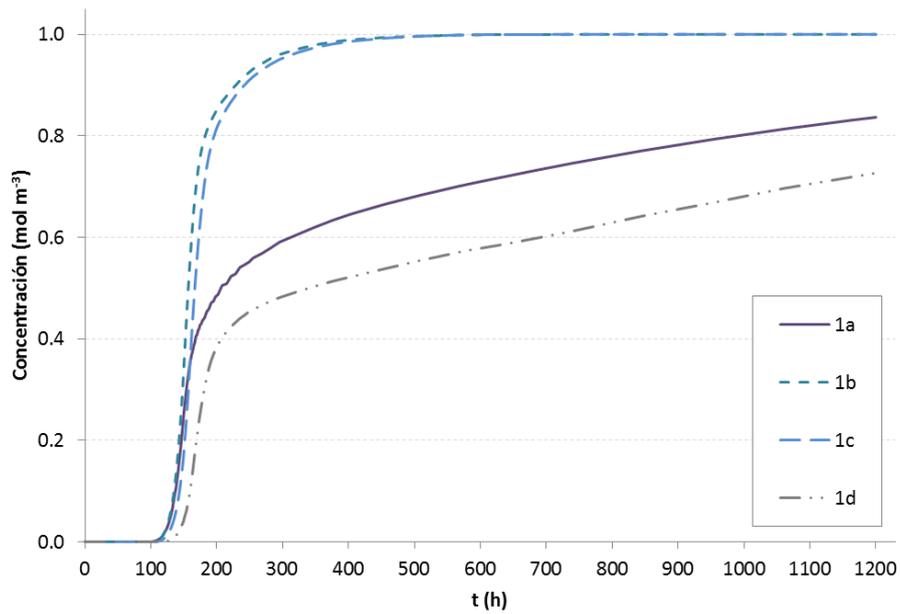


Figura 5.11. Distribución temporal de la concentración de trazador en las cuatro compuertas de salida del HAFS, evaluada para el caudal mínimo (6 L s^{-1}).

A continuación se representa la evolución media de las concentraciones de salida para los caudales medios, máximos y mínimos (Figura 5.12).

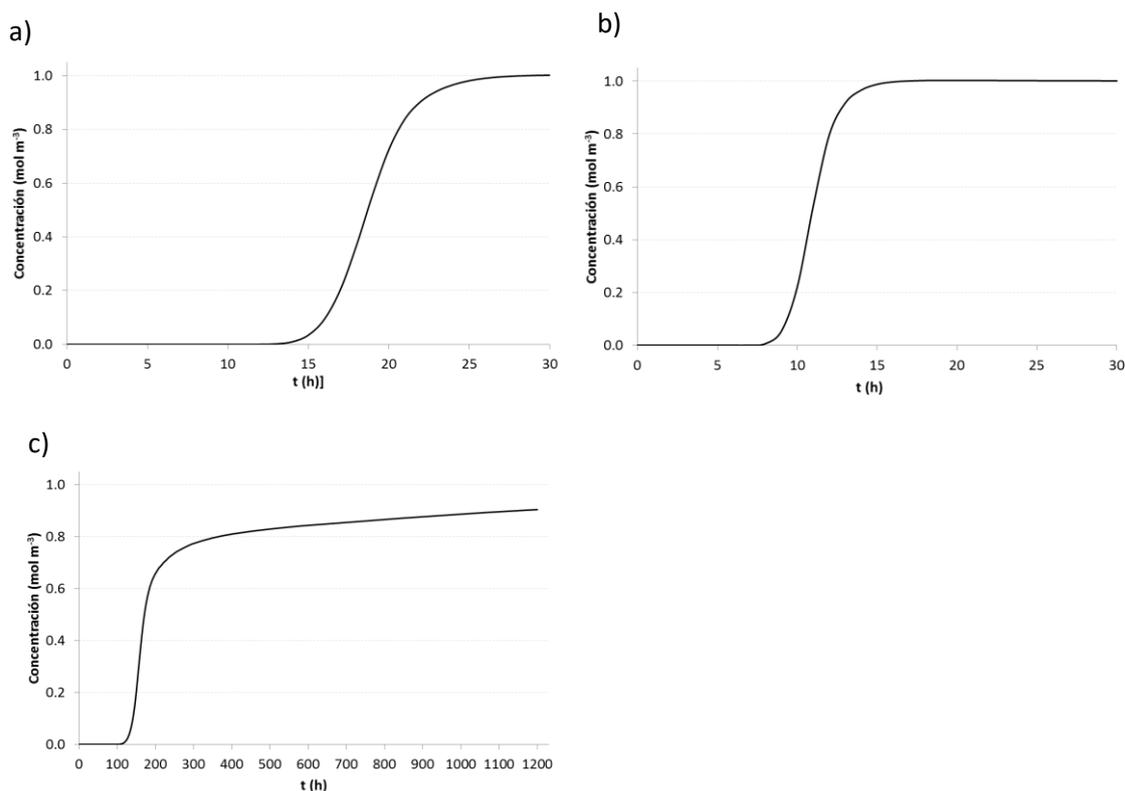


Figura 5.12. Distribución temporal de la concentración media de trazador en la salida de FG1: (a) velocidad media, (b) velocidad máxima y (c) velocidad mínima.

En la Tabla 5.1 se muestran los tiempos a los cuales la concentración media de salida (C) ha alcanzado diferentes fracciones de la concentración de entrada (C_0) al sistema (0.1, 0.5 y 0.9). Cuando los caudales de entrada al sistema son máximos, en la salida del HAFS se alcanza el 90% de la concentración de entrada a las 13 horas desde la inyección del trazador. Sin embargo, cuando el caudal de entrada toma un valor medio, tienen que pasar tres horas más para que la concentración de salida alcance el 10% del valor de entrada y no se alcanza el 90% de dicha concentración hasta pasado casi un día. En el caso de las simulaciones realizadas con el caudal mínimo de entrada, los tiempos necesarios para alcanzar estas fracciones en las compuertas de salida son mucho más elevados: 5.9 días para que la concentración de salida sea el 10% de la de entrada, 7.1 días para el 50% y 47.8 días para el 90%.

Tabla 5.1. Tiempo de llegada de diferentes fracciones de la concentración de entrada (C/C_0) para los caudales medio (t_{med}), máximo (t_{max}) y mínimo de entrada (t_{min}).

C/C_0	t_{med} (h)	t_{max} (h)	t_{min} (h)
0.1	16	9	141
0.5	19	11	171
0.9	22	13	1146

A la vista de estos resultados, se puede considerar que la distribución del agua a través del HAFS FG1 es homogénea en las simulaciones realizadas con los caudales máximo y medio de entrada, mientras que en la simulación del caudal mínimo se detecta la existencia de un flujo preferencial en la zona central del sistema. Tal como se muestra en la Figura 5.13, casi la mitad

de los caudales de entrada a FG1 se encuentran en el rango medio de valores (30-50 L s⁻¹), más del 30% son superiores a 50 L s⁻¹ y sólo el 5% son inferiores a 10 L s⁻¹. Por lo tanto, la distribución hidráulica dentro del HAFS FG1 es adecuada durante la mayor parte del periodo estudiado.

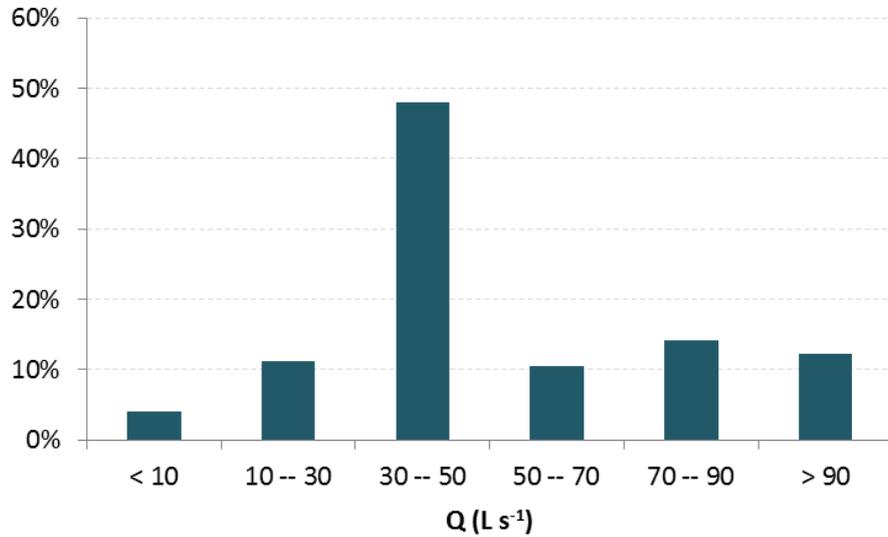


Figura 5.13. Frecuencia de los caudales de entrada a FG1 durante el periodo de estudio.

Por último, se incluyen algunas representaciones de la distribución espacial de la concentración de trazador en el HAFS FG1 en diferentes momentos de las simulaciones realizadas utilizando los caudales medio, máximo y mínimo de entrada (Figura 5.14, Figura 5.15 y Figura 5.16). Se observa como el trazador avanza a lo largo del humedal artificial formando un frente. Una vez superado dicho frente, las concentraciones se distribuyen de forma homogénea, sin detectarse caminos preferenciales y con pequeñas áreas que podrían considerarse zonas muertas en las paredes laterales del humedal.

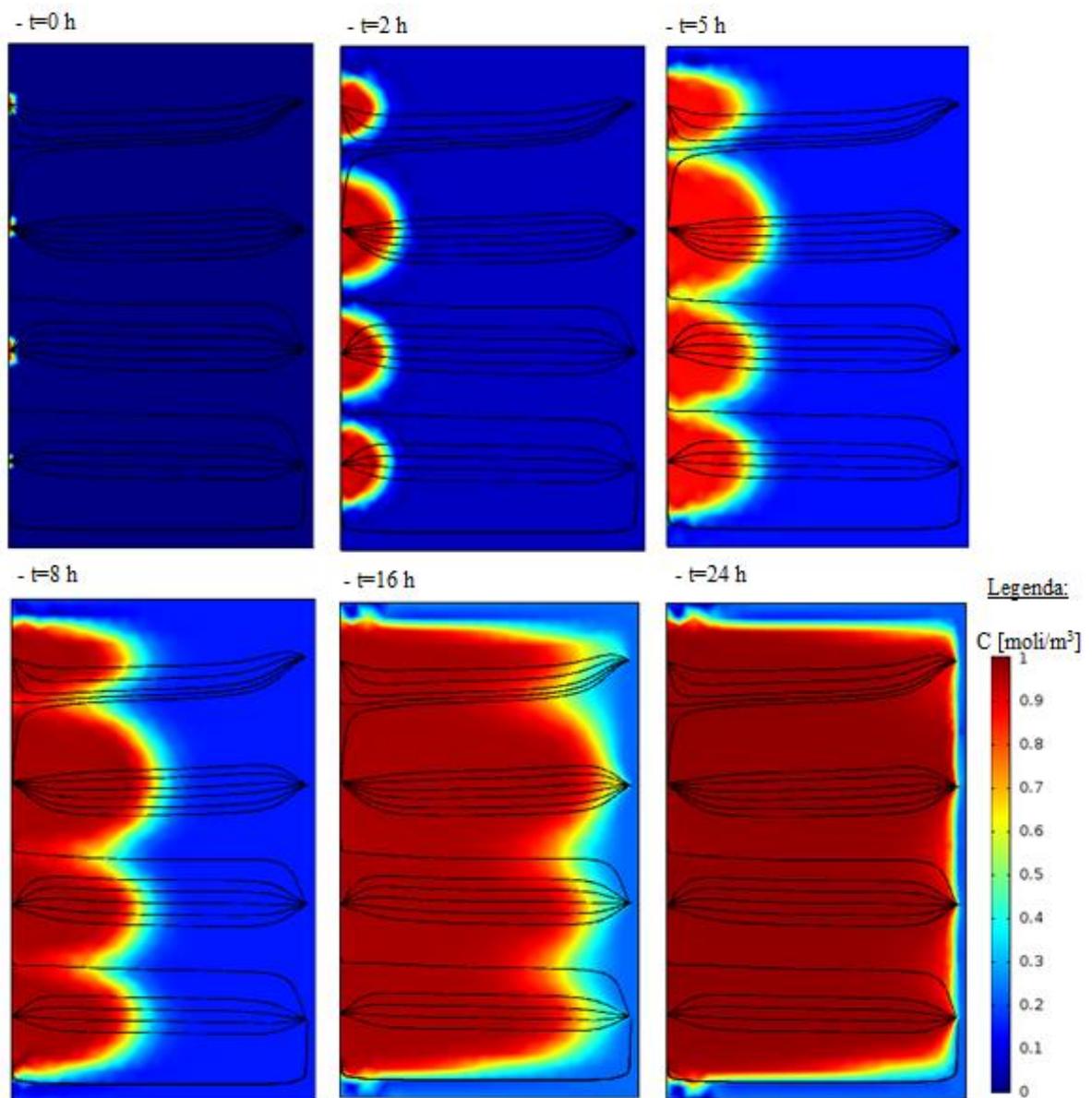


Figura 5.14. Distribución espacial de la concentración del trazador en el HAFS FG1 en diferentes momentos de la simulación realizada con el caudal medio.

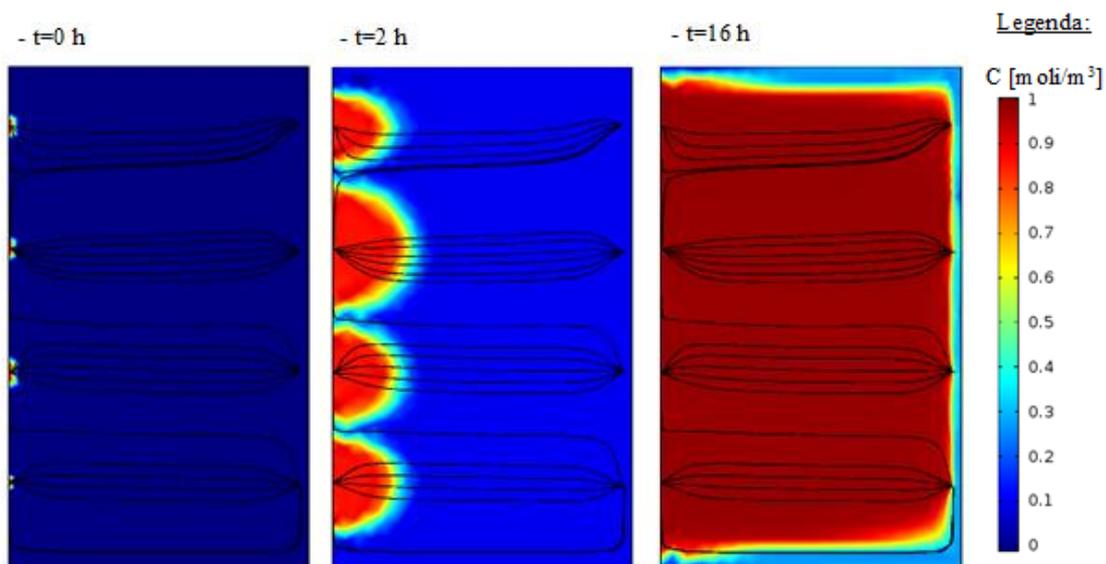


Figura 5.15. Distribución espacial de la concentración del trazador en el HAFS FG1 en diferentes momentos de la simulación realizada con el caudal máximo.

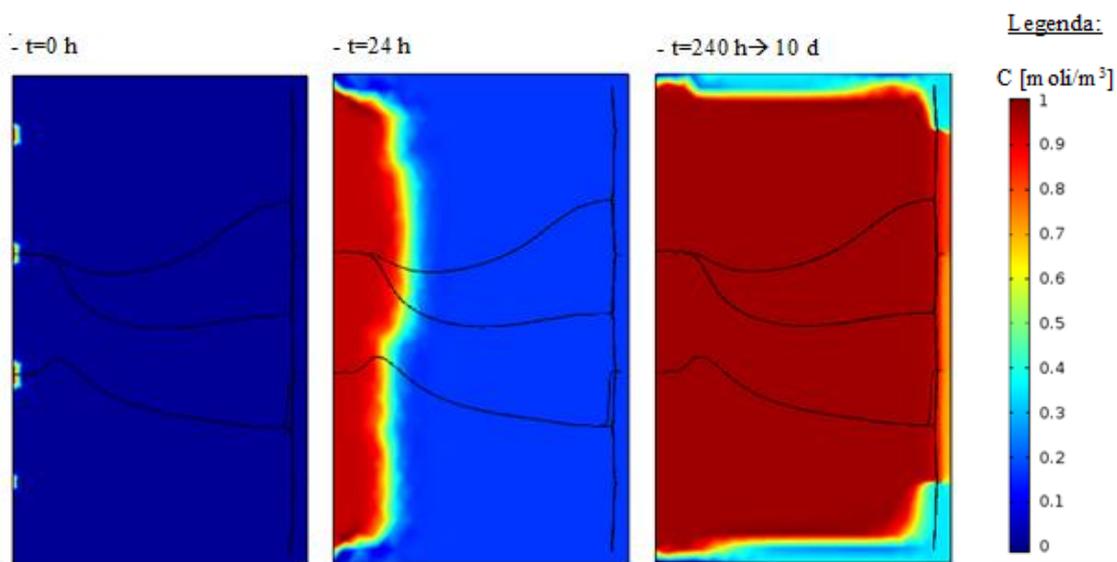


Figura 5.16. Distribución espacial de la concentración del trazador en el HAFS FG1 en diferentes momentos de la simulación realizada con el caudal mínimo.

Capítulo 6. Modelación de los sólidos en suspensión, el fósforo y el fitoplancton

Parte del contenido de este capítulo se recoge en el artículo científico Gargallo, S., Martín, M., Oliver, N., Hernández-Crespo, C. (2016). Sedimentation and resuspension modelling in free water surface constructed wetlands. *Ecological Engineering*. <http://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.09.014>

6.1. Introducción

La turbidez se define como la expresión de la propiedad óptica que hace que la luz sea dispersada y absorbida en lugar de transmitida sin cambios en la dirección o el nivel de flujo a través de una muestra (APHA, 1991). Este parámetro, considerado crítico para la calidad de las aguas naturales, tiene una estrecha relación con la concentración de la materia en suspensión. Tal como se ha indicado en el Capítulo 1, en las masas de agua eutrofizadas o con riesgo de eutrofización es necesario reducir la turbidez para recuperar o conservar la vegetación acuática sumergida y la biodiversidad de estos ecosistemas (Scheffer et al., 1993; Coveney et al., 2002). Tanto es así que Jeppesen et al. (1997) identifica la vegetación sumergida como el aspecto más importante para el mantenimiento ecológico de los lagos someros y Mondría (2011) indica que el dominio de un tipo u otro de vegetación, o la ausencia total de la misma, puede estar influido directamente por la turbidez o indirectamente por la concentración de nutrientes.

La turbidez del agua de los HAFS se puede incrementar debido a la interacción con el medio y con la biota. Concretamente, algunos de los procesos más influyentes en el aumento de la concentración de los sólidos en suspensión en el agua tratada en los HAFS están relacionados

con la resuspensión producida por la acción del viento y por la bioturbación (Onandia et al., 2015). Scheffer et al. (1993) identifican los sólidos en suspensión y las algas como los parámetros principales que aportan turbidez en los lagos someros. Éstos, a su vez, dependen de la vegetación existente en el sistema, la cual disminuye el efecto del oleaje sobre la resuspensión de los sedimentos e intercepta nutrientes que de otro modo podrían aumentar la población de microalgas.

Dado que la turbidez presenta una alta correlación con la concentración de los sólidos totales en suspensión, la modelación mecanicista de la eliminación de éstos últimos en humedales artificiales de flujo superficial permite optimizar el tratamiento de las aguas eutrofizadas en este tipo de sistemas. Aunque se han realizado estudios detallados sobre la eliminación de los sólidos en suspensión en HAFS (Mulling, 2013), la simulación de los principales procesos que afectan a la dinámica del material particulado en HAFS no suele estar incluida en los modelos mecanicistas desarrollados hasta el momento para este tipo de sistemas, por lo que el modelo planteado en la presente Tesis supone un avance significativo en este ámbito.

En este capítulo se aborda el desarrollo de un modelo mecanicista para la simulación de los sólidos totales en suspensión en HAFS para el tratamiento de aguas eutrofizadas. Este modelo incluye el efecto de las interacciones entre el humedal artificial, el medio y la biota a través de la modelación de la resuspensión producida por la acción del viento y por la acción de la avifauna. Dado que el modelo se desarrolla específicamente para el tratamiento de aguas eutróficas, la simulación de los sólidos en suspensión va ligada a la simulación del fitoplancton, cuya dinámica dentro del humedal modifica la concentración de la materia particulada. Así mismo, la evolución de la población fitoplanctónica es altamente dependiente de la concentración de fósforo, el cual actúa como nutriente limitante en muchas masas de agua dulce y en concreto lo hace en el medio donde se focaliza el presente estudio, el lago de l'Albufera de València.

En los apartados siguientes se describe el planteamiento y desarrollo del modelo mecanicista M1 aplicado al tratamiento de aguas eutrofizadas en HAFS para la simulación de los sólidos totales en suspensión (SST), el fitoplancton (X_p) y el fósforo total (PT). En este capítulo se presta una atención especial a los SST porque la recuperación de la transparencia es un factor esencial para conseguir el buen estado ecológico de las masas de agua.

Por último, se muestran los resultados de la calibración y la validación del modelo en dos HAFS a escala real en los cuales se trata el agua eutrofizada del lago de l'Albufera (València).

El modelo desarrollado permitirá ampliar el conocimiento sobre los diferentes procesos que afectan a los sólidos en suspensión, al fitoplancton y al fósforo total en un humedal artificial de flujo superficial aplicado al tratamiento de aguas eutróficas. Así mismo, permitirá cuantificar la contribución de cada proceso sobre la eliminación de dichos componentes. Por lo tanto, el modelo obtenido podrá ser utilizado como una herramienta de diseño y gestión para mejorar el funcionamiento de los HAFS.

6.2. Planteamiento y desarrollo del modelo

El modelo mecanicista desarrollado describe los procesos, las cinéticas y los coeficientes estequiométricos que determinan la dinámica de los componentes simulados, siempre dando cumplimiento al balance de materia para un reactor continuo de tanque agitado.

Los componentes incluidos en el modelo desarrollado se muestran en la Tabla 6.1. Tal como se indicó anteriormente, se modeló el fitoplancton para incluir la contribución de su peso seco (dw) sobre el balance global de los SST debido a su importancia en los procesos de eutrofización y en las masas de agua eutrofizadas. También se incluye la modelación del fósforo debido a su función de nutriente limitante y a que la dinámica de la fracción particulada del mismo está asociada a la adsorción/desorción sobre los SST.

Tabla 6.1 Descripción de los componentes incluidos en el modelo mecanicista M1.

Componente	Descripción	Unidades
PIT	Fósforo inorgánico total.	mg P L ⁻¹
PO	Fósforo orgánico.	mg P L ⁻¹
P _{int}	Fósforo acumulado internamente en las células fitoplanctónicas.	mg P mg Cl α ⁻¹
X _p	Biomasa fitoplanctónica.	mg Cl α L ⁻¹
X _{SST}	Sólidos totales en suspensión.	mg dw L ⁻¹

El fósforo está dividido en sus formas inorgánica y orgánica (PIT y PO, respectivamente), el componente X_p representa la biomasa total de fitoplancton medido como clorofila *a* y X_{SST} la concentración de sólidos totales en suspensión.

Además de depender de los SST aportados con el agua de entrada, la concentración de la materia particulada en la columna de agua responde principalmente a dos mecanismos opuestos: (a) la sedimentación y (b) la resuspensión, esta última ocasionada por la turbulencia en la capa de sedimentos (Dhamotharan et al., 1981). Así mismo, dentro de los HAFS se generan SST mediante procesos de precipitación química y producción biológica.

Por lo tanto, el modelo mecanicista desarrollado incluye la sedimentación, la resuspensión y la generación interna de SST, los cuales se describen detalladamente a continuación. En los siguientes apartados se indican las características y especificidades de cada proceso, se analizan las distintas formulaciones matemáticas utilizadas en la bibliografía para representarlos y finalmente se describe la modelación matemática aplicada para cada uno de ellos en el modelo desarrollado.

6.2.1. Modelación de la sedimentación

La sedimentación contribuye a la eliminación de la materia en suspensión en un medio líquido, siendo tal su importancia en los sistemas estudiados que Schmid et al. (2005) afirmaron que éste era, habitualmente, el principal proceso de eliminación de SST en los humedales artificiales. La sedimentación afecta a todas las fracciones particuladas y por lo tanto repercute sobre la concentración de los correspondientes componentes en la columna de agua (por

ejemplo, fitoplancton y fósforo particulado, así como metales pesados adsorbidos, nitrógeno particulado y materia orgánica particulada).

La baja velocidad del agua y la presencia de vegetación y/o restos vegetales promueven la sedimentación y la intercepción de SST en HAFS (Kadlec & Wallace, 2009). Esta transferencia de materia particulada a los sedimentos tiene importantes consecuencias tanto para la calidad del agua como para las propiedades y funciones del ecosistema: (a) se eliminan de la columna de agua muchos contaminantes y nutrientes asociados a esta materia sólida y (b) se reduce la turbidez aumentando la penetración de la luz en la columna de agua.

El proceso de sedimentación se debe, básicamente, a la diferencia de densidades entre los sólidos y el agua, la cual determina la velocidad de sedimentación. Dicha velocidad, junto con el calado de la columna de agua, define el tiempo y la distancia recorrida a la que sedimenta una partícula.

La velocidad de sedimentación de una partícula se puede estimar utilizando la ecuación propuesta por Stokes (Ec. 6.1):

$$v_{\text{sed}} = \Omega \frac{g}{18} \left(\frac{\rho_s - \rho_w}{\mu} \right) d^2 \quad \text{Ec. 6.1}$$

siendo v_{sed} (cm s^{-1}) la velocidad de sedimentación, Ω el coeficiente adimensional que refleja el efecto de la forma de una partícula en su velocidad de sedimentación (para una forma esférica $\Omega=1.0$), g (cm s^{-2}) es la aceleración de la gravedad, ρ_s y ρ_w (g cm^{-3}) son las densidades de la partícula y del agua, respectivamente, μ ($\text{g cm}^{-1} \text{s}^{-1}$) es la viscosidad dinámica y d (cm) es el diámetro efectivo de la partícula.

Algunas publicaciones recogen valores orientativos de las densidades y diámetros de diferentes tipos de material particulado (ej. materia orgánica, algas, minerales silíceos, arena, arcilla) (Chapra, 1997).

Sin embargo, la ecuación de Stokes resulta de difícil aplicación en los HAFS debido a la variedad de partículas existentes, lo cual implica una alta complejidad para calcular la densidad y el diámetro de las partículas, así como para cuantificar la capacidad que éstas poseen para formar agregados e interactuar entre ellas. Además, esta ecuación se aplica en ausencia de turbulencias y esta condición no se suele cumplir en los HAFS.

Dada la complejidad del cálculo de la velocidad de sedimentación de los sólidos en suspensión, habitualmente ésta se considera como un parámetro más a calibrar en el modelo (Martín & Marzal Doménech, 1999). Ésta es la pauta que se siguió en el presente modelo, y la tasa de sedimentación de cada componente particulado (r_{sed}) se calculó aplicando la Ec. 6.2:

$$r_{\text{sed}} (\text{mg L}^{-1} \text{d}^{-1}) = \frac{v_s}{H} C_i \quad \text{Ec. 6.2}$$

donde v_s (m d^{-1}) es la velocidad de sedimentación a calibrar y H (m) el calado de la columna de agua.

A diferencia de lo que ocurre en otros procesos, la influencia de la temperatura en la velocidad de sedimentación de los SST es muy débil, por lo que se puede considerar que su coeficiente de variación con la temperatura es nulo ($\theta = 0$) (Kadlec & Wallace, 2009).

6.2.2. Modelación de la resuspensión

La resuspensión es el proceso de transferencia de material particulado desde la capa de sedimentos hacia la columna de agua, provocado por la perturbación de dichos sedimentos.

Los principales efectos de la resuspensión se pueden enmarcar en tres bloques (Cózar et al., 2005):

- Modificación significativa de la atenuación lumínica en la columna de agua.
La resuspensión produce un aumento de la concentración de SST en la columna de agua y por tanto un aumento de la turbidez, reduciendo la profundidad de la capa fótica y la luz disponible para el crecimiento del fitoplancton y de las macrófitas. A modo de ejemplo se cita el estudio realizado por Hellström (1991) en el Lago Tämnaaren (Suecia), donde se cuantificó que la alta resuspensión provocaba una reducción de la productividad primaria del lago de hasta un 85%.
- Efectos sobre la dinámica de los nutrientes y de los contaminantes.
Las altas cantidades de nutrientes, metales pesados y contaminantes orgánicos que pueden estar acumuladas en los sedimentos de las masas de agua pueden ser incorporadas a la columna de agua. Algunos estudios revelan que la liberación de fósforo desde los sedimentos es uno de los mecanismos de mayor importancia en la eutrofización de lagos someros (Wu & Hua, 2014).
- Dificultad de la vegetación para arraigar.
Esto es debido a la movilización de los sedimentos y a la energía del oleaje que provoca la resuspensión (Ignacio Galinato & Van Der Valk, 1986; Foote & Kadlec, 1988).

A priori, se podría intuir que una de las causas que origina la resuspensión de los sedimentos podría ser la propia velocidad de circulación del agua. Sin embargo, en los HAFS esta velocidad suele ser demasiado baja para causar efectos notables de resuspensión (Kadlec & Wallace, 2009). Por lo tanto, las perturbaciones de la capa de sedimentos que originan los procesos de resuspensión en HAFS suelen estar generadas por agentes externos, clasificándose en dos orígenes principales: (a) acción del viento y (b) bioturbación (Weyhenmeyer et al., 1997; Tsanis et al., 1998; Kadlec & Wallace, 2009). La bioturbación está provocada principalmente por las actividades de la avifauna y, en algunos casos, también se puede generar por la ictiofauna (Kadlec & Wallace, 2009).

- Resuspensión provocada por la acción del viento

Son muchos los autores que coinciden en que el viento es el factor predominante de la resuspensión de los sedimentos en aguas someras (Dhamotharan et al., 1981; Douglas &

Rippey, 2000). A diferencia del límite superficial, el fondo de un humedal artificial es rígido y la velocidad que el viento induce sobre el agua se disipa en la interfaz agua-sedimento en forma de mezcla vertical.

La resuspensión comienza con la liberación de la energía del viento a la superficie del agua, la cual depende de la velocidad de éste y del fetch⁵. Esto da lugar a la generación de ondas que disipan la energía hacia zonas más profundas de la lámina de agua, produciendo un esfuerzo de cizallamiento con el fondo que es el que provoca la resuspensión de los sedimentos.

Un método para cuantificar el efecto de la resuspensión es el propuesto por Chapra (1997), el cual determina la masa resuspendida a partir del esfuerzo de cizalladura provocado por las ondas generadas (Ec. 6.3 y Ec. 6.4). Para ello se calcula la velocidad orbital creada por la onda (Ec. 6.5) a partir de la altura y el periodo de onda significativos, utilizando las ecuaciones desarrolladas por Ijima & Tang (1966) (Ec. 6.6 y Ec. 6.7).

$$\begin{cases} \varepsilon = 0 & \tau \leq \tau_c \\ \varepsilon = \frac{\alpha_0}{t_d^2} (\tau - \tau_c) & \tau > \tau_c \end{cases} \quad \text{Ec. 6.3}$$

$$\tau = 0.003 \bar{U}^2 \quad \text{Ec. 6.4}$$

$$\bar{U} = \frac{\pi H_s}{T_s} \frac{100}{\sinh\left(\frac{2\pi H}{L}\right)} \quad \text{Ec. 6.5}$$

$$\frac{gH_s}{w^2} = 0.283 \tanh\left[0.53 \left(\frac{gH}{w^2}\right)^{0.75}\right] \tanh\left\{\frac{0.0125 \left(\frac{gF}{w^2}\right)^{0.42}}{\tanh\left[0.53 \left(\frac{gH}{w^2}\right)^{0.75}\right]}\right\} \quad \text{Ec. 6.6}$$

$$\frac{gT_s}{2\pi w} = 1.2 \tanh\left[0.833 \left(\frac{gH}{w^2}\right)^{0.375}\right] \tanh\left\{\frac{0.077 \left(\frac{gF}{w^2}\right)^{0.25}}{\tanh\left[0.833 \left(\frac{gH}{w^2}\right)^{0.375}\right]}\right\} \quad \text{Ec. 6.7}$$

siendo ε (g m^{-2}) la masa de sedimentos resuspendida, τ (dina cm^{-2}) el esfuerzo de cizalladura producido por el viento, τ_c (dina cm^{-2}) el esfuerzo de cizalladura crítico de los sedimentos, $\alpha_0=0.008$, $t_d=7$, \bar{U} (cm s^{-1}) la velocidad orbital, H_s (m) la altura significativa de la onda, T_s (s) el periodo significativo de la onda, L (m) la longitud de onda, g (m s^{-2}) la aceleración gravitacional, w (m s^{-1}) la velocidad del viento y F (m) el fetch.

Sin embargo, esta metodología de cálculo no resulta sencilla de aplicar en un modelo mecanicista de calidad de aguas, en el cual sería necesario calcular la masa de sedimentos resuspendida para cada valor de la velocidad del viento. A ello hay que sumar la necesidad de conocer el valor crítico de cizalladura de los sedimentos, que varía según el tipo de materia en

⁵ Fetch: Distancia expuesta de forma uniforme a la velocidad y a la dirección del viento.

suspensión a partir de la cual se han formado los sedimentos, de la edad de los mismos y del grado de compactación.

Debido a la complejidad, tanto numérica como analítica, del procedimiento anterior, han aparecido métodos alternativos para calcular la cantidad de sólidos resuspendidos a partir de la velocidad del viento.

Scheffer (1998) indicó que, para unas condiciones específicas, la resuspensión se puede caracterizar mediante una correlación entre la concentración de sólidos en suspensión y la velocidad del viento. Distintos autores como Kristensen et al. (1992) y Somlyódy (1982) propusieron utilizar una correlación exponencial para relacionar ambos parámetros (Ec. 6.8). La concentración de SST calculada mediante este método es el resultado de la suma de la concentración de SST de fondo no asociados a la resuspensión ejercida por el viento (SST_0) y de la concentración resuspendida por la velocidad del viento:

$$SST \text{ (mg L}^{-1}\text{)} = \alpha W^\beta + SST_0 \quad \text{Ec. 6.8}$$

siendo α y β parámetros a calibrar en cada caso y W (m s^{-1}) la velocidad máxima diaria del viento.

Cózar et al. (2005) demostró la adecuación de esta metodología para el cálculo de la resuspensión de sedimentos producida por el viento en un lago somero en Argentina, obteniendo correlaciones R^2 de 0.87-0.96 entre las concentraciones de sólidos totales en suspensión observadas y las calculadas.

Dada la mayor simplicidad numérica y analítica de este método de cálculo y la demostrada aplicabilidad en la modelación de la resuspensión en lagos someros, en el modelo que aquí se desarrolla se utilizó la ecuación Ec. 6.8 para simular la concentración de SST resuspendidos por la acción del viento.

En la aplicación de la ecuación anterior se debe considerar la existencia de una condición crítica por debajo de la cual el efecto de la resuspensión puede considerarse nulo. Esta condición indica que la resuspensión se produce cuando la ola producida por el viento alcanza el fondo, es decir, cuando la longitud de onda mide el doble o más que la profundidad de la columna de agua. Carper & Bachmann (1984) demostraron que esta condición, que fue inicialmente utilizada en ingeniería costera, era aplicable a lagos someros y dadas las similitudes morfológicas existentes entre los lagos someros y los HAFS, aplicamos dicha condición en el modelo desarrollado para este tipo de humedales artificiales.

Por lo tanto, existe una velocidad mínima del viento (W_0) capaz de producir una longitud de onda que sea igual al doble del calado de la columna de agua ($L \geq 2H$, siendo H el calado) y siguiendo a Cózar et al. (2005) se ha utilizado la ecuación de Pond & Pickard (1983) para calcular dicha velocidad mínima (Ec. 6.9):

$$L = 1.56 \left[0.77 \cdot W \cdot \tanh \left[0.077 \left(\frac{gF}{W^2} \right)^{0.25} \right] \right]^2 \quad \text{Ec. 6.9}$$

El cálculo utilizado para cuantificar la concentración de SST resuspendidos por acción del viento no se incluye en la matriz estequiométrica del modelo. La concentración de SST resuspendidos por este mecanismo (SST_w) es considerada como una entrada al HAFS (Ec. 6.10):

$$\text{carga de entrada}_{SST} = Q_{in}(SST_{in} + SST_w) = Q_{in}(SST_{in} + \alpha W^\beta \delta(W, W_0)) \quad \text{Ec. 6.10}$$

siendo SST_{in} (mg dw L^{-1}) la concentración de SST en el influente y $\delta(W, W_0)$ la función condicionante que determina existencia o no de resuspensión producida por el viento ($\delta=0$ si $W < W_0$ y $\delta=1$ si $W \geq W_0$)

- **Resuspensión por bioturbación**

La actividad de la avifauna es uno de los factores que influyen en la resuspensión de los sedimentos en los HAFS (Greenway & Jenkins, 2004; Greenway, 2010; Martín et al., 2013b). Los movimientos realizados por las aves para alimentarse o moverse dentro del humedal pueden provocar perturbaciones sobre la capa de sedimentos y por tanto causar la resuspensión de material particulado y de nutrientes (Søndergaard et al., 1992).

Las observaciones realizadas *in situ* en los HAFS del *Tancat de la Pipa* indican que la intensidad de dicha resuspensión es diferente para los distintos grupos de aves. Así, encontramos que aves pequeñas y ligeras como las paseriformes (por ejemplo, *Chlidonias hybrida*, *Glareola pratincola*, *Sterna hirundo*, *Sternula albifrons*) no tienen ningún efecto sobre la calidad de las aguas, mientras que aves como el flamenco (*Phoenicopterus* spp.), que son filtradoras y remueven el sedimento para alimentarse, causan notables efectos de resuspensión (Hammer, 1986; Comín et al., 1997). En la Figura 6.1 pueden observarse las formas circulares que generan los flamencos al remover los sedimentos con el pico para alimentarse.

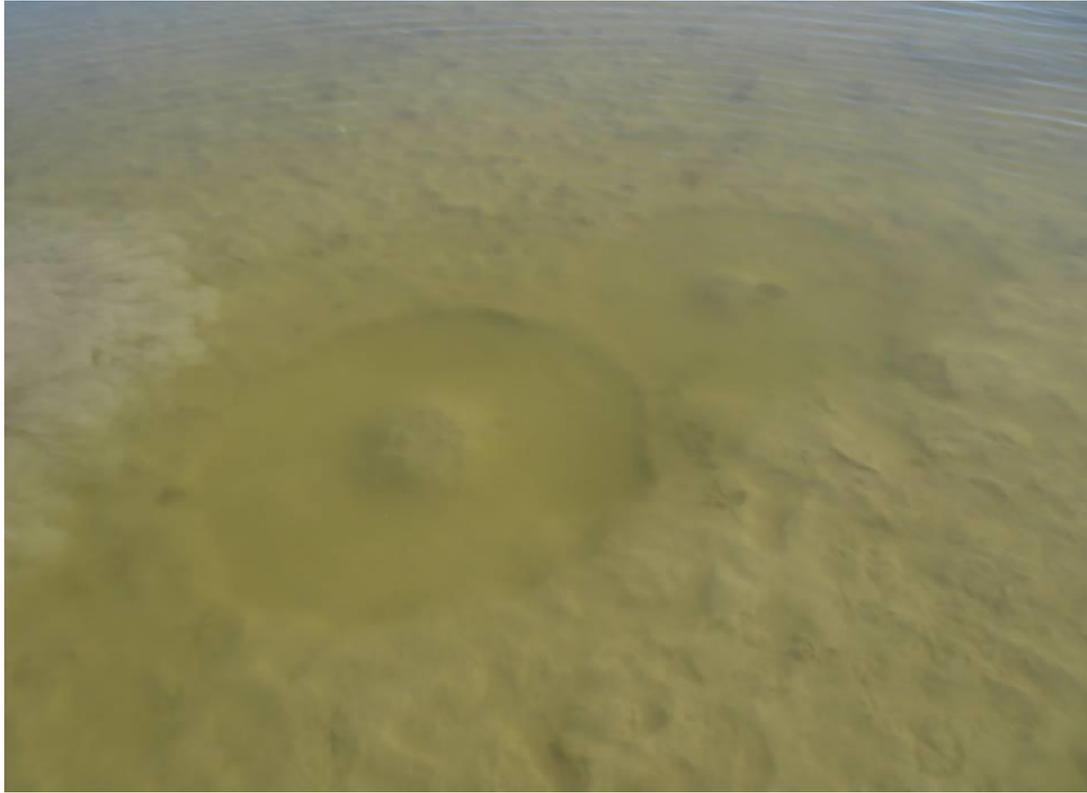


Figura 6.1. Marcas en los sedimentos de la laguna de reserva producidas por la resuspensión ejercida por los flamencos. Fuente: *Tancat de la Pipa*.

Por lo tanto, la magnitud de la resuspensión producida por la avifauna no depende sólo de la densidad de aves sino también de la tipología y de los hábitos de éstas.

Con el objetivo de cuantificar este proceso, se establecieron distintos grupos de aves (i) en función de su afección a la resuspensión y se asignó un factor de resuspensión para cada grupo (RF_i). Dicho factor toma valores entre 0 y 10, donde 0 indica que la resuspensión causada es despreciable y 10 que la resuspensión es máxima. Los parámetros considerados para determinar esta clasificación fueron (1) el tamaño de las aves, (2) los hábitos alimentarios de éstas y (3) la forma de desplazarse dentro del humedal artificial de flujo superficial (Tabla 6.2).⁶

Por lo tanto, la resuspensión asociada a la avifauna se modeló a partir de la densidad de cada grupo de aves y de su afección al medio, representada por el coeficiente RF_i (Ec. 6.11):

$$r_{\text{resus avi}}(\text{mg L}^{-1}\text{d}^{-1}) = K_{\text{avi}} \frac{\sum N_i \cdot RF_i}{A} \quad \text{Ec. 6.11}$$

donde $i=1, 2 \dots 10$, K_{avi} ($\text{mg m}^2 \text{L}^{-1} \text{d}^{-1}$) es la constante de resuspensión por acción de la avifauna, N_i es el número de aves del grupo i y A (m^2) es la superficie del humedal artificial. La constante K_{avi} debe ser calibrada.

⁶ Esta clasificación se estableció en colaboración con la Sociedad Española de Ornitología SEO/Birdlife.

Tabla 6.2. Coeficiente de resuspensión (RF_i) asignado a cada grupo de aves.

RF _i	Descripción	Especies
10	Aves de gran tamaño que remueven activamente el sustrato para comer.	<i>Phoenicopterus</i> spp.
9	Aves de mediano tamaño que remueven activamente el sustrato para comer.	<i>Platalea leucorodia</i>
8	Aves pescadoras de gran tamaño que remueven el sustrato.	<i>Phalacrocorax carbo</i>
7	Aves acuáticas de tamaño medio que se alimentan en el sustrato y garzas pescadoras de gran tamaño.	<i>Anas platyrhynchos</i> , <i>Anas strepera</i> , <i>Ardea cinerea</i> , <i>Egretta alba</i> , <i>Tadorna tadorna</i>
6	Garzas no pescadoras que se alimentan en el sustrato, limícolas de mediano tamaño que remueven el sustrato para comer, limícolas de gran tamaño y aves acuáticas de tamaño medio que no se alimentan en el sustrato.	<i>Anas acuta</i> , <i>Fulica atra</i> , <i>Fulica cristata</i> , <i>Limosa limosa</i> , <i>Netta rufina</i> , <i>Plegadis falcinellus</i> , <i>Recurvirostra avosetta</i>
5	Aves acuáticas buceadoras que se alimentan en el sustrato, garzas pescadoras y rálidos de tamaño grande.	<i>Ardea purpurea</i> , <i>Aythya ferina</i> , <i>Porphyrio porphyrio</i>
4	Aves acuáticas de tamaño pequeño que se alimentan en la superficie, limícolas y rálidos de mediano tamaño.	<i>Anas clypeata</i> , <i>Anas crecca</i> , <i>Anas penelope</i> , <i>Anas querquedula</i> , <i>Gallinula chloropus</i> , <i>Himantopus himantopus</i> , <i>Philomachos pugnax</i> , <i>Tringa erythropus</i> , <i>Tringa nebularia</i> , <i>Tringa stagnatilis</i> , <i>Vanellus vanellus</i>
3	Garzas pescadoras de mediano tamaño, aves nadadoras medianas y grandes que no remueven el sustrato y aves acuáticas buceadoras grandes que no se alimentan en el sustrato.	<i>Ardeola ralloides</i> , <i>Botaurus stellaris</i> , <i>Bubulcus ibis</i> , <i>Egretta garzetta</i> , <i>Ixobrychus minutus</i> , <i>Larus audouinii</i> , <i>Larus fuscus</i> , <i>Larus michahellis</i> , <i>Nycticorax nycticorax</i> , <i>Podiceps cristatus</i>
2	Aves acuáticas buceadoras pequeñas que no se alimentan en el sustrato.	<i>Podiceps nigricollis</i> , <i>Tachybaptus ruficollis</i>
1	Aves nadadoras pequeñas que no remueven el sustrato y limícolas de pequeño tamaño.	<i>Actitis hypoleucos</i> , <i>Calidris alpina</i> , <i>Calidris ferruginea</i> , <i>Calidris minuta</i> , <i>Calidris temminckii</i> , <i>Charadrius alexandrinus</i> , <i>Charadrius dubius</i> , <i>Charadrius hiaticula</i> , <i>Gallinago gallinago</i> , <i>Larus genei</i> , <i>Larus ridibundus</i> , <i>Lymnocyptes minimus</i> , <i>Porzana parva</i> , <i>Rallus aquaticus</i> , <i>Tringa glareola</i> , <i>Tringa ochropus</i> , <i>Tringa totanus</i>
0	Aves pescadoras que únicamente influyen en el medio acuático durante los lances de pesca y aves ligadas al medio acuático pero que no se alimentan ni descansan en él.	<i>Chlidonias hybrida</i> , <i>Chlidonias leucopterus</i> , <i>Chlidonias niger</i> , <i>Gelochelidon nilotica</i> , <i>Glareola pratincola</i> , <i>Mycteria ibis</i> , <i>Sterna hirundo</i> , <i>Sternula albifrons</i>

Otro de los factores que puede aumentar la resuspensión por bioturbación es la ictiofauna, destacando la freza, el desplazamiento y las actividades alimentarias de los peces bentívoros

como las acciones con mayor impacto (Dieter, 1990). Trabajos como el de Breukelaar et al. (1994) muestran una correlación lineal significativa entre la concentración de SST y la biomasa de peces bentívoros. Antes de introducir una expresión matemática en el modelo para representar la resuspensión causada por la ictiofauna, se realizó una estimación de la magnitud que podía suponer este proceso en el *Tancat de la Pipa*, el lugar donde se calibró y validó el modelo. Esta estimación se realizó para la laguna de reserva (ver Figura 4.4), ya que visualmente se observó que ésta fue el área donde más peces hubieron, ya que el menor calado de los HHAA frente a las lagunas dificulta que se mantenga una población alta de peces; además ésta fue la única área donde se cuantificaron. Se calculó que la densidad de peces en la laguna de reserva era de 33.33 kg ha^{-1} en abril de 2014, los cuales eran en su mayoría *Cyprinus carpio* (datos no publicados) (Figura 6.2). Considerando que esta especie incrementa la concentración de SST en $77.24 \cdot 10^{-4} \text{ mg dw L}^{-1}$ por cada kg de *Cyprinus carpio* contenido en una hectárea (Tsanis, 1998), se calculó que la concentración de SST aportados a la columna de agua por efecto de los peces fue de $0.26 \text{ mg dw L}^{-1}$. La comparación de este valor con las concentraciones de los SST medidas en el *Tancat de la Pipa* muestra que la resuspensión por efecto de la ictiofauna supone menos del 2% de los sólidos totales en suspensión que entran y salen de los HAFS, y el efecto en FG1 y FG2 es inferior, ya que visualmente se observó que la densidad de peces en estos sistemas fue menor. Por lo tanto, dado el bajo impacto que causa la resuspensión por la avifauna en los sistemas estudiados, este proceso no se incluyó en el modelo desarrollado.



Figura 6.2. Imágenes de los peces (*Cyprinus carpio*) extraídos de la laguna de reserva durante su secado en abril de 2014. Fuente: *Tancat de la Pipa*.

Como en el caso de la sedimentación, los procesos de resuspensión afectan a toda la fracción particulada de los sedimentos y por eso en el modelo desarrollado se incluyó la resuspensión del fósforo asociado al sedimento. Para ello, en la formulación matemática se definieron los procesos de resuspensión en base a los SST, es decir, el coeficiente estequiométrico para los SST es la unidad y para el fósforo depende de su contenido en los sedimentos ($i_{p_{sed}}$, mg P mg

dw^{-1}). Una parte del fósforo se resuspende como PO y otra como PIT en función del coeficiente F_{pr} (fracción del fósforo resuspendido que se incorpora a la columna de agua como fósforo orgánico).

- Efecto de la vegetación sobre los procesos de sedimentación y resuspensión

La vegetación macrófita presente en un HAFS es un factor clave en la dinámica de los SST debido a su capacidad para reducir la velocidad del agua, mitigar la velocidad del viento, inducir la sedimentación y prevenir la resuspensión, además de limitar el crecimiento del fitoplancton debido a la intercepción de la radiación solar y a la toma de nutrientes (Hernández-Crespo et al., 2016).

El papel de la vegetación en los humedales artificiales fue un tema que suscitó cierta controversia entre la comunidad científica en la década de los años 1990, tal como evidencian algunas publicaciones al respecto (Brix, 1994, 1997). Tal es así que, algunos estudios observan mínimas diferencias en las eficiencias de eliminación de sólidos en suspensión en humedales con y sin vegetación (Tanner et al., 1995; Thomas et al., 1995). No obstante, actualmente está ampliamente aceptada la crucial importancia de la vegetación en el funcionamiento de dichos sistemas y algunos estudios como el de Brix (1994) recogen los principales efectos de la vegetación en los humedales artificiales de flujo superficial (Tabla 6.3).

Tabla 6.3. Efectos de la vegetación en los humedales artificiales de flujo superficial (adaptado de Brix (1994)).

Efectos de la vegetación	
Físicos	<ul style="list-style-type: none"> - Estabilización de la capa de sedimentos, evitando la resuspensión. - Mejora de la filtración y de la sedimentación de SST. - Reducción de la velocidad del agua y aumento de la sedimentación. - Reducción de la velocidad del viento y de la resuspensión. - Aislamiento de las bajas temperaturas durante los meses de invierno. - Disminución de la intensidad lumínica que alcanza la lámina de agua.
Biológicos	<ul style="list-style-type: none"> - Disponibilidad de una gran superficie de fijación para el crecimiento de microorganismos. - Toma de nutrientes. - Transferencia de oxígeno a la rizosfera, aumentando la degradación aerobia de la materia orgánica y la nitrificación.
Servicios ecosistémicos	<ul style="list-style-type: none"> - Disponibilidad de hábitat para la fauna (aves, reptiles, etc.). - Aumento de la funcionalidad estética de los humedales artificiales.

De entre los efectos descritos, Brix destaca los siguientes como los más significativos: la estabilización de los sedimentos, la atenuación de la luz, la fijación de microorganismos, la toma de nutrientes, la generación de hábitat y la funcionalidad estética.

Algunos de los efectos descritos pueden ser producidos tanto por la vegetación emergente como por la sumergida (por ejemplo, la intercepción del material particulado, la estabilización de los sedimentos, la toma de nutrientes, etc.).

Muchos estudios realizados a escala de laboratorio, y también a escala real, demuestran el efecto de la vegetación sobre la resuspensión y la sedimentación de los SST. Dieter (1990) evidenció el efecto de la vegetación emergente en la reducción de la resuspensión en un estudio a escala real en dos lagunas someras del Sand Lake National Wildlife Refuge (South Dakota), donde observó la existencia de diferencias significativas entre las áreas cubiertas con vegetación y las zonas desprovistas de ésta. Por su parte, Horppila & Nurminen (2003) llegaron a una conclusión similar para la vegetación sumergida y atribuyeron esta reducción de la resuspensión a la disminución de la velocidad del viento y la acción de las olas provocada por la vegetación. Hosokawa & Horie (1992) demostraron la mejora de la eliminación de SST en canales de laboratorio y en humedales artificiales plantados con *Phragmites australis*. Wu & Hua (2014) alcanzaron una conclusión similar al determinar que la presencia de vegetación emergente reducía la resuspensión provocada por el viento gracias a la disminución del estrés cortante por debajo del estrés crítico capaz de causar resuspensión en los sedimentos de lagos someros.

Horvath (2004) dio un paso más allá en este área de estudio y cuantificó el efecto de la vegetación sobre la retención de SST. A partir de los estudios realizados en un pequeño arroyo con macrófitas tanto emergentes como sumergidas obtuvo una correlación lineal (Ec. 6.12) entre la tasa instantánea de retención (y , m^{-1}) y la biomasa de macrófitas (x , $kg\ m^{-2}$):

$$y = 0.28 + 0.28x \quad (R^2 = 0.95) \quad \text{Ec. 6.12}$$

Además de favorecer la sedimentación y reducir la resuspensión ejercida por la acción del viento, la vegetación disminuye la resuspensión producida por bioturbación (Beklioglu et al., 2011).

Dado que el modelo a desarrollar centra especialmente su interés en la simulación de los SST en los HAFS, se debe incluir el efecto de la vegetación macrófita, tanto en los procesos de sedimentación como de resuspensión.

Una opción para incluir dicho efecto sería la aplicación de la Ec. 6.12 pero ello requeriría disponer de la densidad de biomasa de macrófitas en los HHAA, y esta información no siempre está disponible. Por lo tanto, se optó por una formulación diferente en la que el parámetro utilizado es la cobertura vegetal. Se define la cobertura vegetal (CV) como la fracción de la lámina de agua del humedal que está cubierta por la proyección de la parte aérea de las macrófitas, considerándose únicamente las macrófitas emergentes. La CV es un parámetro representativo de la vegetación emergente existente en un HA, que se puede monitorizar de forma sencilla (mediante seguimiento *in situ* o por imágenes aéreas) y que proporciona información de gran interés sobre la influencia de la vegetación en el funcionamiento de los HAFS. En trabajos como el de Wang & Mitsch (2000) también se utiliza la cobertura vegetal calculada a partir de fotografía aéreas.

La formulación matemática del efecto de la vegetación emergente en los procesos de sedimentación y resuspensión, tanto la ejercida por la acción del viento como por la acción de la avifauna, se realiza mediante la multiplicación de las cinéticas de dichos procesos por la

expresión $(1 \pm CV \cdot K)$. El signo es positivo en el proceso de sedimentación, ya que ésta es mayor cuanto más alta es la CV, y negativo en los procesos de resuspensión, puesto que a mayor CV, menor es la resuspensión. La constante K, que pondera el peso de la cobertura vegetal en cada uno de los procesos, es diferente para el proceso de sedimentación y para el de resuspensión ($K_{veg\ sed}$ y $K_{veg\ resus}$, respectivamente).

La expresión matemática resultante para calcular la carga de entrada de SST se muestra en la Ec. 6.13 y las expresiones cinéticas de los procesos de sedimentación y resuspensión por acción de la avifauna utilizadas en el modelo desarrollado en la Ec. 6.14 y Ec. 6.15, respectivamente.

$$\text{carga de entrada}_{SST} = Q_{in}(SST_{in} + SST_W) = Q_{in} \left(SST_{in} + \alpha W^{\beta} \delta(W, W_0) (1 - CV \cdot k_{veg\ res}) \right) \text{Ec. 6.13}$$

$$r_{sed}(\text{mgL}^{-1}\text{d}^{-1}) = \left(\frac{V_s X_{SST}}{H} \right) X_{SST} (1 + CV \cdot k_{veg\ sed}) \text{Ec. 6.14}$$

$$r_{resus\ avi}(\text{mgL}^{-1}\text{d}^{-1}) = k_{avi} \frac{\sum N_i \cdot RF_i}{A} (1 - CV \cdot k_{veg\ res}) \text{Ec. 6.15}$$

6.2.3. Modelación de la generación de SST

En un HA se generan SST mediante procesos como la precipitación química y la producción biológica.

La precipitación química depende de factores tales como el pH y el potencial redox, siendo mayor la precipitación a pH alcalinos y generándose compuestos diferentes según las condiciones sean aerobias o anaerobias.

Los SST generados biológicamente tienen carácter orgánico y poseen un alto contenido en carbono. Pueden ser producidos por el crecimiento de organismos en suspensión (fitoplancton o zooplancton) o de organismos fijos que eventualmente son liberados a la columna de agua (liberación de perifiton o biofilm adheridos sobre las superficies disponibles en el humedal o degradación de restos vegetales, principalmente hojas y tallos). La generación biológica depende de múltiples factores, como por ejemplo la concentración y la disponibilidad de nutrientes para el crecimiento biológico y el tiempo de retención hidráulico. Además, las diferentes estrategias de gestión de los humedales, como pueda ser el cosechado de las macrófitas, pueden dar lugar a una diferente producción biológica de SST.

Kadlec & Wallace (2009) ponen de manifiesto la dificultad de cuantificar la cantidad de SST generados mediante estos procesos, si bien indican que es importante reconocer su existencia porque contribuyen a la generación de una concentración de SST de fondo (C^*). No obstante, existen algunos trabajos como el de Kadlec & Knight (1996) o los realizados en Houghton Lake y recogidos en Kadlec & Wallace (2009) en los que se calcula dicha producción interna. En ellos se obtiene que los SST generados (tanto química como biológicamente) suponen entre el 3 y el 11% de los sólidos resuspendidos en los HAFS estudiados. Dada la baja aportación del conjunto de los SST generados, tanto química como biológicamente, y las condiciones específicas que

son necesarias para que se dé la precipitación, puede considerarse que la generación química de SST en HAFS que operan en condiciones normales es baja. Por lo tanto, el presente modelo no incluye la generación química de SST.

Sin embargo, sí que se considera la generación biológica de SST asociada al fitoplancton, ya que éste es un factor clave en la calidad de las aguas eutróficas y por lo tanto su simulación debe estar incluida en este modelo. De este modo, el modelo desarrollado pretende cuantificar los sólidos aportados por el fitoplancton sobre el balance global de SST en un HAFS. A continuación se describe la formulación matemática empleada en la modelación del ciclo del fitoplancton.

La contribución del fitoplancton (X_p) a la concentración de SST está determinada por la relación estequiométrica entre el contenido en clorofila a y el peso seco de las microalgas, especificado por el coeficiente i_{SSTX_p} ($\text{mg dw mg Cl } a^{-1}$). Los procesos incluidos para modelar el ciclo del fitoplancton son: crecimiento, muerte, respiración y sedimentación. Así mismo, se incluye el proceso de toma de fósforo inorgánico disuelto por el fitoplancton, el cual le permite la acumulación interna de fósforo (*luxury uptake*) que posteriormente será utilizado en el proceso de crecimiento.

- Crecimiento de X_p

La modelación del crecimiento del fitoplancton considera la limitación de la velocidad máxima de crecimiento (G_{max} , d^{-1}) por tres factores: la temperatura, la luz (G_L) y la acumulación interna de fósforo (G_p).

La limitación por temperatura se ha modelado mediante la ecuación de Arrhenius modificada (Phelps & Lackey, 1944):

$$K_T = K_{20}\theta^{T-20} \quad \text{Ec. 6.16}$$

donde K_T (d^{-1}) es la velocidad a temperatura T , K_{20} (d^{-1}) es la velocidad a 20°C , θ es el coeficiente de corrección para la temperatura y T ($^\circ\text{C}$) es la temperatura de operación.

Respecto a la radiación luminosa incidente, ésta es imprescindible como fuente de energía para llevar a cabo la fotosíntesis. Dicho proceso ocurre de forma óptima a una determinada intensidad lumínica incidente sobre la columna de agua, si bien en un HAFS no siempre se da esta intensidad óptima. Por este motivo, habitualmente se modela el efecto de la limitación por la intensidad lumínica sobre el crecimiento del fitoplancton (G_L), y se suele modelar de dos formas diferentes: por saturación lumínica o por fotoinhibición.

En la limitación por saturación lumínica el crecimiento fitoplanctónico aumenta linealmente con la intensidad lumínica cuando ésta presenta valores bajos. Lo hace hasta alcanzar un valor máximo cuando la intensidad lumínica es la óptima y a partir de este punto un aumento en la intensidad lumínica no produce un aumento en el crecimiento, sino que éste se mantiene. Este modelo se representa mediante una ecuación de tipo Monod:

$$G_L = \frac{I}{k_L + I} \quad \text{Ec. 6.17}$$

donde G_L es la función de limitación lumínica para el crecimiento del fitoplancton, I (ly d^{-1}) es la intensidad lumínica incidente y k_L (ly d^{-1}) es la constante de semisaturación lumínica.

El modelo de fotoinhibición presenta un valor creciente de G_L cuando la intensidad lumínica es inferior al valor óptimo, y a partir de éste disminuye el crecimiento a medida que aumenta la intensidad. La fotoinhibición se expresa mediante la relación de Steele:

$$G_L = \frac{I}{I_S} e^{(1-\frac{I}{I_S})} \quad \text{Ec. 6.18}$$

siendo I_S (ly d^{-1}) la intensidad lumínica de saturación.

En la Figura 6.3 se puede observar el comportamiento de ambas funciones para distintos valores de la intensidad lumínica incidente.

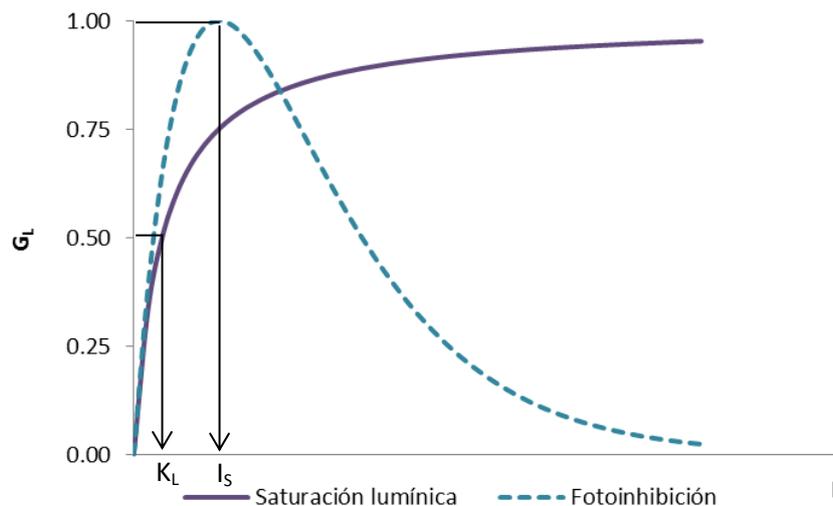


Figura 6.3. Valores de las funciones de saturación lumínica y fotoinhibición para distintos valores de la intensidad lumínica incidente.

El modelo de fotoinhibición suele ser el más empleado en la modelación del crecimiento del fitoplancton porque es capaz de reproducir de forma más realista el comportamiento de las microalgas cuando las intensidades lumínicas son altas. De hecho, modelos como el RWQM1 (Reichert et al., 2001) utilizan esta formulación para calcular G_L .

La aplicación del modelo de fotoinhibición requiere el cálculo de la atenuación lumínica para el calado de la columna de agua y la variación de la luz a lo largo del día. La integración de la atenuación lumínica a lo largo del calado se realiza a partir de la expresión de Beer-Lambert, la cual determina la intensidad lumínica para una profundidad dada:

$$I_H = I_0 e^{-K_e H} \quad \text{Ec. 6.19}$$

donde I_H (ly d^{-1}) es la intensidad lumínica a una profundidad H , I_0 (ly d^{-1}) es la intensidad lumínica incidente en la superficie, K_e (m^{-1}) es el coeficiente de extinción lumínica y H (m) es la profundidad.

El coeficiente de extinción lumínica depende de la concentración y del tipo de material suspendido en el agua. En este caso, depende de la concentración de fitoplancton y se calcula tal como indica la Ec. 6.20, donde K_{e0} (m^{-1}) es el coeficiente de extinción lumínica del agua pura y a_{xp} ($\text{L mg Cl a}^{-1} \text{m}^{-1}$) es el coeficiente de extinción lumínica del fitoplancton:

$$K_e = K_{e0} + a_{xp} X_p \quad \text{Ec. 6.20}$$

Por su parte, la integración diaria (día-noche) se puede modelar utilizando el concepto de fotoperiodo (f), es decir, la fracción del día en la que hay luz solar.

La ecuación resultante de ambas integraciones con el modelo de fotoinhibición es la propuesta por Di Toro et al. (1971).

El modelo mecanicista desarrollado en este estudio utiliza una modificación de la ecuación de Di Toro en la que se incluye el efecto de la sombra producida por la vegetación emergente existente en el humedal artificial de flujo superficial (Ec. 6.21). De esta forma, la limitación lumínica sobre el crecimiento del fitoplancton cuando la vegetación emergente cubre toda la superficie del humedal ($CV=1$) es absoluta, mientras que si el humedal carece de vegetación ($CV=0$) la limitación lumínica es la misma que la calculada mediante la ecuación de Di Toro (Figura 6.4).

$$G_L = \frac{2.718 \cdot f}{k_e \cdot H} \left(\exp\left(-\frac{I_0}{I_s} e^{-k_e \cdot H}\right) - \exp\left(-\frac{I_0}{I_s}\right) \right) \cdot (1 - VC) \quad \text{Ec. 6.21}$$

En caso de no disponer de valores medidos de la intensidad lumínica incidente en un sistema, es posible calcularla a partir de las coordenadas de cualquier zona geográfica con las ecuaciones propuestas por Al-Rawahi et al. (2011) y modificarla según la nubosidad (Kremer & Nixon, 1978).

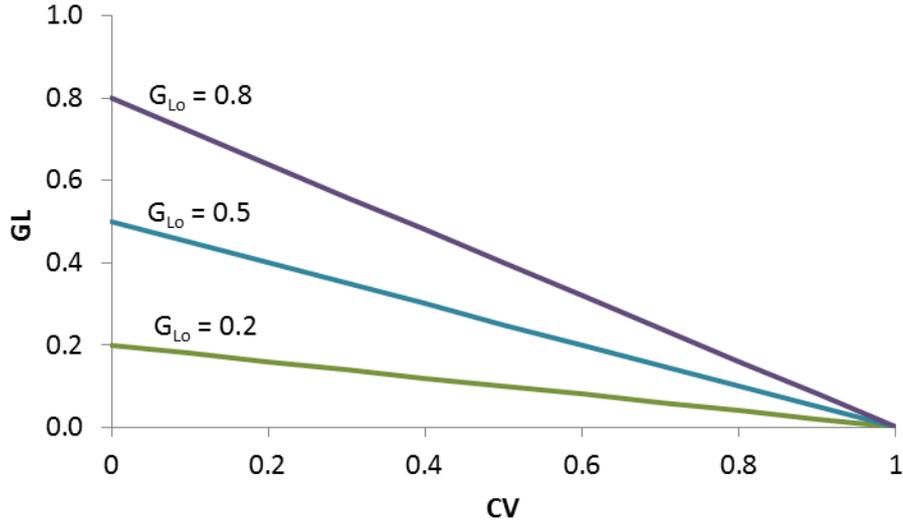


Figura 6.4. Modificación de la limitación lumínica (G_L) según la CV, para distintos valores de limitación lumínica inicialmente calculados a partir de la ecuación de Di Toro (G_{Lo}).

En la modelación de la limitación del crecimiento del fitoplancton por nutrientes se incluyó la limitación por fósforo, que como se ha explicado anteriormente, es el nutriente limitante en muchos ecosistemas naturales de agua dulce y concretamente en el entorno donde se calibró y validó el modelo. El modelo simula la acumulación interna de fósforo o *luxury uptake*, el cual permite a las microalgas disponer de una acumulación interna de fósforo que utilizan para poder crecer incluso cuando las condiciones nutritivas en el agua no son favorables. Por lo tanto, la limitación por fósforo en el crecimiento de las algas se determinó a partir del fósforo inorgánico acumulado internamente (P_{int}).

La formulación matemática utilizada para modelar la limitación ejercida por la concentración interna de fósforo es la propuesta por Onandia et al. (2015), en cuyo trabajo se modela el crecimiento del fitoplancton en el lago somero hipereutrofizado de l'Albufera de València (Ec. 6.22):

$$G_P = \left(\frac{P_{int} - P_{min}}{P_{max} - P_{min}} \right) \quad \text{Ec. 6.22}$$

donde P_{min} ($\text{mg P mg Cl } a^{-1}$) y P_{max} ($\text{mg P mg Cl } a^{-1}$) son las concentraciones mínima y máxima, respectivamente, de fósforo que el fitoplancton puede acumular internamente.

De esta forma, el crecimiento del fitoplancton es mayor cuanto mayor es la concentración de P_{int} y menor es la diferencia entre las capacidades máxima y mínima de acumulación.

Teniendo en cuenta todo lo anterior, la tasa de crecimiento del fitoplancton (r_G , $\text{mg Cl } a \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$) se modeló según muestra la Ec. 6.23:

$$r_G = G_{max} \theta_G^{T-20} \frac{2.718 \cdot f}{k_e \cdot H} \left(\exp\left(-\frac{I_0}{I_s} e^{-k_e \cdot H}\right) - \exp\left(-\frac{I_0}{I_s}\right) \right) (1 - CV) \left(\frac{P_{int} - P_{min}}{P_{max} - P_{min}} \right) X_P \quad \text{Ec. 6.23}$$

En algunos trabajos, sobre todo en aquellos desarrollados dentro del campo de la biología, se utilizan diferentes composiciones químicas para cada grupo fitoplanctónico. Otros modelos como el de Onandia et al. (2015) dividen la población fitoplanctónica en cianobacterias y no cianobacterias. Y en muchos modelos se simula la biomasa fitoplanctónica como un único grupo con una composición química homogénea (Ambrose et al., 1988; Reichert et al., 2001; Solimeno et al., 2015).

Teniendo en cuenta las conclusiones obtenidas por Redfield (1934) sobre la similitud en la composición química del fitoplancton, se estimó conveniente considerar, para el desarrollo de este modelo matemático, que todo el fitoplancton tiene la misma composición, sin diferenciar entre distintos grupos.

- Muerte y respiración de X_p

Respecto a las expresiones cinéticas de los procesos de muerte (r_r) y respiración (r_{resp}) del fitoplancton, se modelaron mediante una cinética de primer orden modificada en función de la temperatura, que es la formulación utilizada habitualmente. En la expresión cinética de la respiración se incluyó una función Monod para el oxígeno, ya que este es un proceso aerobio que requiere de la presencia de oxígeno disuelto (OD) en el agua.

$$r_r(\text{mg Cl a L}^{-1}\text{d}^{-1}) = K_r \theta_r^{T-20} X_p \quad \text{Ec. 6.24}$$

$$r_{resp}(\text{mg Cl a L}^{-1}\text{d}^{-1}) = K_{resp} \theta_{resp}^{T-20} \frac{OD}{k_{OF} + OD} X_p \quad \text{Ec. 6.25}$$

donde K_r (d^{-1}) es la tasa de muerte del fitoplancton, K_{resp} (d^{-1}) es la tasa de respiración, θ_r y θ_{resp} son los coeficientes de corrección por temperatura de las cinéticas de muerte y respiración del fitoplancton, respectivamente, OD ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) es la concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua y k_{OF} ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) es el coeficiente de saturación para el OD en la respiración de X_p .

Tanto el oxígeno disuelto como la temperatura se consideran variables de entrada al modelo, es decir, no son simuladas sino que se utilizan los valores medidos experimentalmente.

La muerte y respiración del fitoplancton conlleva, entre otras consecuencias, la liberación a la columna de agua del fósforo acumulado internamente (P_{int}). Esta liberación se simuló mediante un proceso independiente, el cual se describe detalladamente en el apartado 6.2.4.

- Sedimentación de X_p

Debido a su condición de componente particulado, el fitoplancton está sujeto al proceso de sedimentación. Sin embargo, posee una capacidad importante de flotabilidad porque su densidad es muy parecida a la del agua, al ser éste un componente mayoritario en su

composición. Es más, muchos grupos planctónicos contienen vacuolas intracelulares de gas que les permiten regular dicha flotabilidad celular (Reynolds, 2006).

Por lo tanto, en el modelo mecanicista se optó por simular el proceso de sedimentación del fitoplancton siguiendo la Ec. 6.2. No se tuvo en cuenta el atrapamiento de la vegetación emergente, de forma que la no inclusión de este efecto compensa la elevada flotabilidad del fitoplancton.

Algunos modelos como Ambrose et al. (1988) utilizan esta misma expresión para modelar este proceso.

6.2.4. Modelación del ciclo del fósforo

El fósforo presente en las aguas naturales se encuentra en distintas formas que se pueden clasificar atendiendo a varios criterios. Es habitual dividir las formas de fósforo atendiendo a su tamaño en disueltas o particuladas (según atraviesen o no un filtro de 0.45 μm de diámetro) y en orgánicas e inorgánicas según su composición química.

En el caso de las aguas eutrofizadas, el fósforo contenido en el fitoplancton juega un papel destacado, tanto cuantitativa como cualitativamente. Por una parte, el fósforo incorporado en el protoplasma celular puede dar lugar a un descenso notable en la concentración del fósforo disuelto en la masa de agua (Redfield et al., 1963). Por otra parte, constituye la fuente de fósforo para el crecimiento del fitoplancton.

Por todo ello, la modelación del fósforo se realizó en base a tres componentes (PIT, PO y P_{int}) y seis procesos (mineralización, acumulación de fósforo internamente en el fitoplancton, liberación de dicho fósforo interno, sedimentación del fósforo inorgánico particulado, sedimentación del fósforo orgánico y difusión) (Tabla 6.4).

Aunque el fósforo inorgánico se incluyó como un único componente, la modelación de los procesos mencionados requiere la distinción entre sus formas solubles y particuladas, y para ello se incorporó la modelación de la adsorción del fósforo inorgánico sobre los SST.

La adsorción se puede definir como un proceso de separación o partición mediante el cual la especie adsorbato (en este caso, el fósforo) es transferida desde la fase disuelta de una disolución a la superficie sólida de una sustancia (adsorbente). Se caracteriza por ser un proceso rápido en el que el equilibrio entre el adsorbato de la fase líquida y el de la fase sólida se alcanza en un corto periodo de tiempo. La fracción adsorbida de un componente se puede calcular mediante del coeficiente de partición (K_d , L mg^{-1}) y la concentración de los SST. Esta es una forma sencilla de simular el proceso de adsorción, la cual está basada en el concepto de equilibrio químico adsorción-desorción, que se ha utilizado en modelos como el de Ambrose et al. (1988).

Las concentraciones de fósforo inorgánico disuelto (PID) y particulado (PIP) se calculan tal como muestra la Ec. 6.26:

$$PIT = PID + PIP = PIT(f_d + f_p) = PIT \left(\frac{1}{1 + k_d \cdot SST} + \frac{k_d \cdot SST}{1 + k_d \cdot SST} \right) \quad \text{Ec. 6.26}$$

donde f_d y f_p son las fracciones disuelta y particulada del fósforo inorgánico total, respectivamente.

Por último, la fracción particulada del fósforo orgánico se calcula mediante el coeficiente f_{POP} .

Por lo tanto, el fósforo total (PT) se calcula aplicando la Ec. 6.27, donde i_{PXp} ($\text{mg P mg Cl } a^{-1}$) es el contenido de fósforo en el tejido fitoplanctónico. En la Figura 6.5 se representa el fraccionamiento del fósforo simulado por el modelo.

$$PT = PIT + PO + P_{int} \cdot X_p + X_p \cdot i_{PXp} \quad \text{Ec. 6.27}$$

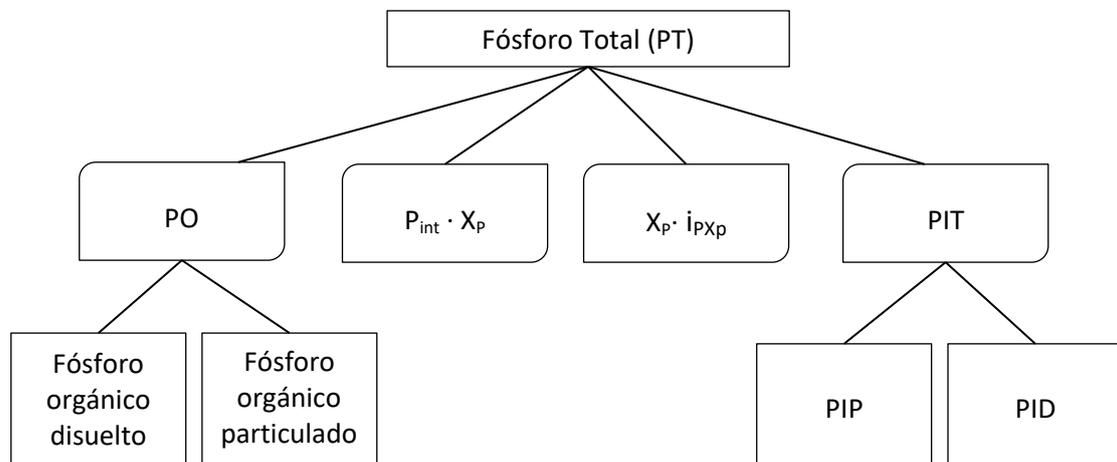


Figura 6.5. Esquematización del fraccionamiento del fósforo total simulado por el modelo.

Respecto a los procesos implicados en el ciclo del fósforo, el primero a considerar es la mineralización del fósforo orgánico, el cual se representó mediante una cinética de primer orden.

La toma de fósforo inorgánico disuelto para su acumulación interna por parte del fitoplancton (r_{toma}) se ha modelado siguiendo la expresión utilizada por Onandia et al. (2015) (Ec. 6.28), tal como ya se hizo para modelar la limitación por el fósforo en el crecimiento de X_p :

$$r_{toma}(\text{mg P mg Cl } a^{-1} d^{-1}) = P_{max\ uptake} \left(\frac{P_{max} - P_{int}}{P_{max} - P_{min}} \right) \left(\frac{PIT \cdot f_d}{k_{PIDup} + PIT \cdot f_d} \right) \quad \text{Ec. 6.28}$$

siendo $P_{max\ uptake}$ ($\text{mg P mg Cl } a^{-1} d^{-1}$) la tasa máxima de toma de fósforo por X_p y k_{PIDup} (mg P L^{-1}) la constante de saturación por fósforo.

Por lo tanto, la toma de fósforo por X_p depende de (1) la disponibilidad de PID en el agua y (2) la concentración de fósforo acumulada internamente por el fitoplancton.

El P_{int} es utilizado como nutriente para el crecimiento de X_p y también es liberado al agua cuando éste muere. Esta liberación se modeló como un proceso individual cuya formulación matemática está basada en la modelación de la liberación de los compuestos acumulados internamente por las bacterias acumuladoras de polifosfatos en el modelo ASM2 (Henze et al., 2000). El modelo ASM2 modela la liberación de estos compuestos como procesos de lisis independientes a la lisis de las bacterias. En este caso, la liberación de P_{int} se modeló como una lisis de dicho componente que sigue una cinética de primer orden en la que la velocidad de lisis es la misma que la velocidad de muerte del fitoplancton (K_r), ya que el P_{int} está contenido en él.

La difusión del fósforo inorgánico disuelto se modeló modificando la primera ley de Fick para simular la difusión entre el agua y los sedimentos. La modelación de este proceso depende de la porosidad y la tortuosidad de los sedimentos, pero estos parámetros no se determinan habitualmente en los HAFS. Por ello, se introdujo una constante que modifica la difusión para la interfaz agua-sedimentos ($K_{difu\ sed}$) y que incluye el efecto de estos dos factores. La modelación de la cinética de la difusión del fósforo inorgánico disuelto ($r_{difusión\ PID}$) se realizó mediante la Ec. 6.29:

$$r_{difusión\ PID}(\text{mg P L}^{-1} \text{ d}^{-1}) = D_{0P} \cdot K_{difu\ sed} \cdot \theta_{difu\ P}^{T-20} (P_{sed} - PIT \cdot f_d) \frac{1}{0.1 \cdot H} \quad \text{Ec. 6.29}$$

donde D_{0P} ($\text{m}^2 \text{ d}^{-1}$) es el coeficiente de difusión del PID, $K_{difu\ sed}$ es el coeficiente de variación de la difusión entre el agua y los sedimentos, $\theta_{difu\ P}$ es el coeficiente de temperatura para la difusión del PID y P_{sed} (mg P L^{-1}) es la concentración de fósforo en el agua intersticial de los sedimentos.

La aplicación de la ley de Fick requiere conocer la profundidad de la capa de sedimentos que está sujeta al proceso de difusión. A falta de datos más precisos, en este modelo se considera que la zona activa de los sedimentos a efectos de difusión son los primeros 10 cm (Reddy & DeLaune, 2008).

Por último, las fracciones de fósforo particulado, tanto orgánico como inorgánico, están sujetas al proceso de sedimentación anteriormente descrito.

Por lo tanto, el ciclo del fósforo simulado por el modelo desarrollado se podría resumir como sigue (Figura 6.6). El PO es mineralizado y da lugar a PID, el cual es tomado y almacenado internamente por el X_p para ser utilizado como fuente de fósforo para su crecimiento. Dado que la capacidad de almacenamiento interno es limitada, la toma de PID sólo ocurre cuando se cumplen dos premisas: (1) el P_{int} es inferior a la máxima capacidad de almacenamiento y (2) la concentración de PID en el agua es suficiente. Posteriormente, el P_{int} es utilizado para formar el tejido celular durante el proceso de crecimiento del fitoplancton. Con la lisis del fitoplancton, tanto el P_{int} como el fósforo que forma parte del protoplasma fitoplanctónico son liberados a la columna de agua en forma de PIT o PO, en función del parámetro de distribución F_{PO} (fracción de P que se recicla como PO en la muerte/respiración de X_p). Así mismo, el PID

está en equilibrio con el PIP mediante la adsorción/desorción sobre los SST. Por otra parte, el modelo simula la interacción entre la capa de sedimentos y la columna de agua mediante la difusión del PID, la sedimentación del fósforo orgánico particulado, del PIP y del X_p y la resuspensión del fósforo asociado a los sedimentos.

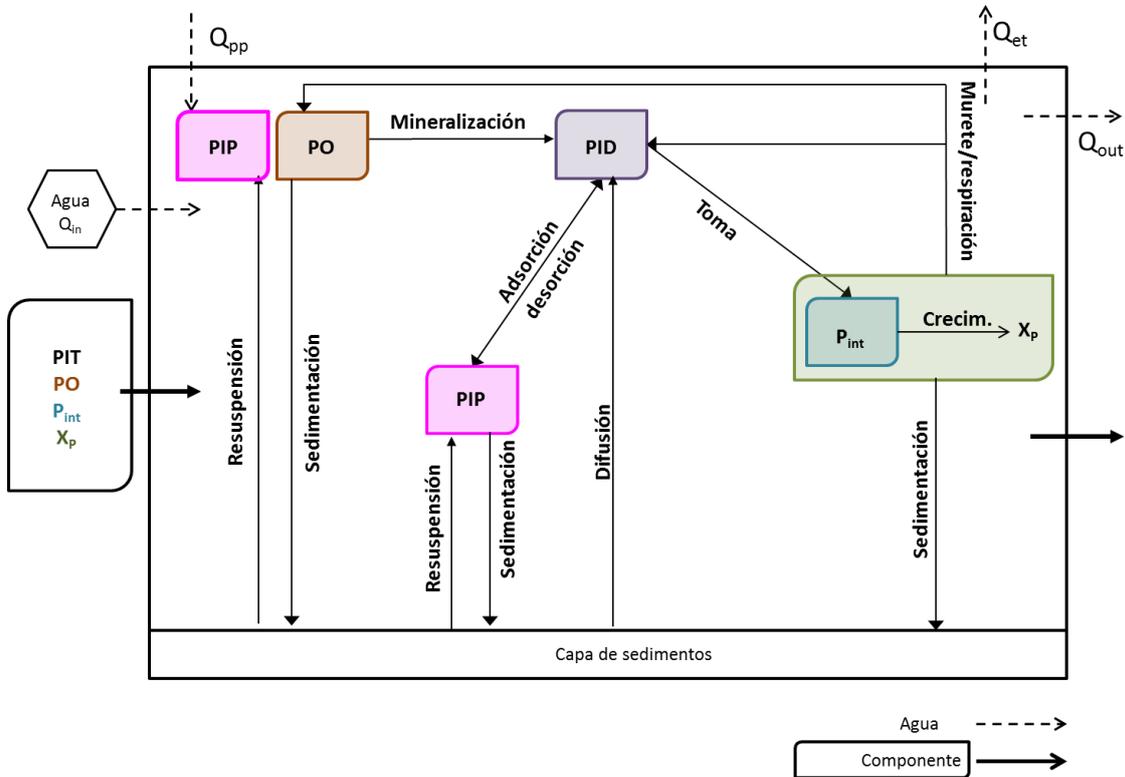


Figura 6.6. Diagrama esquematizado del ciclo del fósforo incluido en el modelo desarrollado.

6.2.5. Notación matricial del modelo de los SST, el fósforo y el fitoplancton

En el modelo desarrollado se incluye la disminución de la concentración de SST en la columna de agua debida al proceso de sedimentación y a la muerte del fitoplancton y el aumento ocasionado por el crecimiento del fitoplancton y la resuspensión ejercida por la acción del viento y la avifauna sobre la capa de sedimentos. Los dos últimos procesos se ven modificados por el efecto de atrapamiento de la vegetación emergente, la cual también incrementa la sedimentación de los SST y reduce el crecimiento del fitoplancton.

La matriz estequiométrica del modelo, donde se muestran las relaciones entre los 5 componentes y los 12 procesos simulados, se presenta en la Tabla 6.4. El proceso de resuspensión producido por la acción del viento no se incluye en la matriz estequiométrica. Los SST añadidos por este proceso se calculan según la Ec. 6.13.

En la Figura 6.7 se puede observar un esquema simplificado de la simulación de los SST en el modelo desarrollado.

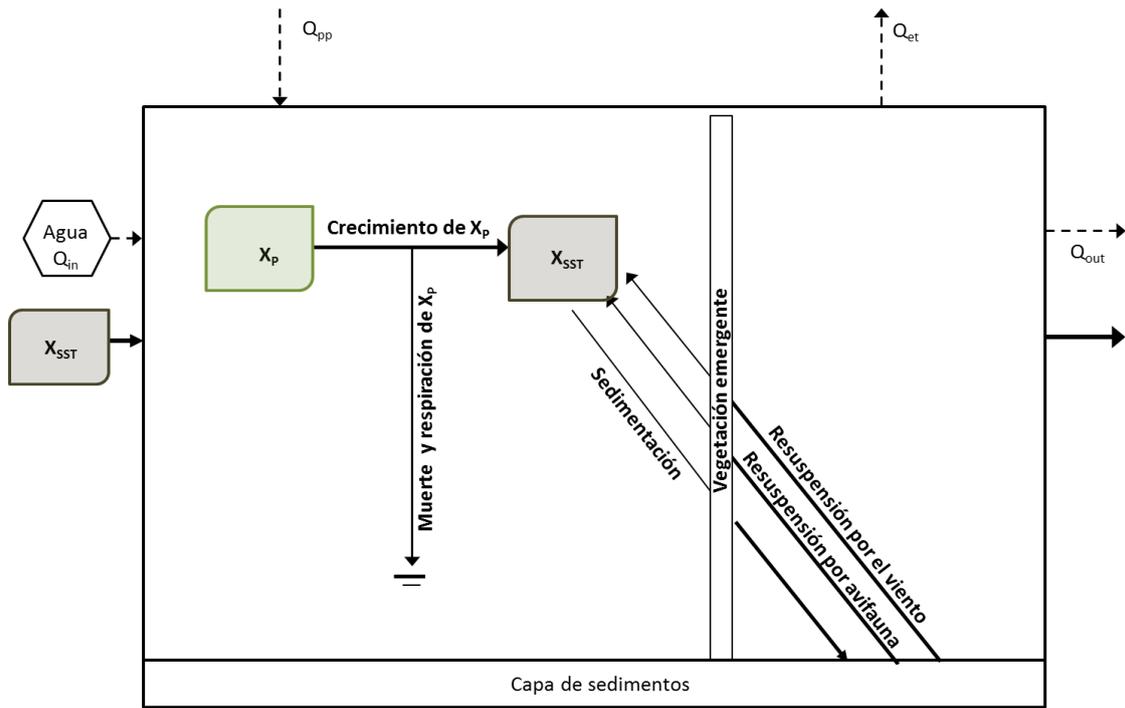


Figura 6.7. Diagrama simplificado de la modelación de los SST.

Tabla 6.4. Matriz estequiométrica y cinética del modelo M1.

Componente → Proceso ↓	PIT	P _{int}	PO	X _p	X _{SST}	ρ
1. Mineralización del PO	1		-1			$K_{\min} \theta_{\min}^{T-20} \left(\frac{OD}{OD + k_{OD \min}} \right) PO$
2. Toma de fósforo por X _p	-X _p	1				$P_{\max \text{ uptake}} \left(\frac{P_{\max} - P_{\text{int}}}{P_{\max} - P_{\min}} \right) \left(\frac{PIT \cdot f_d}{k_{PID \text{ up}} + PIT \cdot f_d} \right)$
3. Crecimiento de X _p		-i _{PXp} /X _p		1	i _{SSTXp}	$G_{\max} \theta_G^{T-20} \left(\frac{P_{\text{int}} - P_{\min}}{P_{\max} - P_{\min}} \right) X_p \cdot G_L$
4. Muerte de X _p	i _{PXp} (1-F _{PO})		i _{PXp} · F _{PO}	-1	-i _{SSTXp}	$K_r \theta_r^{T-20} X_p$
5. Lisis de P _{int}	X _p	-1				$K_r \theta_r^{T-20} P_{\text{int}}$
6. Respiración de X _p	i _{PXp} (1-F _{PO})		i _{PXp} · F _{PO}	-1	-i _{SSTXp}	$K_{\text{resp}} \theta_{\text{resp}}^{T-20} \frac{OD}{k_{OD Xp} + OD} X_p$
7. Sedimentación de X _p				-1	-i _{SSTXp}	$\left(\frac{V_s X_p}{H} \right) X_p$
8. Sedimentación de PIP	-1					$\left(\frac{V_s PIT}{H} \right) PIT (1 - f_d) (1 + CV \cdot k_{\text{veg sed}})$
9. Sedimentación de PO			-1			$\left(\frac{V_s PO}{H} \right) PO \cdot f_{POP} (1 + CV \cdot k_{\text{veg sed}})$
10. Sedimentación de X _{SST}					-1	$\left(\frac{V_s SST}{H} \right) X_{SST} (1 + CV \cdot k_{\text{veg sed}})$
11. Resuspensión por avifauna	i _{Psed} · (1-F _{pr})		i _{Psed} · F _{pr}		1	$k_{\text{avi}} \frac{\sum_{i=0}^i N_i \cdot RF_i}{A} (1 - CV \cdot k_{\text{veg res}})$
12. Difusión PID	1					$D_{OP} \cdot K_{\text{difu sed}} \cdot \theta_{\text{difu P}}^{T-20} (P_{\text{sed}} - PIT \cdot f_d) \frac{1}{0.1 \cdot H}$

6.3. Procedimientos de calibración y validación

El modelo mecanicista para la simulación de SST, fósforo y fitoplancton descrito en el apartado anterior fue calibrado y validado en los humedales artificiales de flujo superficial FG1 y FG2, respectivamente, ubicados en el *Tanquet de la Pipa* (València).

El procedimiento seguido para la asignación de valores a los parámetros de este modelo mecanicista consistió en el ajuste de las concentraciones observadas y simuladas de los diferentes componentes mediante prueba y error.

Previamente a la simulación del modelo se estableció la composición del fitoplancton, la cual permitió determinar algunos de los coeficientes estequiométricos de la matriz descrita en la Tabla 6.4. Concretamente, se calcularon los coeficientes $i_{p_{xp}}$ e $i_{s_{STXP}}$. Así mismo, se realizó la fragmentación del fósforo total medido experimentalmente en las distintas formas necesarias para ser incluidas en el modelo.

A la vista de los resultados obtenidos en el Capítulo 5, se simularon dichos HAFS considerando que el flujo de agua influente a FG1 procede del punto POa.

6.3.1. Determinación de la composición fitoplanctónica

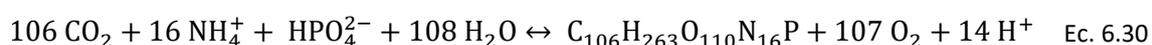
La determinación de la composición celular del fitoplancton es una etapa crucial en el desarrollo de un modelo matemático para el tratamiento de aguas eutrofizadas. Los coeficientes obtenidos en este proceso marcan las correlaciones entre la biomasa fitoplanctónica y el resto de componentes que conforman el modelo, es decir, determinan el modo en que los cambios en las concentraciones de cada uno de ellos afectan al resto.

La masa del fitoplancton está compuesta por una fracción seca y por agua, la cual supone, en términos generales, el 90% de su peso húmedo (Chapra, 1997). A su vez, la fracción seca consta de una parte orgánica y una inorgánica, ésta última está formada principalmente por carbonato y sílice y representa entre el 5-12% del peso seco, dependiendo del grupo fitoplanctónico. La fracción orgánica se corresponde mayoritariamente con el protoplasma celular (88-95% del peso seco), cuyos constituyentes principales son proteínas, lípidos y carbohidratos condensados. Por lo tanto, los elementos mayoritarios en la fracción orgánica son el carbono, hidrógeno, oxígeno y nitrógeno, seguidos del fósforo, el azufre y otros 14 elementos de menor abundancia (Ca, Mg, Na, Cl, K, Si, Fe, Mn, Mo, Cu, Co, Zn, B y Va) (Reynolds, 2006).

Aunque la composición celular del fitoplancton presenta variabilidad interespecífica e intraespecífica, la abundancia relativa de sus componentes varía de forma razonable dentro de unos límites (Redfield et al., 1963) y ofrece información sobre las condiciones ambientales donde ha crecido la célula (Reynolds, 2006). La manera más habitual de presentar estos valores es a través de ratios, molares o másicos, entre los diferentes elementos, siendo el ratio de Redfield el más utilizado.

Redfield (1934) determinó la composición media de la biomasa fitoplanctónica estudiando su descomposición en una columna de agua del mar. Para ello analizó la composición química del agua a diferentes profundidades, centrándose en el C, N, P y O, y asumió que en la capa superficial sólo tiene lugar la fotosíntesis fitoplanctónica y en la capa más profunda la descomposición de la materia orgánica. Una de las premisas básicas de partida fue que los diferentes elementos eran tomados del medio en las proporciones requeridas para formar un protoplasma fitoplanctónico de una composición determinada y mediante el proceso de descomposición, dichos elementos eran devueltos al medio en las mismas proporciones. Los resultados del estudio revelaron que las concentraciones de nitrato, fosfato, oxígeno y carbonato en el agua variaban respondiendo a la completa desintegración y oxidación de material orgánico de una composición homogénea. La ratio de C : N : P se conoce como ratio de Redfield.

Basándose en estas observaciones, Stumm & Morgan (1981) obtuvieron la relación de masas de los diferentes componentes celulares a partir de las reacciones de fotosíntesis y respiración de la materia orgánica algal (Ec. 6.30)⁷:



Asumiendo que el contenido de fósforo en el protoplasma supone en torno al 1% de su peso seco, dichas ratios son normalizadas respecto a la masa de fósforo y expresadas como porcentaje del peso seco del fitoplancton (Tabla 6.5).

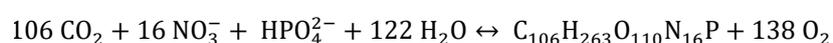
Tabla 6.5. Composición química de la biomasa fitoplanctónica y abundancia másica relativa de los principales componentes (Stumm & Morgan, 1981).

	C	H	O	N	P
Ratio atómico de Redfield	106	263	110	16	1
Ratio másico de Redfield	106 · 12	263 · 1	110 · 16	16 · 14	1 · 31
Ratio másico de Redfield (normalizado para el P)	41.03	8.48	56.77	7.23	1

Basándose en la ratio de Redfield, Reynolds (2006) estima que en la composición másica ideal del fitoplancton el carbono supondría el 50% de su materia orgánica seca, el nitrógeno el 8.5% y el fósforo el 1.2 % de ésta.

A pesar de la demostrada homogeneidad, la composición química fitoplanctónica presenta cierta variabilidad que depende, entre otros factores, del estado fisiológico celular y de las condiciones ambientales de crecimiento. Por ejemplo, Redfield et al. (1963) demostraron que

⁷ Esta fórmula es aplicable cuando la fuente de nitrógeno es el amonio. Si en su lugar, la fuente de nitrógeno es el nitrato, la reacción se modifica y queda como sigue:



el contenido interno de un elemento (por ejemplo, fósforo) puede ser más alto debido a la escasez de otros elementos en el medio (por ejemplo, carbono o nitrógeno).

Otro de los factores que puede influir en esta variación de la composición química es la acumulación interna o *luxury uptake*, la cual ocurre cuando las tasas de toma de un componente son mayores a las de su uso. Esto da lugar a la acumulación interna de dicho componente y a que su contenido sea superior al marcado por la ratio de Redfield. Este fenómeno se suele representar mediante la cinética de Droop (1974). Los dos procesos que influyen opuestamente en dicha concentración intracelular son la toma de nutrientes desde el medio, la cual depende de la propia concentración en el medio, y el consumo debido al crecimiento celular, que es función de la concentración intracelular. De este modo, si la concentración de sustrato en el medio disminuye se igualan las velocidades de toma de sustrato y de consumo por el crecimiento y, si la concentración en el medio continúa disminuyendo, la velocidad de toma es inferior a la de consumo y por lo tanto se reduce la concentración del sustrato almacenado internamente.

Respecto a la relación C:Cl α en el fitoplancton, está ampliamente aceptado por la comunidad científica que no se trata de una ratio fija, sino que su valor depende de múltiples factores, destacando el requerimiento celular de carbono y la energía de la luz disponible para su fijación. Smith (1980) propuso la siguiente expresión para calcular la relación C:Cl α (i_{cf}) asumiendo que ésta varía para maximizar la tasa de crecimiento según la condiciones ambientales de luz y temperatura:

$$i_{cf}(\text{mg C mg Cl } \alpha^{-1}) = 0.3\Phi_{\max}K_cI_a f_u / (G_{\max}(T)e) \quad \text{Ec. 6.31}$$

donde Φ_{\max} es el rendimiento cuántico, es decir, los mg de carbono fijados por cada mol de cuanto absorbido, K_c ($\text{m}^2 \text{ mg Cl } \alpha^{-1}$) es el coeficiente de extinción lumínica por unidad de clorofila, I_a (ly d^{-1}) es la radiación solar media diaria justo debajo de la superficie asumiendo que las pérdidas por reflectancia son del 10%, f_u es un factor de conversión ($0.083 \text{ moles de protones} \cdot \text{m}^{-2} \text{ly}^{-1}$) y $G_{\max}(T)$ (d^{-1}) es la velocidad máxima de crecimiento modificada por la temperatura.

Así, las ratios más altas C:Cl α se encuentran en masas de agua bien iluminadas, donde se requiere menor cantidad del pigmento debido a la alta radiación solar, mientras que los valores más bajos se dan en masas de agua turbias y/o eutrofizadas. Así mismo, Reynolds (2006) indica que la síntesis de clorofila α depende de la disponibilidad y de la demanda de nutrientes, tanto directa como interna, y propone un rango para el contenido celular de la clorofila de entre el 0.3 y el 3.9% del peso seco, con un valor medio de entre el 1% y el 2% del contenido en carbono. En la Tabla 6.6 se recogen algunos de los valores disponibles en la bibliografía para dicha ratio, y se observa que en la mayoría de ellos se cumple la indicación de Eppley & Sloane (1966) según la cual el valor de i_{cf} debe ser superior a $20 \text{ mg C mg Cl } \alpha^{-1}$.

Tabla 6.6. Contenido de clorofila en el fitoplancton.

i_{cf} (mg C mg Cl a^{-1})	Fuente
12 – 68	Ambrose et al. (1988)
20 – 100	Chapra (1997)
30 – 70	Reynolds (2006)

Puesto que en los HHA FG1 y FG2 el fitoplancton se midió en unidades de concentración de clorofila a y la ratio C:Cl a marcará la estequiometría con el fósforo, resulta importante determinar de la forma más precisa posible el valor de esta ratio para la población fitoplanctónica estudiada. Y como el rango de valores para el ratio C:Cl a que ofrece la bibliografía es muy amplio, se optó por calcularlo a partir de la monitorización realizada en el punto P0a.

Para realizar este cálculo se asumió que toda la concentración de clorofila a medida en el agua de entrada a los HAFS corresponde a la biomasa fitoplanctónica. El carbono asociado al fitoplancton se calculó a partir de la DQO particulada, aplicando la ratio generalmente aceptada de 2.67 mg O₂ mg C⁻¹ y asumiendo como hipótesis de partida que todo el carbono contenido en la materia orgánica particulada pertenece al fitoplancton. A partir de estos valores se obtuvo la correlación lineal C:Cl a (Figura 6.8). Dicha correlación establece una relación de 40 mg C mg Cl a^{-1} y modifica nuestra hipótesis de partida al demostrar que existe una concentración base de 2 mg C L⁻¹ que provienen de otras fuentes de carbono ajenas al fitoplancton.

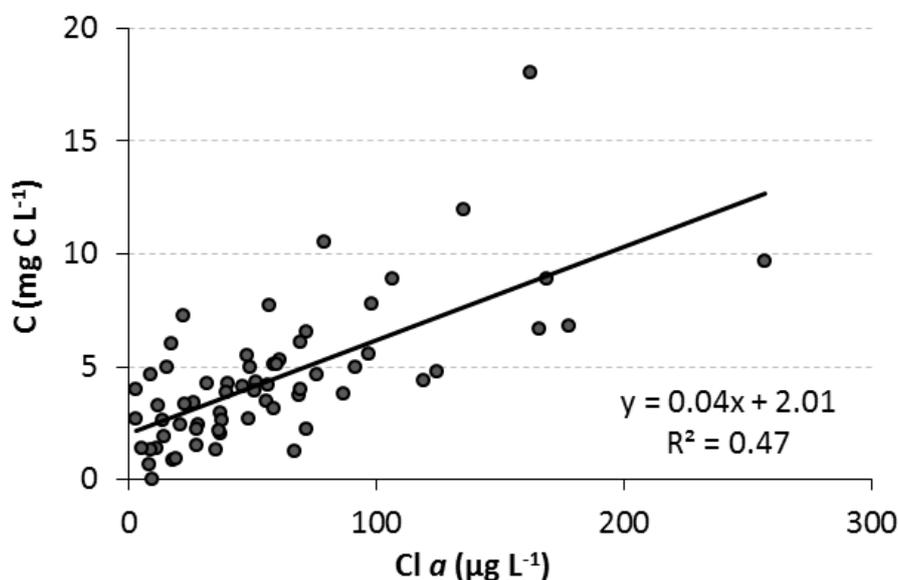


Figura 6.8. Correlación lineal entre el carbono y la clorofila a en el punto P0a.

Esta correlación se aplicó a los valores de clorofila a monitorizados en el punto P0a entre abril de 2009 y abril de 2012 y se obtuvo un valor medio C:Cl a de 42.70 ± 27.18 mg C mg Cl a^{-1} .

Comparando este valor con los rangos descritos en la Tabla 6.6, se observa que el valor obtenido se encuentra en el rango medio-bajo de los valores referenciados, lo cual es típico de

una situación de aguas hipereutróficas. Por lo tanto, el valor de la ratio C:Cl α utilizado en los procesos de calibración y validación fue de 42.70 mg C mg Cl α^{-1} .

A partir de la ratio C:Cl α y de la ratio de Redfield se obtuvo el valor del coeficiente estequiométrico $i_{pxp}=1.04$ mg P mg Cl α^{-1} que se utilizó en la calibración y validación del modelo.

La determinación del coeficiente i_{sSTXp} en el fitoplancton de las aguas tratadas en los HAFS FG1 y FG2 se realizó a partir del estudio de los grupos fitoplanctónicos existentes en los puntos P0a y P2 llevado a cabo por Calero et al. (2015) (Figura 6.9) y del trabajo de Reynolds (2006). En él, Reynolds estudió el contenido en clorofila α de distintas especies de fitoplancton de agua dulce (Tabla 6.7) y observó que, en promedio, dicho pigmento representa entre 3-39 mg g^{-1} de su peso seco (0.3-3.9%).

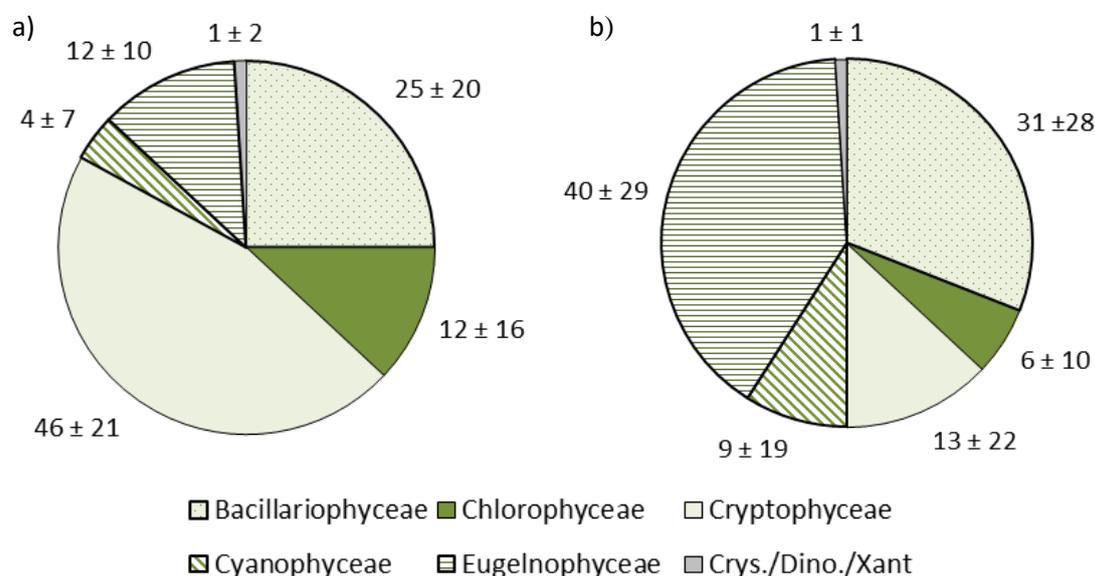


Figura 6.9. Distribución de la biomasa entre los diferentes grupos de fitoplancton observados en los puntos (a) P0a y (b) P2, entre septiembre de 2011 y septiembre de 2012 (media \pm desviación estándar, n=11); Chrys.: Chrysophyceae; Dino.: Dinophyceae; Xant.: Xantophyceae. (Adaptado de Calero et al. (2015)).

Tabla 6.7. Porcentaje de la clorofila α respecto al peso seco en algunos grupos taxonómicos. (Adaptado de Reynolds (2006)).

Grupo taxonómico	Porcentaje clorofila α – peso seco
Cianobacterias	0.9 - 10.3%
Clorofíceas	1.0 - 2.0%
Diatomeas	0.5 - 1.6%
Criptofíceas	1.60%
Dinoflagelados	2.70%

Para la calibración y validación de este modelo se promedió la relación entre la clorofila α y el peso seco según la distribución de los grupos fitoplanctónicos obtenida en los puntos P0a y P2

y se obtuvo un valor medio de $14.6 \text{ mg Cl } \alpha \text{ g dw}^{-1}$ (1.46%), por lo que se utilizó un valor de $i_{\text{SSTxp}} = 68.49 \text{ mg dw mg Cl } \alpha^{-1}$.

Otro aspecto importante previo a la implementación del modelo es el fraccionamiento de las distintas formas de fósforo, el cual se aborda en el siguiente apartado.

6.3.2. Fraccionamiento de las formas de fósforo

Tal como se ha indicado en el apartado de material y métodos, las formas monitorizadas de fósforo en los HAFS FG1 y FG2 fueron la concentración de fosfatos y el fósforo total. Asumiendo que la concentración de fosfatos corresponde al fósforo inorgánico disuelto (PID), quedan por determinar los componentes PO, P_{int} y el PIT en la corriente influente, éste último suma del PIP y el PID.

El PO se calculó a partir del contenido de fósforo de la DQO, asumiendo que éste corresponde al 0.1% de la materia orgánica⁸. La fracción particulada del PO (f_{POP}) se calculó a partir de la fracción particulada de la materia orgánica, la cual corresponde al 35% de la DQO_T en P0a, al 38% en P1 y al 29% en P2. Se promediaron las tres fracciones y se obtuvo un valor medio de $f_{\text{POP}} = 0.34$.

El P_{int} en las muestras monitorizadas se calculó a partir de los valores P_{max} y P_{min} , los cuales se consideraron el doble y la mitad, respectivamente, de la ratio P:Cl α (Baretta-Bekker et al., 1997), es decir, $P_{\text{max}} = 2.08 \text{ mg P mg Cl } \alpha^{-1}$ y $P_{\text{min}} = 0.52 \text{ mg P mg Cl } \alpha^{-1}$. Se consideró que el P_{int} contenido en las muestras monitorizadas era igual al P_{min} .

Por último, a partir del PID y de la concentración de SST medidas experimentalmente se calculó el PIP aplicando la Ec. 6.26.

La Figura 6.10 muestra la distribución de las formas de fósforo obtenidas para los puntos P0a, P1 y P2 a lo largo de los tres años de monitorización. Se observa como el PIP es el componente mayoritario y el PIT supone más de la mitad del PT en los tres puntos. En el efluente del HAFS FG1 aumenta el PIP en detrimento del PID, mientras que en el efluente del sistema FG2 sucede lo contrario. En el punto P2 también se aprecia un aumento del PO y del P_{int} .

⁸ Este porcentaje se estableció en función de los resultados obtenidos en otra parte de este estudio, los cuales se detallan en el Capítulo 7.

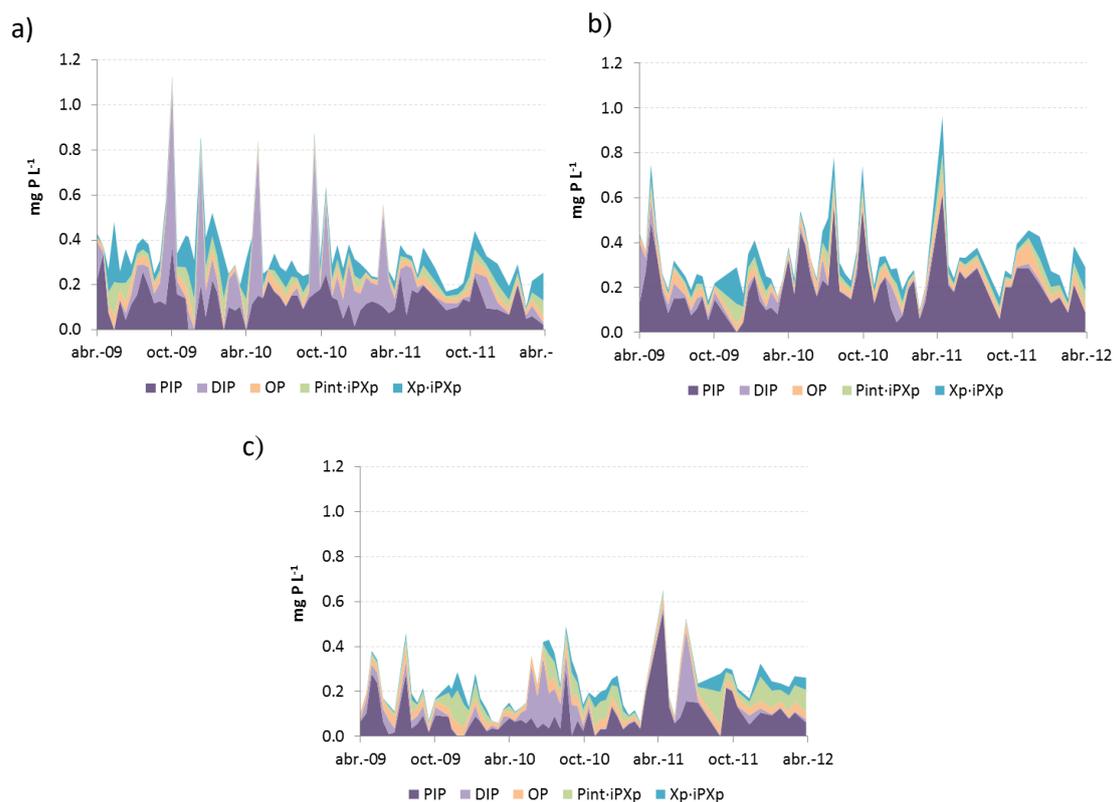


Figura 6.10. Fraccionamiento del fósforo en los puntos (a) P0a, (b) P1, y (c) P2.

Dado que en el modelo se asumen condiciones de mezcla completa, las concentraciones iniciales de los componentes corresponden a las concentraciones observadas en los efluentes de cada sistema (P1 y P2, respectivamente) durante la primera campaña de monitorización (06/04/2009) (Tabla 6.8).

Tabla 6.8. Concentraciones iniciales de los componentes para la modelación de los sólidos en suspensión, el fitoplancton y el fósforo en los HAFS FG1 y FG2.

Componente	Unidades	Concentración inicial	
		FG1	FG2
PIT	mg P L^{-1}	0.401	0.073
PO	mg P L^{-1}	0.029	0.030
P_{int}	$\text{mg P mg Cl } \alpha^{-1}$	0.52	0.52
X_p	$\text{mg Cl } \alpha \text{ L}^{-1}$	0.007	0.001
X_{SST}	mg L^{-1}	16.5	10.1

6.3.3. Concentración en la corriente de deposición atmosférica

En la siguiente tabla se muestran las concentraciones de los distintos componentes en la corriente de entrada por deposición atmosférica (C_{pp}). Tal como se ha explicado en el Capítulo 4 de material y métodos, el caudal atribuido a esta corriente es el caudal de lluvia y la concentración es la relativa a la deposición atmosférica total (incluyendo deposición seca y

húmeda). En dicha tabla se indica también la carga superficial de entrada de cada componente asociada a la deposición atmosférica.

El fitoplancton es nulo en la deposición atmosférica, por lo que las concentraciones de X_p y P_{int} son cero. La concentración del componente X_{SST} es el valor medio de la concentración de sólidos en suspensión determinada en las 19 muestras analizadas y las concentraciones de PIT y PO equivalen cada una a la mitad de la concentración media de fósforo total.

Tabla 6.9. Concentración y carga de entrada de los distintos componentes en la corriente de deposición atmosférica.

Componente	Concentración en la corriente de deposición atmosférica (mg L^{-1})	Carga de entrada por deposición atmosférica ($\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$)
PIT	0.376	0.219
PO	0.376	0.219
P_{int}	0	0.000
X_p	0	0.000
X_{SST}	86.98	51.25

6.4. Resultados de la modelación de los sólidos en suspensión, el fósforo y el fitoplancton

A continuación se muestran los resultados obtenidos a partir del modelo desarrollado M1 para la simulación de los SST, el fósforo y el fitoplancton. Se estructuran en dos partes: los resultados obtenidos en los procesos de calibración y validación del modelo y los resultados relativos a la influencia de cada proceso en el balance de los componentes estudiados.

6.4.1. Resultados de la calibración y la validación

En primer lugar se muestran los resultados hidráulicos obtenidos en AQUASIM tras aplicar la Ec. 4.9 y Ec. 4.11 del Capítulo 4 para calcular los valores de la conductividad eléctrica en los efluentes de FG1 y FG2. Los valores NSE obtenidos entre las series de datos observados y simulados fueron de 0.85 en FG1 y 0.57 en FG2 (Figura 6.11). Estos resultados indican que la modelación llevada a cabo con el software AQUASIM reproduce adecuadamente el funcionamiento hidráulico de los HAFS estudiados, especialmente de FG1, donde se consigue un valor de NSE superior a 0.75.

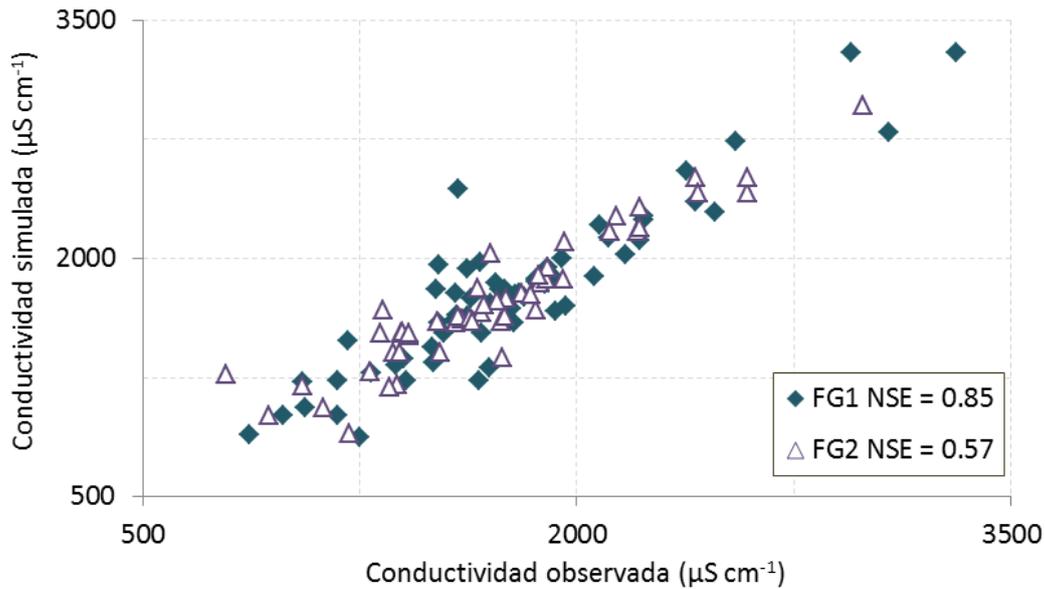


Figura 6.11. Comparación entre los valores de conductividad observados y simulados en AQUASIM. (NSE= coeficiente de eficiencia Nash-Sutcliffe).

Los THR_n obtenidos en AQUASIM tienen un valor medio de 1.0 d en FG1 y 1.3 d en FG2, alcanzándose los valores máximos durante los primeros meses de estudio (Figura 6.12). El THR_n medio en FG1 es muy similar al tiempo de llegada del trazador calculado en el Capítulo 5 para un caudal de entrada medio (Tabla 5.1), lo cual valida la representación hidráulica realizada en AQUASIM.

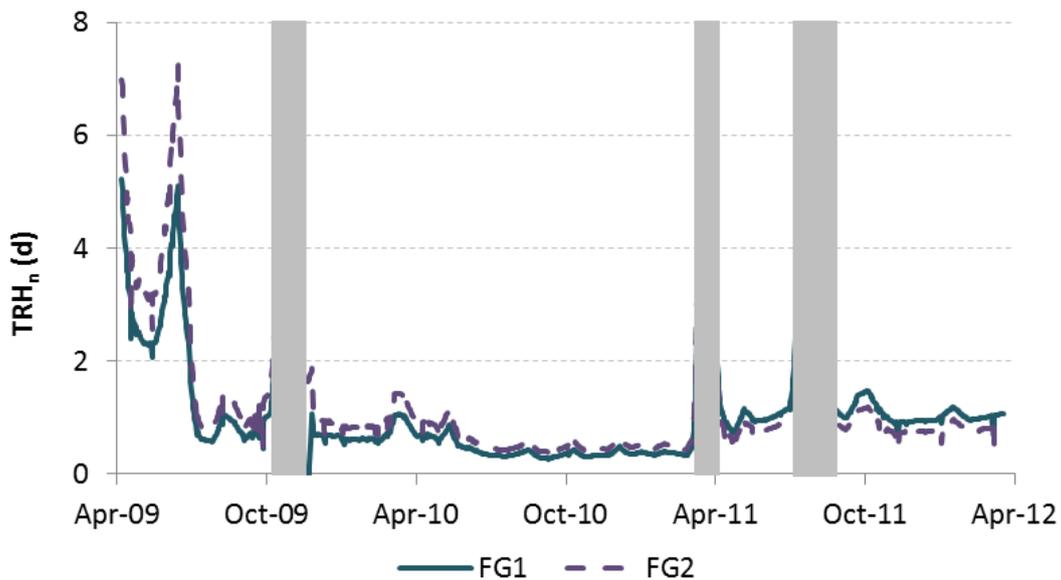


Figura 6.12. Evolución de los TRH_n calculados en AQUASIM para los HAFS FG1 y FG2. Las barras grises verticales indican los periodos de secado.

Mediante la comparación de las concentraciones observadas y simuladas de los componentes en los efluentes de los HAFS FG1 y FG2 se han calibrado los 35 parámetros incluidos en el modelo. Las concentraciones que se compararon para calibrar dichos parámetros fueron SST,

X_p , PID, PIP, PO y PT. Se decidió estudiar las fracciones disuelta y particulada del PIT por separado dado la importancia que tienen en el proceso de eutrofización, ya que el PID es la forma biodisponible del fósforo, el nutriente limitante en el medio estudiado. La calibración se llevó a cabo en el HAFS FG1 y la validación en FG2.

Se ha obtenido un conjunto de valores de dichos parámetros que permiten obtener un buen ajuste entre las concentraciones observadas y simuladas de SST, fitoplancton y fósforo total, aunque no hay evidencias suficientes para indicar que es el único conjunto posible.

Para llevar a cabo la calibración, en primer lugar se asignó a los parámetros los valores indicados en las referencias bibliográficas citadas, manteniéndolos invariables siempre que fue posible y modificándolos cuando fue necesario para reproducir las condiciones observadas en los sistemas estudiados.

Los valores obtenidos para cada parámetro tras el proceso de calibración se muestran en la Tabla 6.10.

Los primeros parámetros a calibrar fueron los relativos a la resuspensión por la acción del viento, es decir, los parámetros α y β . Se representaron las concentraciones de SST observadas respecto a las velocidades máximas diarias del viento registradas en la estación meteorológica de Picassent (ubicada a 13 km de distancia de los humedales artificiales) y se ajustaron a la función exponencial representada en la Ec. 6.8. Para eliminar las posibles interferencias ejercidas por las macrófitas emergentes (por ejemplo, reducción de la velocidad del viento y/o atrapamiento de los SST) se han utilizado las observaciones realizadas en FG1 a partir de noviembre de 2009, cuando la CV en este sistema era nula (Figura 6.13)⁹.

La función exponencial ajustada a los valores observados presenta un valor $\alpha = 6 \cdot 10^{-6}$ y $\beta = 7.4$, con una concentración de SST de fondo (SST_0) de 40 mg L^{-1} , los cuales no son producidos por la acción de resuspensión del viento.

Si se comparan los valores α y β calibrados con los obtenidos por Cózar et al. (2005) ($\alpha=0.0405$, $\beta=2.58$) se observa que los valores de β presentan el mismo orden de magnitud mientras que el obtenido para α es más pequeño.

⁹ También se representaron las concentraciones de SST en el efluente del HAFS F4 para aumentar el número de observaciones realizadas en todo el rango observado de velocidades del viento.

Tabla 6.10. Parámetros cinéticos del modelo de SST, fósforo y fitoplancton (M1).

Parámetro	Descripción	Valor	Referencia
a_{Xp}	Coefficiente de extinción lumínica de X_p ($L\ mg^{-1}\ m^{-1}$).	8.8	(1)
D_{OP}	Coefficiente de difusión de PID ($m^2\ d^{-1}$).	$6.34 \cdot 10^{-5}$	(2)
F_{PO}	Fracción de P que se recicla como PO en la muerte/respiración de X_p .	0.8	(3)
f_{POP}	Fracción particulada del fósforo orgánico.	0.34	E.E.
F_{pr}	Fracción del P resuspendido como PO.	0.5	E.E.
G_{max}	Velocidad máxima de crecimiento del X_p (d^{-1}).	2	(4)
i_{pXp}	Ratio P:clorofila a en X_p ($mg\ P\ mg\ Cl\ a^{-1}$).	1.04	E.E.
$TSSXp$	Contenido de SST en X_p ($mg\ dw\ mg\ Cl\ a^{-1}$).	68.49	E.E.
I_s	Intensidad luminosa de saturación ($ly\ d^{-1}$).	150	E.E.
K_{avi}	Constante de resuspensión por acción de la avifauna ($mg\ m^2\ L^{-1}\ d^{-1}$).	1081	E.E.
K_d	Coefficiente de partición del fósforo inorgánico ($L\ mg^{-1}$).	0.07 - 0.19	E.E.
K_{PIDup}	Coefficiente de saturación del PID en la toma de P por X_p ($mg\ P\ L^{-1}$).	0.0005	E.E.
$K_{difu\ sed}$	Coefficiente de variación de la difusión entre el agua y los sedimentos.	0.4	E.E.
K_{DO}	Coefficiente de saturación del OD en la mineralización del PO ($mg\ O_2\ L^{-1}$).	2.0	E.E.
$K_{DO\ Xp}$	Coefficiente de saturación del OD en la respiración de X_p ($mg\ O_2\ L^{-1}$).	0.2	(5)
K_{e0}	Coefficiente de extinción lumínica del agua pura (m^{-1}).	0.1	E.E.
$K_{min\ PO}$	Tasa de mineralización de PO (d^{-1}).	0.22	(4)
K_r	Velocidad de muerte de X_p (d^{-1}).	0.1	(5)
K_{resp}	Velocidad de respiración de X_p (d^{-1}).	0.1	(5)
$K_{veg\ res}$	Constante de atrapamiento de la CV en los procesos de resuspensión.	0.1	E.E.
$K_{veg\ sed}$	Constante de atrapamiento de la CV en los procesos de sedimentación.	9	E.E.
P_{max}	Concentración máxima de P_{int} acumulado por el X_p ($mg\ P\ mg\ Cl\ a^{-1}$).	2.08	(6)
$P_{max\ uptake}$	Tasa máxima de toma de fósforo por X_p ($mg\ P\ mg\ Cl\ a^{-1}\ d^{-1}$).	1.28	(7)
P_{min}	Concentración mínima de P_{int} acumulado por el X_p ($mg\ P\ mg\ Cl\ a^{-1}$).	0.52	(6)
$v_{s\ PO}$	Velocidad de sedimentación de PO ($m\ d^{-1}$).	0.07	E.E.
$v_{s\ PIT}$	Velocidad de sedimentación de PIP ($m\ d^{-1}$).	0.04	E.E.
$v_{s\ SST}$	Velocidad de sedimentación de X_{SST} ($m\ d^{-1}$).	0.07	E.E.
$v_{s\ Xp}$	Velocidad de sedimentación de X_p ($m\ d^{-1}$).	0.07	E.E.
α	Primer coeficiente de resuspensión por acción del viento.	$6 \cdot 10^{-6}$	E.E.
β	Segundo coeficiente de resuspensión por acción del viento.	7.4	E.E.
$\theta_{difu\ P}$	Coef. de corrección de la temperatura para la difusión de PID.	1.023	(8)
θ_G	Coef. de corrección de la temperatura para el crecimiento de X_p .	1.068	(4)
$\theta_{min\ PO}$	Coef. de corrección de la temperatura para la mineralización del PO.	1.08	(4)
θ_r	Coef. de corrección de la temperatura para la muerte de X_p .	1.02	(4)
θ_{resp}	Coef. de corrección de la temperatura para la respiración de X_p .	1.045	(4)

(1): Belda (2015), (2): Li & Gregory (1974), (3): Martín (1998), (4): Ambrose et al. (1988), (5): Reichert et al. (2001), (6): Baretta-Bekker et al. (1997), (7): Onandia et al. (2015), (8): Reddy & DeLaune (2008), E.E.: este estudio.

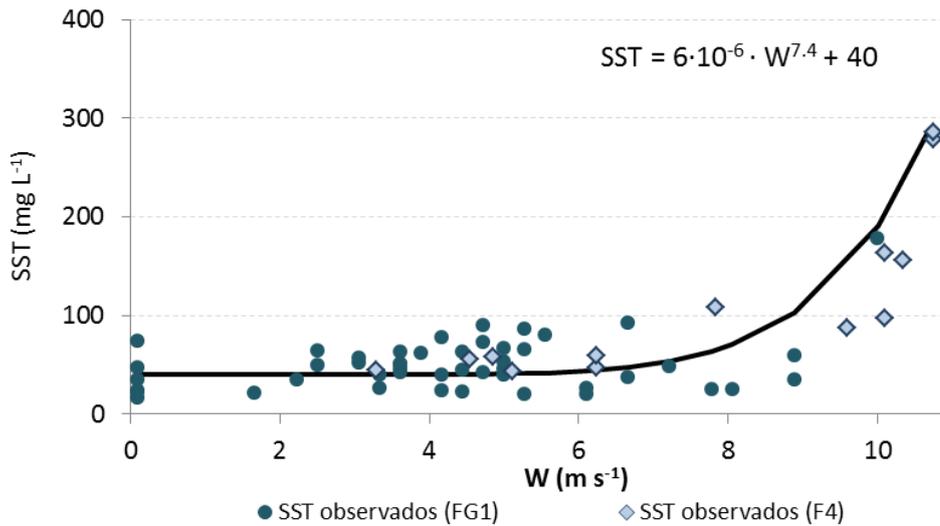


Figura 6.13. Correlación entre la velocidad máxima del viento y la concentración de SST. Los círculos representan las concentraciones en el efluente de FG1 y los rombos en el efluente de F4.

Teniendo en cuenta que los HAFS FG1 y FG2 están orientados en dirección noroeste, que el viento sopla predominantemente del este (Figura 6.14) y que la resuspensión puede ocurrir en cualquier punto del humedal, se utilizó un valor del fetch equivalente a la mitad de la anchura de cada humedal. Por lo tanto, el fetch utilizado para el cálculo de la resuspensión ejercida por el viento en FG1 fue de 75.1 m y en FG2 de 80.7 m.

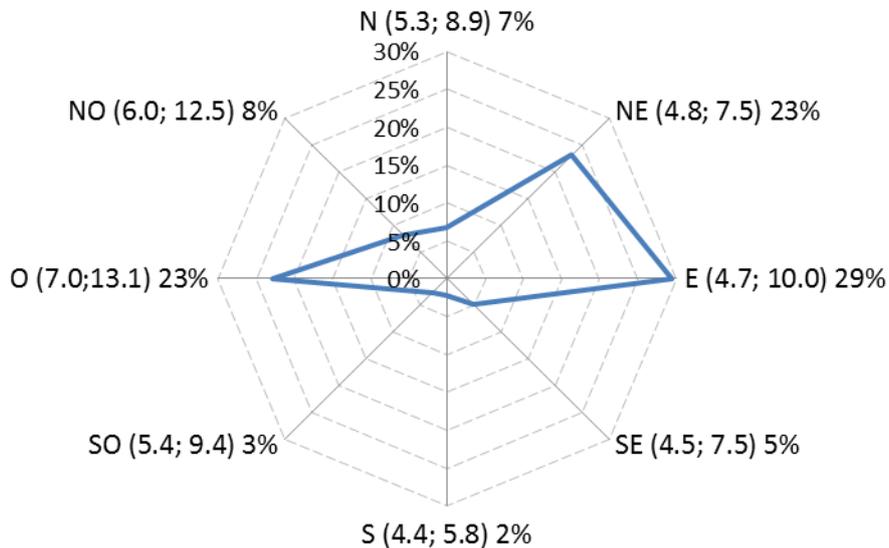


Figura 6.14. Frecuencia en la dirección del viento medido en la estación meteorológica de Picassent. Entre paréntesis se indican las velocidades media y máxima ($m s^{-1}$) en cada dirección.

A partir de los calados medios de la columna de agua en FG1 y FG2 (0.22 m y 0.18 m, respectivamente) se aplicó la Ec. 6.9 para calcular la velocidad mínima del viento capaz de resuspender el sedimento (W_0). En el HAFS FG1 se obtuvo $W_0 = 3.15 m s^{-1}$ y en FG2 $W_0 = 2.5 m s^{-1}$.

A continuación se procedió a la calibración del resto de los parámetros implicados en los procesos de sedimentación y resuspensión de los SST ($v_{s, X_{SST}}$, $K_{veg, sed}$, $K_{veg, res}$ y K_{avi}). Los valores de estos tres últimos parámetros se establecieron en función a nuestras experiencias previas, ya que no se habían utilizado en publicaciones anteriores y por lo tanto no existen valores bibliográficos de referencia. Los valores obtenidos para los coeficientes de atrapamiento de la CV en los procesos de sedimentación y resuspensión muestran que el efecto de atrapamiento de la vegetación emergente es mayor en la sedimentación ($K_{veg, sed} = 9$) que en la resuspensión ($K_{veg, res} = 0.1$).

La evolución de la resuspensión por efecto de la avifauna se muestra en el Figura 6.15. Se observa como durante el comienzo de la primavera (desde mediados de febrero hasta mediados de mayo) se produce la mayor resuspensión por las aves. Esto es debido al ciclo anual de cultivo de los campos de arroz que rodean los humedales artificiales estudiados, ya que durante estos meses se secan los campos de arroz colindantes para realizar labores agrícolas y las numerosas aves que habitan en estos campos se desplazan hacia las zonas que se mantienen cubiertas de agua (entre otras, el *Tancat de la Pipa*) (Rodrigo et al., 2013b). El valor calibrado para la K_{avi} fue de $1081 \text{ mg m}^2 \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

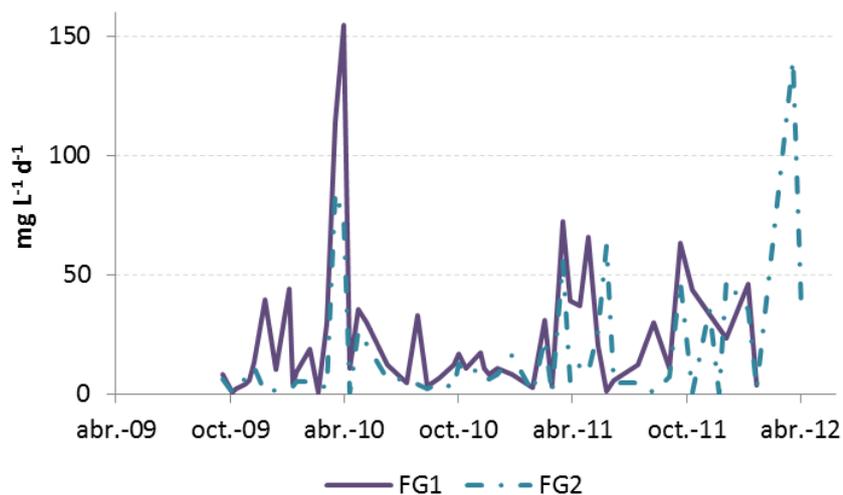


Figura 6.15. Evolución de la resuspensión por acción de la avifauna $\left(K_{avi} \frac{\sum N_i \cdot RF_i}{A}\right)$ a lo largo del periodo de estudio en los HAFS FG1 y FG2.

Al resto de parámetros del modelo se les asignaron inicialmente los valores habitualmente encontrados en la bibliografía y algunos de ellos se modificaron para mejorar los ajustes entre las concentraciones observadas y simuladas para los componentes estudiados.

La calibración fija las velocidades de sedimentación de los SST y del resto de componentes particulados ($0.04 - 0.07 \text{ m d}^{-1}$) en valores muy similares al que cita Ambrose et al. (1988) como valor de referencia (0.1 m d^{-1}).

Respecto a la toma de fósforo inorgánico disuelto por el fitoplancton, el coeficiente de saturación $k_{PID, up}$ se calibró en un valor bajo ($0.0005 \text{ mg P L}^{-1}$), con lo cual la limitación ejercida

por dicha concentración es mínima, incluso a bajas concentraciones de PID en la columna de agua.

La difusión del fósforo inorgánico disuelto se modeló utilizando el valor del coeficiente de difusión en agua (D_{OP}) citado por Li & Gregory (1974). En este trabajo se indican diferentes valores del coeficiente de difusión dependiendo del estado de hidratación en el que se encuentre el fósforo ($H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}). Dado que los datos experimentales disponibles no permiten diferenciar entre estos tipos de moléculas y que los valores de estos coeficientes son muy parecidos (con una diferencia máxima entre ellos del 27%) se utilizó el valor medio citado en dicha referencia, correspondiente al ion HPO_4^{2-} .

El valor del coeficiente de modificación de la difusión para la interfaz agua-sedimentos ($K_{difu\ sed}$) se calibró en 0.4. Éste es un valor razonable para estos sistemas, ya que incluye los efectos de la tortuosidad y la porosidad, y esta última fue determinada en 0.6 – 0.7 por Hernández-Crespo (2013a) en un punto del lago de l'Albufera cercano a los HAFS FG1 y FG2.

Dado que se desconocen las concentraciones de PID en el agua intersticial de los sedimentos de FG1 y FG2 y que la dirección de este flujo en humedales siempre es desde los sedimentos hacia la columna de agua (Reddy & DeLaune, 2008) se utilizó el valor medio de la concentración medida por Martín (1998) en el agua intersticial del sedimento de l'Albufera, que fue 2.96 mg P L^{-1} (P_{sed}).

El contenido de fósforo en el sedimento ($i_{P_{sed}}$) fue establecido en el valor medio obtenido en los análisis realizados en los sedimentos de FG1 y FG2, es decir, $1.43 \cdot 10^{-4}\text{ mg P mg dw}^{-1}$.

Tal como se muestra en las siguientes figuras, el modelo desarrollado simula satisfactoriamente el funcionamiento observado en los sistemas objeto de estudio para todas las variables estudiadas. Para algunos componentes, los resultados obtenidos en el procedimiento de validación son incluso mejores que los obtenidos en la calibración, lo cual pone de manifiesto la robustez del modelo.

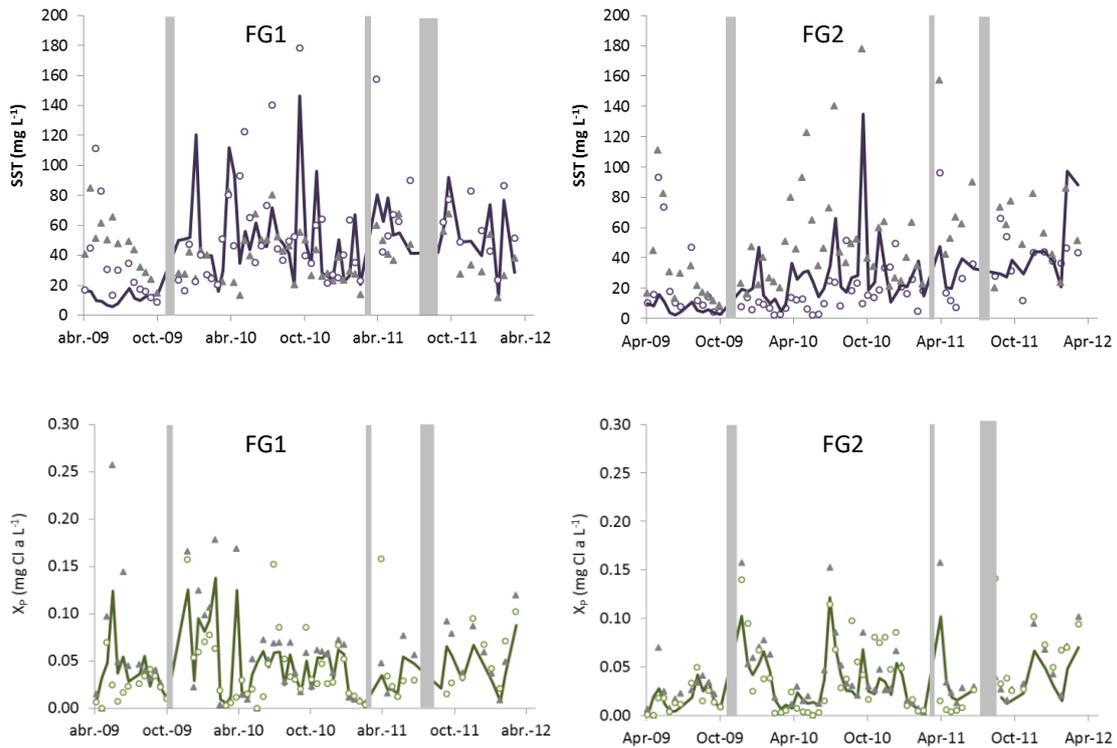


Figura 6.16. Evolución temporal de las concentraciones observadas y simuladas de SST y fitoplancton en FG1 (calibración) y FG2 (validación). Los triángulos representan las concentraciones de entrada, los círculos las concentraciones observadas de salida y la línea las concentraciones simuladas de salida. Las barras grises indican los periodos de secado de los HAFS.

Respecto a los SST, el modelo representa de forma adecuada las concentraciones alcanzadas en los efluentes de ambos sistemas. En FG1 se alcanzan a menudo concentraciones de SST en el efluente que son mayores que en el influente y el modelo es capaz de reproducir dichos incrementos (Figura 6.16) debido al efecto de los procesos que aumentan la concentración de SST, es decir, la resuspensión por el viento y las aves y el crecimiento del fitoplancton. En la Tabla 6.11 se observa que la concentración media simulada de salida de FG1 es mayor que la de entrada, tal como sucede con los valores medidos. Sin embargo, resulta difícil reproducir los valores superiores a 100 mg L^{-1} . La simulación de los SST en FG2 también es adecuada, el modelo reproduce el descenso en las concentraciones medias de salida e incluso se alcanza un valor medio de RMSE inferior al del sistema anterior.

En cuanto al fitoplancton, el modelo representa satisfactoriamente las concentraciones alcanzadas en ambos sistemas. Cabe destacar la bondad del ajuste conseguido pese a la similitud de las concentraciones entre los puntos de entrada y salida en cada humedal. En el humedal FG1 la diferencia de concentraciones observada entre el influente y el efluente fue del 27%, mientras que en FG2 esta diferencia sólo alcanza el 8%. Pese a esta dificultad para reproducir el funcionamiento de los sistemas, se obtuvieron ajustes adecuados en los dos HAFS.

En la Figura 6.17 se muestran las evoluciones temporales de las formas de fósforo, tanto simuladas como observadas. No obstante, sólo el PID y el PT han sido medidas

experimentalmente, mientras que el resto de formas (PIP y PO) se han calculado a través de la fragmentación del fósforo detallada anteriormente, lo cual debe tenerse en cuenta para interpretar el ajuste de dichas variables.

La calibración del PID y PIP en el HA FG1 dio como resultado un valor de $K_d = 0.19 \text{ L mg}^{-1}$ y se consiguieron ajustes apropiados para dichas variables. Se laminaron los picos de entrada de fosfatos, que ocasionalmente superaron los 0.5 mg P L^{-1} , reduciéndolos hasta las bajas concentraciones observadas en el efluente. La concentración media de PID simulada en el punto P1 es prácticamente igual a la medida experimentalmente (Tabla 6.11).

Sin embargo, la validación en FG2 no permitió confirmar el valor de K_d en este sistema. Por una parte, la aplicación del valor de 0.19 L mg^{-1} daba lugar a concentraciones de PID en P2 menores que en P1, mientras que los valores medidos en la monitorización indicaban lo contrario; por otra parte, se obtenían valores de RMSE muy altos. El coeficiente de partición es un parámetro que depende de la naturaleza de los SST sobre los que se adsorbe el PID y se observó que estos podían ser diferentes en FG1 y en FG2, tal como indicaba la variación del porcentaje de sólidos volátiles en suspensión (30% y 35%, respectivamente). Por lo tanto se decidió modificar el valor de K_d para el HAFS FG2. El valor de K_d para el humedal FG2 fue de 0.07 L mg^{-1} . El ajuste así conseguido fue satisfactorio, ya que las concentraciones de salida simuladas fueron muy similares a las observadas (Figura 6.17).

Los ajustes conseguidos para el PIP y el PO también fueron adecuados, reproduciéndose las tendencias observadas durante el periodo de estudio.

Por último, el modelo reproduce adecuadamente la evolución del fósforo total, tanto en el proceso de calibración como en el de validación. Los resultados obtenidos son satisfactorios, y más aun teniendo en cuenta que el PT es una variable secundaria del modelo, es decir, no se incluye como un componente de éste sino que se calcula a partir del fósforo contenido en el resto de parámetros (Ec. 6.27). La concentración media simulada en FG1 es igual a la concentración media observada en el punto P1.

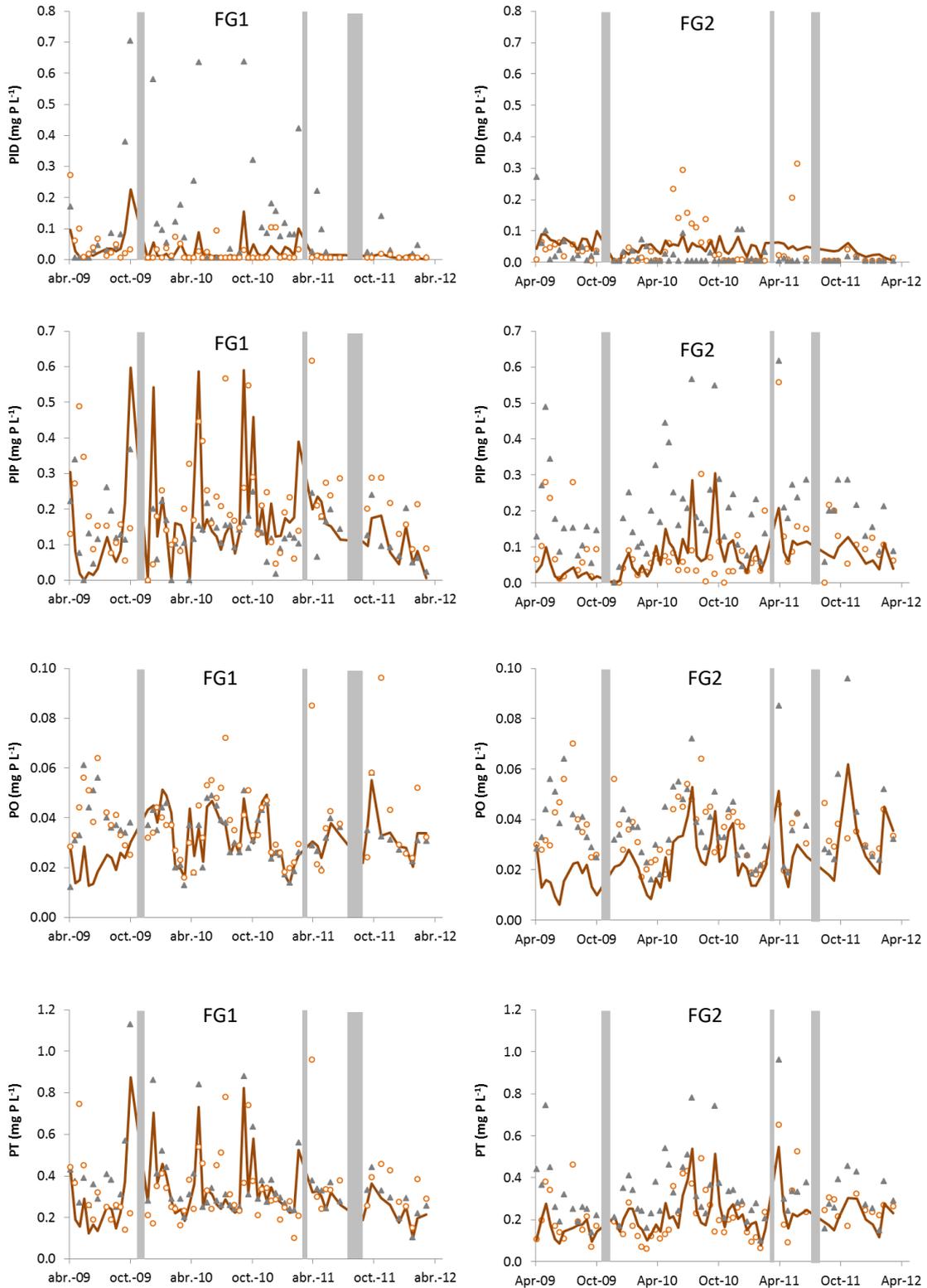


Figura 6.17. Evolución temporal de las concentraciones observadas y simuladas de PID, PIP, PO y PT en FG1 (calibración) y FG2 (validación). Los triángulos representan las concentraciones de entrada, los círculos las concentraciones observadas de salida y la línea las concentraciones simuladas de salida. Las barras grises indican los periodos de secado de los HAFS.

Tabla 6.11. Concentraciones medias y RMSE obtenidos en los procesos de calibración y validación.

	X_{SST} (mg dw L ⁻¹)	X_p (mg Cl α L ⁻¹)	PID (mg P L ⁻¹)	PIP (mg P L ⁻¹)	PO (mg P L ⁻¹)	PT (mg P L ⁻¹)
FG1 (calibración)						
Concentración media influyente	40.5	0.055	0.107	0.132	0.033	0.359
Concentración media observada efluente	52.0	0.040	0.025	0.205	0.038	0.330
Concentración media simulada efluente	44.5	0.043	0.026	0.182	0.035	0.330
RMSE	33.4	0.035	0.046	0.189	0.014	0.214
FG2 (validación)						
Concentración media influyente	51.5	0.040	0.024	0.202	0.038	0.328
Concentración media observada efluente	23.1	0.037	0.045	0.091	0.035	0.227
Concentración media simulada efluente	26.9	0.031	0.049	0.076	0.024	0.214
RMSE	28.1	0.031	0.065	0.094	0.017	0.112

En la Figura 6.18 y Figura 6.19 se muestra una representación diferente de la comparación entre las concentraciones observadas y simuladas en los sistemas FG1 y FG2. Para cada componente, se agrupan las concentraciones obtenidas durante el periodo de estudio por meses del año. Las concentraciones observadas se representan mediante box-plots mensuales y para las concentraciones simuladas se muestran los valores medio, máximo y mínimo para cada uno de los meses. De esta forma es posible comparar, en base mensual, las concentraciones medias simuladas y observadas descartando los valores anómalos. En cada box-plot, la línea central negra indica la concentración media observada. En las cajas dibujadas en color gris, el extremo superior marca el tercer cuartil, la subdivisión intermedia la mediana y el extremo inferior el primer cuartil, siendo el rango intercuartílico la diferencia entre el tercer y el primer cuartil. Los extremos de las cajas, o bigotes, muestran los límites superior e inferior (tercer cuartil más 1.5 veces el rango intercuartílico y primer cuartil menos 1.5 veces el rango intercuartílico, respectivamente). Los valores observados superiores e inferiores a dichos extremos se consideran valores atípicos y se representan mediante puntos. Las líneas discontinuas muestran las concentraciones máxima y mínima simuladas en el mes correspondiente y la línea continua une las concentraciones medias simuladas para cada mes durante el periodo de estudio.

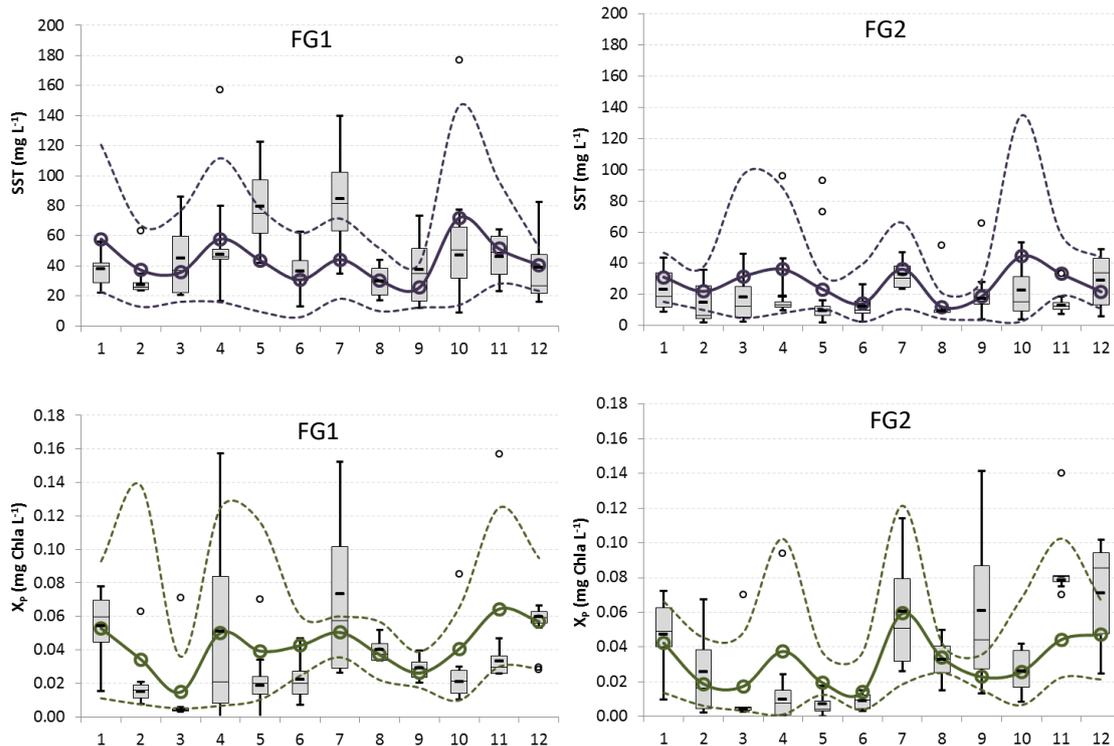


Figura 6.18. Comparación entre los box-plot de las concentraciones de SST y fitoplancton observadas y las concentraciones simuladas medias, máximas y mínimas para cada mes, en FG1 y en FG2.

En el caso de los SST se observa que las concentraciones medias simuladas son muy similares a las observadas durante muchos meses, incluso llegan a ser iguales en alguno de ellos (junio agosto y diciembre en FG1; junio, julio, agosto y septiembre en FG2). Así mismo, el rango de valores descrito por las concentraciones mínimas y máximas simuladas abarca, en la mayoría de casos, las concentraciones observadas descritas por los box-plot. Esta representación también permite observar que las concentraciones de SST mayores de 100 mg L^{-1} en FG1, que el modelo no alcanzaba a simular de forma precisa (Figura 6.16), se corresponden con valores anómalos de los meses de abril y octubre (157.33 mg L^{-1} el 18/04/2011 y 177.85 mg L^{-1} el 04/10/10).

En el caso del fitoplancton, el ajuste conseguido para las concentraciones medias en algunos meses es muy satisfactorio (enero, abril, agosto, septiembre y diciembre en FG1; enero, julio, agosto y octubre en FG2), aunque la variabilidad mensual es mayor que la observada para los SST.

En las representaciones de X_{SST} y de X_{P} se observa como los resultados de la validación son incluso mejores que los de la calibración.

En cuanto al PID, las concentraciones son habitualmente muy bajas (0.05 mg P L^{-1}), sobre todo en FG1, por lo que en muchos meses es difícil dibujar el box-plot. En la Figura 6.19 se observa que el modelo reproduce estos valores bajos y las concentraciones observadas y simuladas están en el mismo orden de magnitud. El ajuste en base mensual es mejor en el proceso de calibración que en el de validación, donde las concentraciones simuladas durante los meses de junio y julio son menores que las observadas. Esto es debido a que en los periodos estivales de

los años 2010 y 2011 la concentración a la salida de FG2 aumenta respecto a su entrada y el modelo no lo reproduce adecuadamente. Una hipótesis es que este PID sea liberado por difusión durante las épocas más cálidas del año a partir del fósforo acumulado en el sedimento, lo cual ya se observó en los HHAAs construidos en el lago Apopka (Dunne et al., 2015). Aunque la formulación matemática del proceso de difusión incluye el efecto de la temperatura, el modelo no representa otros cambios biogeoquímicos, tales como los cambios en el potencial redox, y tampoco considera la acumulación de fósforo en el sedimento sino que le asigna una concentración constante a lo largo del tiempo.

El ajuste conseguido para el PT es satisfactorio para todos los meses del año en los dos sistemas, con la única excepción del mes de julio en FG1. En este caso, los valores simulados se encuentran en el rango bajo de los observados.

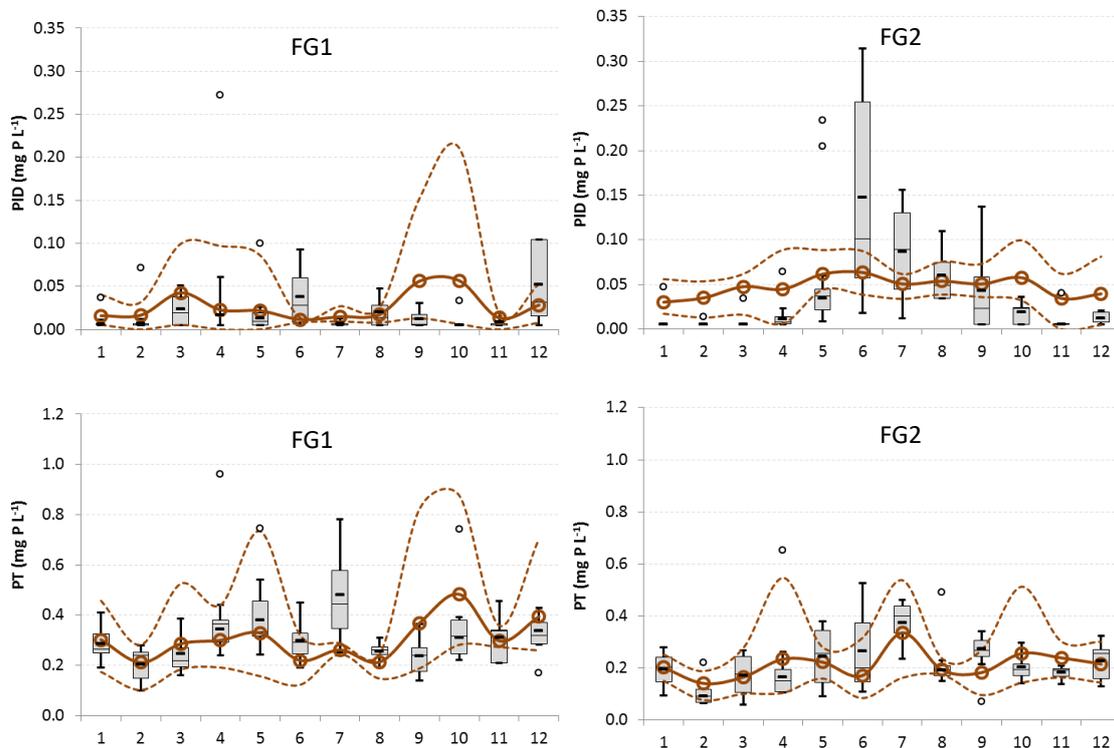


Figura 6.19. Comparación entre los box-plot de las concentraciones de PID y PT observadas y las concentraciones simuladas medias, máximas y mínimas para cada mes, en FG1 y en FG2.

En cuanto al crecimiento del fitoplancton, en la Figura 6.20a se observa como la limitación lumínica es elevada en los dos sistemas, ya que los valores para G_L son inferiores a 0.4. Esta limitación es mayor en FG2, donde la existencia de una mayor cobertura vegetal impide que una fracción más grande de radiación solar alcance la lámina de agua (Figura 6.20b). De hecho, la evolución temporal de esta limitación coincide con la evolución de la cobertura vegetal presente en los humedales, dándose los valores de $G_L=0$ cuando la cobertura vegetal es del 100% y aumentando cuando la vegetación disminuye.

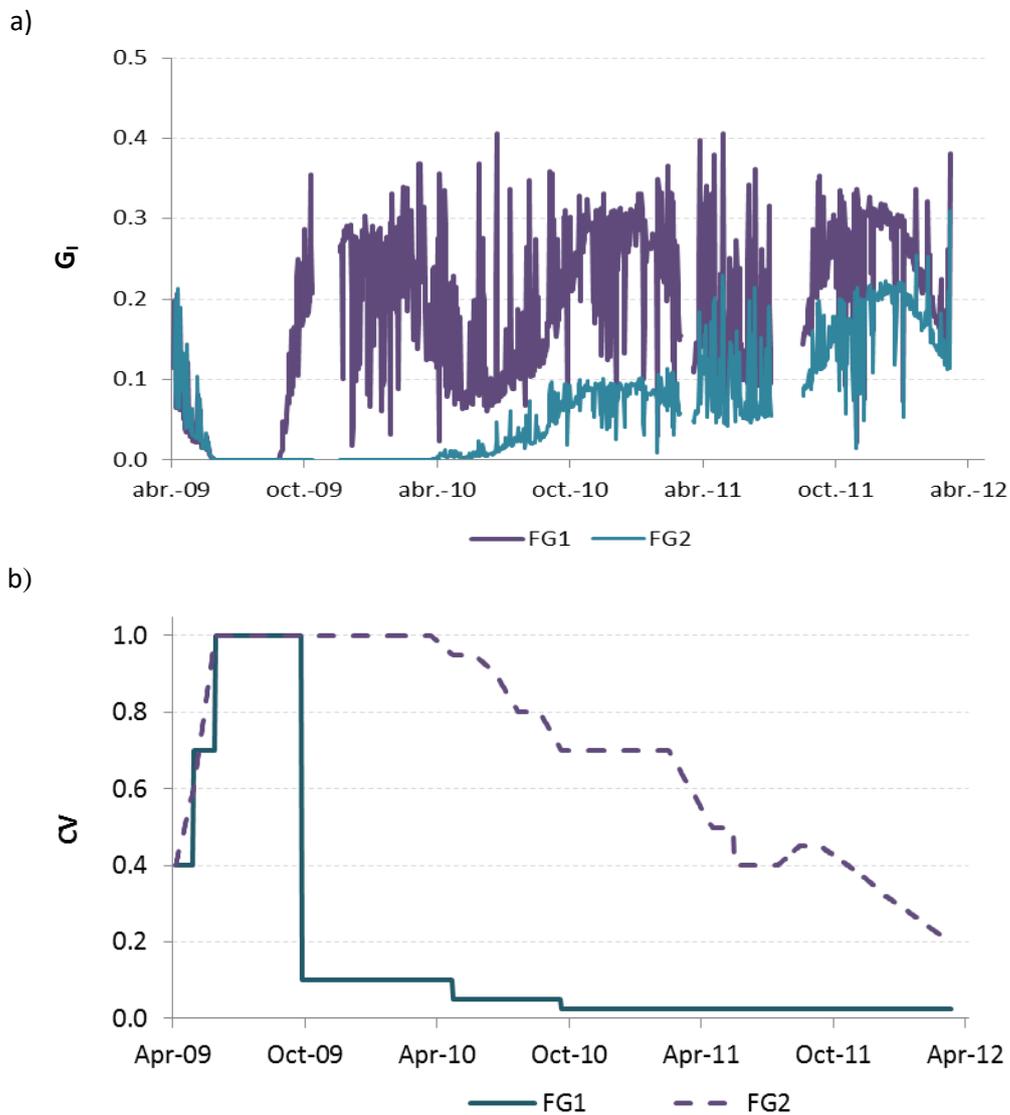


Figura 6.20. Evolución temporal de (a) la limitación lumínica en el crecimiento del fitoplancton y (b) la cobertura vegetal en los HAFS FG1 y FG2.

Un aspecto muy importante a considerar en estos sistemas de tratamiento es la masa eliminada, por lo que en este apartado se analiza la capacidad del modelo para reproducir la masa eliminada a lo largo del tiempo. Es decir, se calcula la diferencia entre la masa total de un componente que ha entrado al sistema en un momento determinado y la masa total que ha salido del sistema y se comparan los cálculos realizados con las concentraciones efluentes observadas y simuladas. Esta determinación permite evaluar la adecuación del modelo respecto a su capacidad para representar el funcionamiento global del sistema en la eliminación de un componente determinado. A continuación se muestran los resultados obtenidos para las variables medidas experimentalmente en los puntos de monitorización POa, P1 y P2, es decir, para SST, X_p , PID y PT.

El modelo reproduce satisfactoriamente la masa de SST eliminada en los HAFS estudiados a escala real durante tres años. De hecho, es capaz de simular el cambio de tendencia observado en FG1, donde el sistema elimina sólidos hasta abril de 2010 y a partir de este momento se produce una generación neta de SST (Figura 6.21). Este cambio de tendencia puede ser debido a la pérdida de la cobertura vegetal. Un cambio similar fue observado por Kadlec (2006) en el efluente del humedal H1 en Tres Rios, donde se pasó de una concentración de 2 mg L^{-1} de sólidos en el efluente durante los años en que el humedal tuvo una buena cobertura vegetal a concentraciones de hasta 40 mg L^{-1} cuando la cobertura vegetal fue inexistente.

Respecto al fitoplancton, la reproducción de la masa de clorofila eliminada durante los tres años estudiados en FG1 es satisfactoria, tal como ya evidenciaba la comparación entre las concentraciones observadas y simuladas. La simulación de la masa eliminada en FG2 es también adecuada hasta junio de 2010, momento a partir del cual se produce una generación de fitoplancton en el sistema que el modelo no reproduce adecuadamente. Este cambio de tendencia en la eliminación de las microalgas puede estar relacionado con las macrófitas emergentes, ya que el momento en el que se produce este punto de inflexión coincide con el inicio del decaimiento de la cobertura vegetal en FG2.

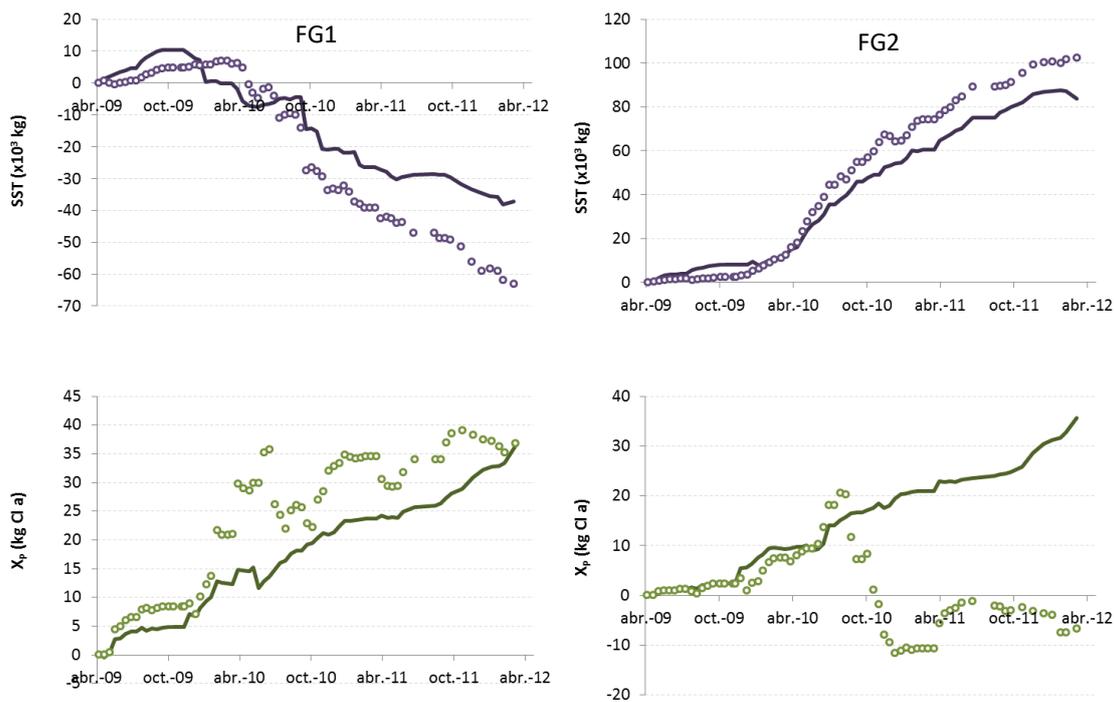


Figura 6.21. Masas de SST y fitoplancton eliminadas acumuladas en FG1 y en FG2. Los puntos representan las masas observadas y la línea la masa simulada.

En cuanto al fósforo inorgánico disuelto, el modelo reproduce de forma apropiada la masa eliminada acumulada en ambos sistemas y durante todo el periodo de estudio ya que las masas eliminadas observadas y simuladas son prácticamente iguales (Figura 6.22).

La tendencia de eliminación de PT es positiva en los dos sistemas y es simulada satisfactoriamente por el modelo.

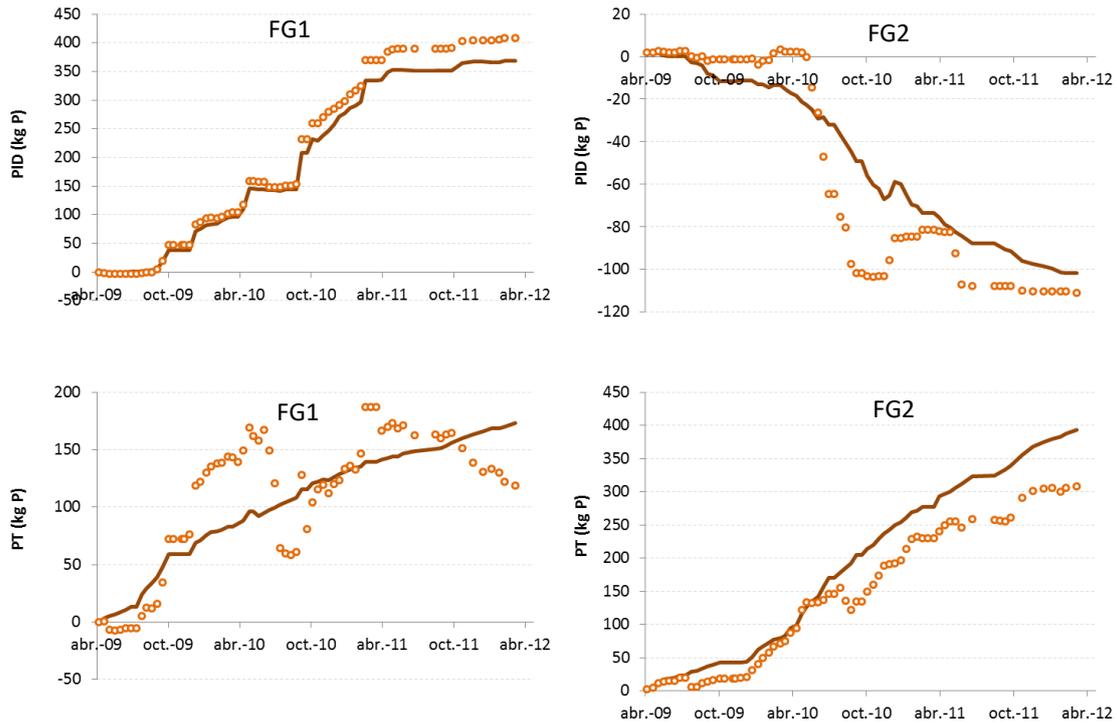


Figura 6.22. Masas de PID y PT eliminadas acumuladas en FG1 y en FG2. Los puntos representan las masas observadas y la línea la masa simulada.

6.4.2. Resultados del balance de SST, PT y fitoplancton

A continuación se presentan los balances para los sólidos totales en suspensión, el fósforo total y el fitoplancton indicando la contribución de cada proceso a la eliminación o generación de cada componente. Se han incluido en el análisis los procesos que aumentan o reducen la concentración del componente en cuestión, pero no los que implican una transformación de una forma en otra. Por ejemplo, en el balance del PT no se ha incluido el proceso de mineralización ya que en él no se elimina fósforo sino que se produce una transformación del fósforo orgánico en inorgánico. Se ha considerado la sedimentación como un proceso de eliminación porque implica la salida del componente en cuestión de la columna de agua y su incorporación a la capa de sedimentos, la cual queda fuera del marco incluido en el balance.

En la Tabla 6.12 se indican los procesos considerados en el balance de cada parámetro. En fondo gris se indican los procesos que incrementan la masa en el balance de cada variable y en fondo blanco los que la reducen.

El mismo código de colores se ha utilizado en la Figura 6.23, Figura 6.25 y Figura 6.26, donde se indica la contribución de cada proceso a la eliminación y/o generación de cada variable. Así, la masa y el porcentaje asociado a cada proceso se calcula respecto a la masa total que entra en cada sistema, es decir, respecto al sumatorio de la masa de entrada con el influente, con el agua de deposición atmosférica y con la masa aportada por los procesos que generan dicha variable. Por lo tanto, los porcentajes mostrados a la salida del sistema no reflejan el

rendimiento de eliminación del humedal, sino la masa que sale con el efluente respecto a la masa total de entrada.

En la Tabla 6.12 también se incluye el efecto de cada proceso en los balances estudiados, en unidades de $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$.

En el balance de los SST (Figura 6.23) se observa que de la cantidad total que entra a los sistemas ($3.37 \cdot 10^5$ kg en FG1 y $3.12 \cdot 10^5$ kg en FG2) alrededor de la mitad de la masa proviene del caudal influente. El resto de masa es aportada por la resuspensión provocada por las aves y por el viento, siendo mayor la generada por este último proceso. Así mismo, las contribuciones de los SST que entran con la deposición atmosférica y los generados por el crecimiento del fitoplancton son pequeñas (alrededor del 2%). No obstante, conviene destacar que en el cálculo de la deposición atmosférica no se incluyen las escorrentías superficiales producidas durante los episodios lluviosos.

La observación de las tasas de eliminación superficial que se muestran en la Tabla 6.12 ($\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$) indica que ambos procesos de resuspensión son mayores en el HA FG1 y que la sedimentación es mayor en FG2. Esta diferencia de comportamiento entre ambos humedales es debida a la mayor cobertura vegetal existente en FG2, la cual incrementa la sedimentación y reduce la resuspensión.

Las tasas de sedimentación obtenidas para estos sistemas son muy similares a algunos de los valores recogidos en la revisión realizada por Harter & Mitsch (1998). El rango de valores citado en este estudio es muy amplio, ya que se muestran valores que van desde los $38.35 \text{ mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ hasta los $1.2 \cdot 10^6 \text{ mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$. Concretamente, las tasas obtenidas en FG1 y FG2 son comparables con los resultados obtenidos por Mitsch et al. (1977) y Mitsch et al. (1979) (15.4 y $9.7 \text{ g m}^{-2} \text{d}^{-1}$). Kadlec & Knight (1996) referenciaron tasas de sedimentación y resuspensión de $33.3 \text{ g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ y $26.6 \text{ g m}^{-2} \text{d}^{-1}$, respectivamente, para el humedal EW3 de Des Plaines (Illinois), las cuales son sensiblemente mayores a las registradas en este estudio.

En la Figura 6.23 también es posible observar que en el HA FG2 se produce una eliminación neta de SST, ya que la masa en la salida es menor que en la entrada, mientras que en FG1 se produce una generación. La tasa total de eliminación de SST registrada en FG2 durante el periodo estudiado ($6275 \text{ mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$) es muy similar a la obtenida entre los años 2006 y 2007 (5093 y $6951 \text{ mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$, respectivamente) en los HAFS aplicados al tratamiento de las aguas hipereutróficas del lago Apopka (Dunne et al., 2012).

Si se compara la tasa de eliminación del fósforo particulado en el tratamiento de las aguas del lago Apopka ($3.75 \text{ mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$), cuya eliminación se atribuye mayoritariamente a la sedimentación (Dunne et al., 2012, 2015), se observa que es sensiblemente menor a las obtenidas en este estudio.

Tabla 6.12. Lista de procesos y contribución de cada uno de ellos a los balances de SST, PT y X_p , en FG1 y FG2.

	Consumo		Generación	
	FG1	FG2	FG1	FG2
X_{SST} (mg dw m⁻² d⁻¹)				
Muerte de X_p	56.0	41.5	Crecimiento de X_p	44.7
Respiración de X_p	51.4	36.7	Resuspensión por las aves	4129.7
Sedimentación de X_p	206.5	160.4	Resuspensión por el viento	8142.8
Sedimentación de X_{SST}	6447.8	14433.9		
TOTAL	6761.48	14672.5	TOTAL	12317.2
PT (mg P m⁻² d⁻¹)				
Sedimentación de X_p	3.1	2.4	Difusión	1.7
Sedimentación de PIP	11.9	22.1	Resuspensión por las aves	0.6
Sedimentación de PO	1.7	4.4	Resuspensión por el viento	1.2
TOTAL	16.7	28.9	TOTAL	3.5
X_p (mg Cl a m⁻² d⁻¹)				
Muerte de X_p	0.8	0.6	Crecimiento de X_p	0.7
Respiración de X_p	0.8	0.5		
Sedimentación de X_p	3.0	2.3		
TOTAL	4.6	3.4	TOTAL	0.7

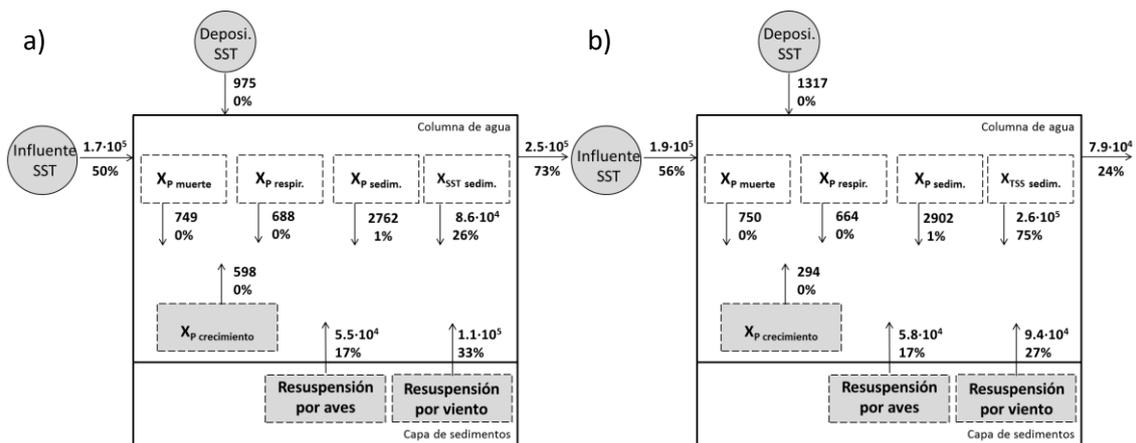


Figura 6.23. Balance de los sólidos totales en suspensión (kg dw) en FG1 y FG2 entre abril de 2009 y abril de 2012.

A la vista de la importancia de la cobertura vegetal y de los procesos de resuspensión en la simulación de los SST y con el objetivo de evaluar los cambios en los resultados obtenidos si no se tuviera en consideración alguno de estos factores, se han realizado distintas simulaciones en las que se excluye, primero, el efecto de la cobertura vegetal, y posteriormente el efecto de ambos procesos de resuspensión (Figura 6.24).

En el humedal FG1 la diferencia conseguida al modelar los SST con y sin efecto de la vegetación emergente es muy pequeña, ya que la cobertura vegetal existente en el sistema fue baja. Al contrario sucede en FG2, donde la modelación de los SST sin incluir el efecto de la CV produce resultados opuestos a los observados: el sistema estaría exportando más sólidos de los que entrarían.

La no inclusión del efecto de la resuspensión da como resultado una sobrevaloración de la capacidad de eliminación del sistema, especialmente en FG1, donde se llegaría a obtener una

eliminación neta de sólidos en suspensión, mientras que en el sistema real sucedió lo contrario.

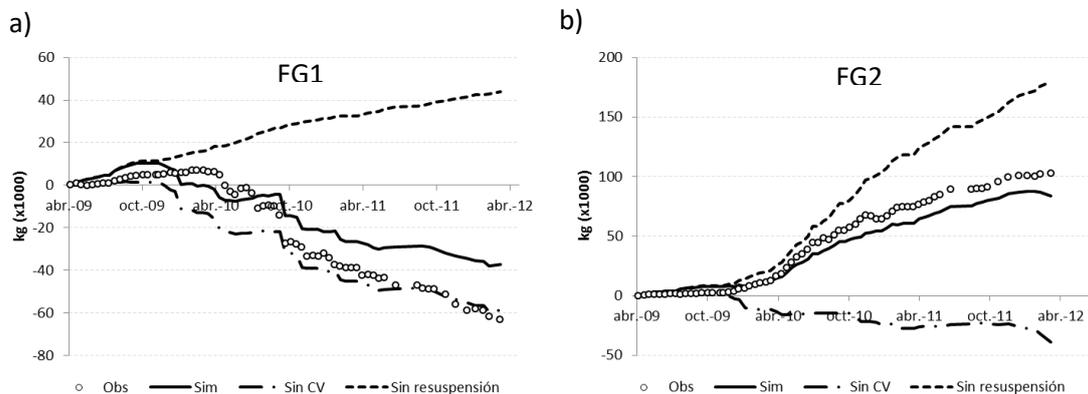


Figura 6.24. Masa de SST eliminada acumulada observada (puntos), simulada por el modelo desarrollado (línea continua), simulada sin incluir el efecto de la CV (línea punteada larga) y sin incluir el efecto de la resuspensión (línea punteada corta) en (a) FG1 y (b) FG2.

En el caso del fósforo total, los balances realizados indican que la mayoría de la masa entra al sistema a través del influente (97 y 96%, respectivamente). Por lo tanto, la contribución del fósforo contenido en la deposición atmosférica y el aportado por los procesos de resuspensión y difusión es mínima. Esta diferencia en el efecto de la resuspensión en los balances de PT y de SST es debida al bajo contenido de fósforo en el sedimento ($1.43 \cdot 10^{-4}$ mg P mg dw⁻¹) si se compara con el rango citado en Kadlec & Wallace (2009) ($1.47 \cdot 10^{-4}$ - $4.09 \cdot 10^{-3}$ mg P mg dw⁻¹). Así mismo, el aporte de fósforo mediante la difusión del PID desde la capa de sedimentos a la columna de agua es pequeño en los dos sistemas estudiados.

En el caso de que la difusión pudiera ser un proceso notable dentro del ciclo global del fósforo en un HAFS determinado, convendría incrementar el grado de detalle de la modelación de este proceso. Además de la temperatura del medio, la difusión depende del pH, las condiciones redox, la presencia de nitrato y la biogeoquímica del sedimento (Wu & Hua, 2014).

En cuanto a la eliminación del fósforo, la mayoría se elimina mediante sedimentación, especialmente del PO. La sedimentación de PIP tiene una contribución baja en los dos humedales, siendo menor en FG1, donde el PIP supone una menor fracción del PT (37% en P0a frente al 62% en P1). El fósforo eliminado mediante sedimentación de X_p también es muy bajo (3%). Estos resultados coinciden con la afirmación realizada por Braskerud (2002), según la cual la sedimentación es el principal mecanismo de eliminación de fósforo en los humedales artificiales (entendiéndose que hace referencia a los de flujo superficial).

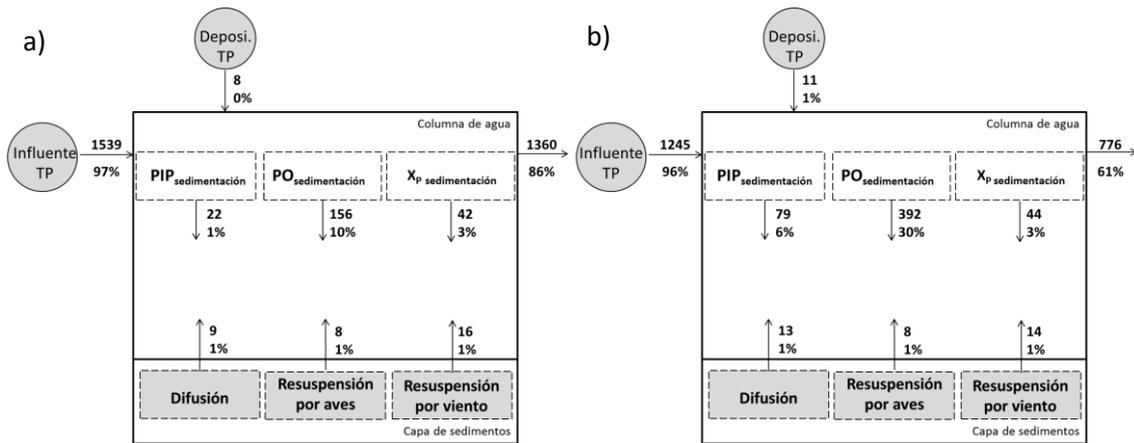


Figura 6.25. Balance del fósforo total (kg P) en (a) FG1 y (b) FG2 entre abril de 2009 y abril de 2012.

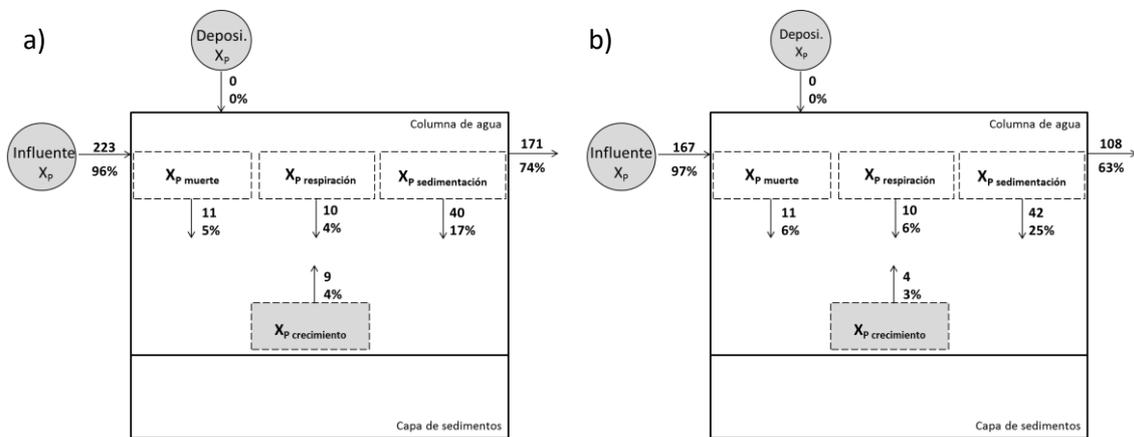


Figura 6.26. Balance de la biomasa fitoplanctónica (kg Cl a) en (a) FG1 y (b) FG2 entre abril de 2009 y abril de 2012.

En cuanto al ciclo del X_P, la masa de fitoplancton que ha crecido dentro de los dos sistemas es muy pequeña si se compara con la que entra a través del influente y la mayor parte de la eliminación se lleva a cabo mediante la sedimentación. Así mismo, todas las tasas calculadas (Tabla 6.12) son mayores en el humedal artificial FG1 porque la concentración de fitoplancton que entra a este sistema es más elevada.

Por otra parte, ni en el modelo ni en el balance realizado se ha incluido el fósforo añadido a la masa de agua procedente de las excreciones de la avifauna. Este aporte puede ser, en algunos casos, una entrada considerable de nutrientes. Por ejemplo, Manny et al. (1994) determinaron que la calidad de las aguas del lago Wintergreen (Michigan, EEUU) se degradaba por los aportes procedentes de las defecaciones de la avifauna, los cuales suponían el 70% del fósforo y el 27% del nitrógeno aportados externamente al lago.

Para estimar la magnitud de dichos aportes en los HAFS FG1 y FG2 se ha calculado la masa de fósforo excretada por la especie ánade azulón (*Anas platyrhynchos*), que supone casi el 60% de

las aves contabilizadas en los HHAAs del *Tancat de la Pipa*. El fósforo excretado por cada individuo de esta especie es de 0.18 g P d^{-1} (Chaichana et al., 2010), lo que supone un aporte medio durante el periodo de estudio de 7.50 g P d^{-1} en FG1 y 8.36 g P d^{-1} en FG2, con valores máximos que superan los 25 g P d^{-1} durante los meses de abril y mayo (Figura 6.27), cuando se secan los campos de arroz colindantes y muchas aves acuden al *Tancat de la Pipa*. El fósforo promedio aportado por los excrementos de *Anas platyrhynchos* supone el 0.46% del fósforo de entrada desde el lago de l'Albufera al HAFS FG1 y el 0.65% al FG2.

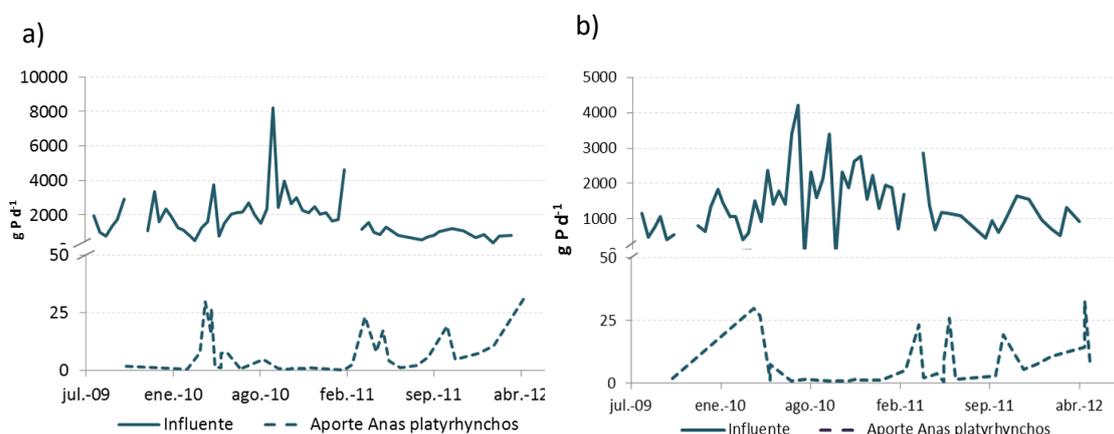


Figura 6.27. Aportes de fósforo (g P d^{-1}) introducidos a (a) el HAFS FG1 y (b) el HAFS FG2 por el caudal influente y por las excreciones de *Anas platyrhynchos*.

Estos aportes de fósforo producidos por las excreciones de las aves suponen un porcentaje muy bajo respecto al fósforo total influente en los HAFS FG1 y FG2. Además, todo este aporte no se produce directamente en el agua, sino que una parte de él se puede depositar sobre las motas que rodean los HHAAs (CHJ, 2011), lo cual retarda su aporte al agua y además puede darse cierto efecto de adsorción y/o filtración por la tierra vegetal que forma dicha mota.

Por lo tanto, el aporte de fósforo producido por las excreciones de las aves en los HAFS FG1 y FG2 puede considerarse despreciable durante el periodo de estudio, y ello justifica que no haya sido incluido en el modelo desarrollado.

6.5. Conclusiones de la modelación de los sólidos en suspensión, el fósforo y el fitoplancton

En este capítulo se ha desarrollado un modelo mecanicista que permite simular los sólidos en suspensión, el fósforo total y el fitoplancton en humedales artificiales de flujo superficial aplicados al tratamiento de aguas eutróficas. El modelo ha sido exitosamente calibrado y validado utilizando el software AQUASIM mediante la simulación de dos sistemas a escala real que han tratado durante tres años parte del agua hipereutrofizada del lago de l'Albufera de València (España).

Una de las contribuciones más destacables de este modelo es la capacidad para simular las condiciones de funcionamiento del sistema a escala real, es decir, las interacciones que se producen entre el humedal artificial y el medio en el que se integra. De este modo, el modelo

es capaz de simular los efectos producidos por la actividad de la avifauna y por la acción de la velocidad del viento dentro del humedal.

Por otra parte, el modelo simula el efecto de la vegetación emergente sobre las variables particuladas estudiadas y lo hace utilizando la cobertura vegetal, un parámetro fácil de monitorizar y válido para el propósito que se persigue. Los efectos incluidos son el atrapamiento de los sólidos en suspensión en los procesos de sedimentación y resuspensión y el efecto de sombra en el crecimiento del fitoplancton. El modelo demuestra que el efecto de atrapamiento producido por la cobertura vegetal es mayor en los procesos de sedimentación de SST que en los de resuspensión.

Otra contribución importante es la cuantificación del efecto de los procesos que intervienen en los ciclos de cada variable. Con ello se ha podido determinar que la contribución del fitoplancton al ciclo de los sólidos en suspensión en los sistemas estudiados es pequeña, siendo la sedimentación de los SST el principal proceso de eliminación y la resuspensión por acción del viento el que más sólidos aporta. Así mismo, la cobertura vegetal ha resultado ser un factor clave para reducir las tasas de resuspensión en los humedales artificiales de flujo superficial. Los procesos de sedimentación del fósforo orgánico y del fitoplancton son los principales procesos de eliminación de fósforo en los sistemas estudiados. El fitoplancton también se elimina mayoritariamente mediante sedimentación.

El desarrollo de este modelo ha demostrado que no es posible simular la eliminación de sólidos en suspensión en humedales artificiales de flujo superficial sin tener en cuenta el efecto de atrapamiento por la vegetación emergente y los procesos de resuspensión.

Capítulo 7. Ampliación del modelo para la simulación del nitrógeno y de la materia orgánica

Parte del contenido de este capítulo se recoge en el artículo científico Gargallo, S., Martín, M., Oliver, N., Hernández-Crespo, C. Biokinetic model for nitrogen removal in free water surface constructed wetlands. (*Under review*).

En este capítulo se realiza una ampliación del modelo M1 en la que se incluye la simulación de las formas de nitrógeno y de la materia orgánica. Para ello se desarrolla un modelo biocinético mecanicista donde se representan los principales procesos que afectan a la dinámica de estos componentes. El modelo obtenido al final del capítulo (referido como modelo M2) incluye la toma de nutrientes por las macrófitas emergentes y permite la simulación de los sólidos en suspensión, el fitoplancton, el fósforo, el nitrógeno y la materia orgánica en humedales artificiales de flujo superficial aplicados al tratamiento de aguas eutróficas.

7.1. Introducción

El nitrógeno es uno de los nutrientes principales y el segundo componente mayoritario de la biomasa vegetal, después del carbono. Dada su condición de nutriente limitante en muchas masas de agua, el nitrógeno juega un papel importante en el mantenimiento del equilibrio ecosistémico y por lo tanto aportes excesivos de nitrógeno pueden desencadenar en procesos de eutrofización. Por otra parte, en determinadas circunstancias puede causar efectos tóxicos, siendo destacable la toxicidad de las formas amoniacales y en especial del amoníaco, considerándose tóxico para la vida acuática en concentraciones superiores a 0.2 mg N L^{-1} (Kadlec & Wallace, 2009). El nitrato también tiene efectos tóxicos, provocando dolencias como

daños estomacales, cianosis en neonatos (síndrome del bebé azul) o incluso cáncer (EPA, 2007).

El nitrógeno está presente en las masas de agua naturales en diferentes formas, tanto orgánicas como inorgánicas. Las formas orgánicas se encuentran disueltas o particuladas y las inorgánicas (amonio, nitrito y nitrato) están en forma disuelta¹⁰. Al sumatorio de estas tres formas se le conoce como nitrógeno inorgánico disuelto (NID).

El nitrógeno orgánico (NO) está formado mayoritariamente por aminoácidos, los cuales son el componente principal de las proteínas y representan entre el 1-7% del peso seco de la biomasa y el 50% del nitrógeno orgánico (Reddy & DeLaune, 2008). Otras formas que componen el NO son los ácidos nucleicos, carbohidratos nitrogenados o urea.

El nitrógeno amoniacal se presenta en forma de molécula eléctricamente neutra (amoniac, NH₃) o de catión (amonio, NH₄⁺). Estas formas se encuentran en equilibrio químico (Ec. 7.1) que depende de la temperatura y del pH del agua. La fracción de cada una de las moléculas puede calcularse a partir de la Ec. 7.2.



$$\log_{10} K_D = \log_{10} \frac{C_{IA}}{C_{UA}} = 0.09018 - \left(\frac{272.992}{T + 273.16} \right) - \text{pH} \quad \text{Ec. 7.2}$$

siendo C_{IA} (mg L⁻¹) la concentración de amonio, C_{UA} (mg L⁻¹) la concentración de amoniac, K_D la constante de disociación y T (°C) la temperatura del agua.

Habitualmente, la forma ionizada (NH₄⁺) es la fracción predominante en ecosistemas acuáticos, ya que para unas condiciones de temperatura de 25°C y pH=7, la fracción de amoniac representa el 0.6%. Sin embargo, para unas condiciones de 30°C y pH de 9.5 esta fracción alcanzaría el 72%.

El nitrito (NO₂⁻) y el nitrato (NO₃⁻) son las formas inorgánicas oxidadas del nitrógeno. El nitrito es la forma de oxidación intermedia entre el amonio y el nitrato y en condiciones aerobias es oxidado rápidamente a nitrato, por lo que su concentración en aguas naturales suele ser baja. Por el contrario, el nitrato es químicamente estable y constituye una de las formas principales del nitrógeno en este tipo de aguas. A modo de ejemplo, se citan los estudios realizados por Martín et al. (2013b) y Bachand & Horne (2000b), en los cuales se cuantifica la concentración de nitritos de las aguas naturales estudiadas en el 6 y 4% del NID, respectivamente, y la de nitratos en el 76% del NID y el 90-95% del nitrógeno total, en cada caso.

Los nitritos y nitratos son también variables de importancia en la calidad de las aguas para consumo humano y por ello el Real Decreto 140/2003 marca una concentración de máxima de 50 mg NO₃⁻ L⁻¹ en las aguas potables.

¹⁰ El amonio puede ser adsorbido sobre la superficie de los sólidos en suspensión, por lo que en este caso se podría considerar que está en forma particulada.

Aunque el amonio es la principal forma del nitrógeno en el agua residual urbana y en otros tipos de corrientes residuales, tales como lixiviados de vertedero o aguas de procesado de alimentos, en las aguas naturales el amonio está presente en una proporción mucho menor.

Todas estas formas están sujetas a transformaciones físicas, químicas y biológicas dentro del ciclo del nitrógeno, el cual resulta complejo debido al gran número de interacciones que presentan sus formas entre sí. Los principales procesos que afectan a las concentraciones de las diferentes formas de nitrógeno son los siguientes (Figura 7.1):

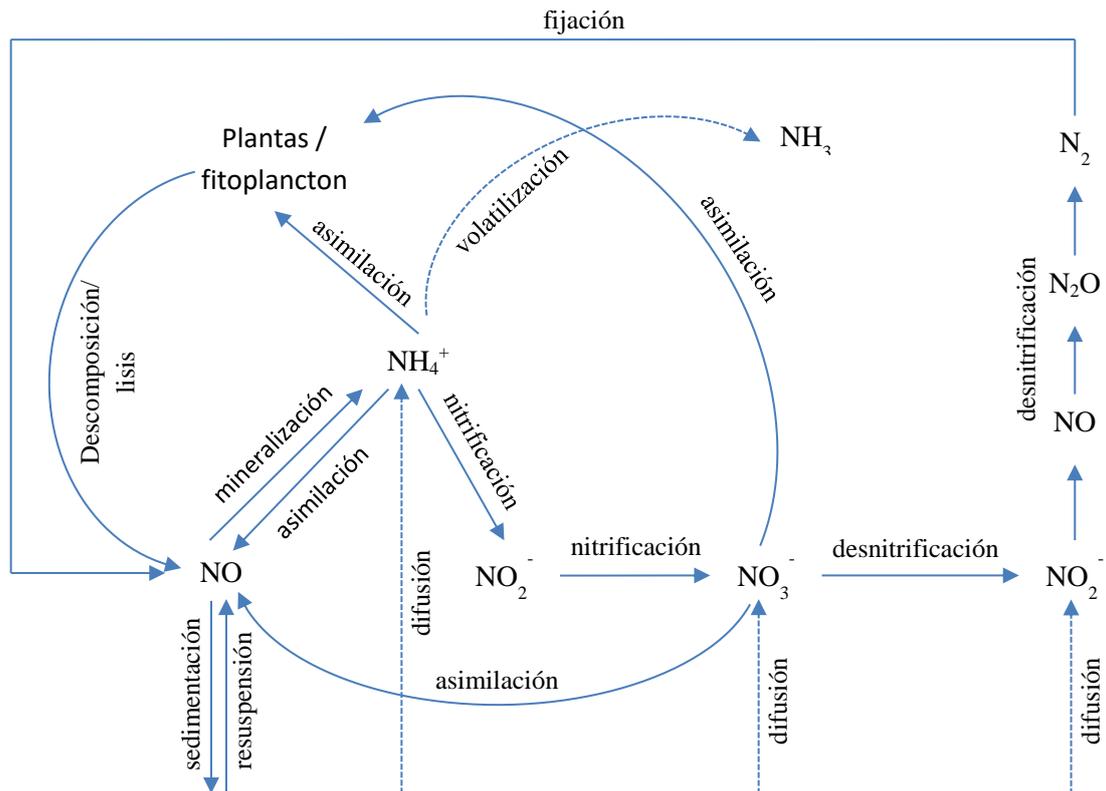


Figura 7.1 Principales procesos implicados en el ciclo del nitrógeno en HAFS (Adaptado de Saeed & Sun (2012)).

a) Sedimentación y resuspensión.

Tal como se ha descrito en el Capítulo 6, estos procesos actúan sobre las formas particuladas. La sedimentación moviliza las partículas desde la columna de agua hacia la capa de sedimentos y la resuspensión actúa en sentido contrario.

b) Difusión de las formas disueltas.

El amonio, el nitrato y el nitrito, así como la fracción disuelta del NO , están sometidos a procesos de difusión entre la columna de agua y la capa de sedimentos. De acuerdo con la ley de Fick, la existencia de un gradiente de potencial químico (gradiente de concentraciones) da lugar al transporte del componente desde el compartimento más concentrado al más diluido, siguiendo una cinética marcada por el coeficiente de difusión de cada componente y por la diferencia de concentraciones.

c) Asimilación por la biomasa.

Vymazal (2007) define la asimilación del nitrógeno como el conjunto de procesos biológicos que convierten las formas inorgánicas de nitrógeno en compuestos orgánicos que sirven para formar las células y los tejidos vivos. En un HAFS el nitrógeno puede ser asimilado por una gran variedad de organismos, tales como los microorganismos autótrofos y heterótrofos, las plantas y el fitoplancton.

Las plantas y el fitoplancton utilizan el nitrógeno contenido en el agua como nutriente, y lo hacen asimilando el amonio y el nitrato, aunque en general existe preferencia por el amonio porque energéticamente está más reducido que el nitrato (Kadlec & Knight, 1996). En algunos casos incluso se asimilan determinadas formas del nitrógeno orgánico disuelto (Reddy & DeLaune, 2008).

Respecto a las plantas, las más habituales en los HAFS son las macrófitas emergentes. La tasa de asimilación de nutrientes depende de su velocidad de crecimiento y de la concentración en el tejido vegetal. En un humedal artificial, la eliminación de nutrientes atribuible a las plantas también depende de la densidad del cultivo (kg m^{-2}). El cosechado de la vegetación permite la extracción del sistema de una parte del nitrógeno que han tomado, ya que más de la mitad de los nutrientes asimilados se almacenan en los tejidos subterráneos (Vymazal, 2007).

d) Translocación por las plantas.

Los nutrientes contenidos en los tejidos de las macrófitas emergentes son translocados de la parte aérea a la subterránea durante el final del verano y principios del otoño (Kadlec & Wallace, 2009). Durante la siguiente época de crecimiento, parte de los nutrientes necesarios para la formación de nuevo tejido vegetal son movilizados desde los rizomas a la parte aérea.

e) Descomposición de las plantas.

La descomposición física de las plantas, sobretodo de las partes muertas, aporta tejido vegetal, y por lo tanto NO_3^- , a la columna de agua.

f) Volatilización del amoniaco.

A diferencia del amonio, el amoniaco es relativamente volátil y puede ser transferido desde la columna de agua a la atmósfera, dependiendo de las condiciones de temperatura y pH. El proceso de volatilización es mucho mayor en zonas donde existe una lámina libre de agua que en zonas vegetadas (Kadlec & Wallace, 2009) y suele ser un proceso poco significativo en los humedales artificiales.

g) Adsorción del amonio.

El amonio está sometido a procesos de intercambio catiónico debido a la carga positiva que posee, lo cual hace que se adsorba sobre sustratos tanto orgánicos como inorgánicos. Esta adsorción depende de las condiciones del medio y del tipo de sustrato. Kadlec & Wallace (2009) indican que la cantidad de amonio adsorbido sobre los detritos y el sedimento en un HAFS es pequeña y muy lábil.

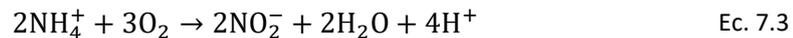
h) Mineralización del nitrógeno orgánico.

Es la transformación biológica del nitrógeno orgánico en amonio. Puede llevarse a cabo de forma intracelular o extracelular, mediante la acción de enzimas que actúan sobre las proteínas, los ácidos nucleicos y la urea.

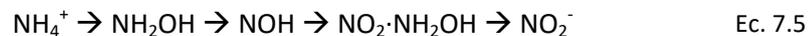
i) Nitrificación.

Graaf et al. (2016) definen este proceso como la formación biológica de nitrato o nitrito a partir de compuestos que contienen nitrógeno reducido, utilizando el oxígeno como el aceptor final de electrones. La realización de este proceso ha sido típicamente atribuida a las bacterias quimioautótrofas, las cuales utilizan el carbono del CO₂ y la energía de la oxidación del amonio y el nitrito para formar nuevas células.

La nitrificación se presenta habitualmente dividida en dos pasos: la oxidación de amonio a nitrito y la del nitrito a nitrato (Ec. 7.3 y Ec. 7.4). El primer paso se lleva a cabo por bacterias de los géneros *Nitrospira*, *Nitrosococcus* y *Nitrosomonas*, y el segundo paso (de nitrito a nitrato) por los géneros *Nitrospira* y *Nitrobacter*.



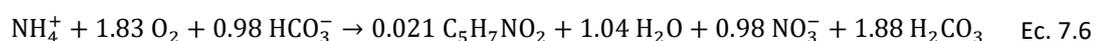
No obstante, la secuencia descrita por Hauck (1984) incluye cuatro procesos intermedios y es la que se considera más probable para el paso de amonio a nitrito:



La representación matemática de este proceso varía según los modelos. Algunos como el CWM1 (Langergraber et al., 2009) consideran que el nitrito se comporta como el nitrato y simulan el paso de amonio a nitratos como un único proceso, representado mediante el crecimiento de los microorganismos autótrofos. Sin embargo, modelos como CW2D (Langergraber & Šimůnek, 2005) o RWQM1 (Reichert et al., 2001), consideran los nitritos y nitratos como componentes diferenciados y dividen la nitrificación en dos etapas, la oxidación del amonio a nitrito y de éste a nitrato, mediante el crecimiento de los géneros *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*.

Además de los dos grupos de bacterias anteriormente citados, algunas bacterias heterótrofas tales como *Pseudomonas putida* y *Paracoccus denitrificans* también son capaces de realizar la nitrificación. Sin embargo, la velocidad de nitrificación de *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* es del orden de 1000-10000 veces más rápida que la de otras especies (Gerardi, 2002).

La oxidación del amonio podría resumirse mediante la Ec. 7.6 (Kadlec & Knight, 1996):



La nitrificación consume oxígeno, ya que éste actúa como aceptor final de electrones (4.2 - 4.5 mg N mg O⁻¹). La liberación de protones H⁺ produce una disminución del pH del medio y de la alcalinidad, que se cuantifica en 7.1 g CaCO₃ g N⁻¹ (U.S. EPA, 1993).

Por otra parte, la reacción de nitrificación libera energía que es utilizada para el crecimiento de las bacterias, estimándose un crecimiento de 0.17 g de materia seca por cada gramo de NH₄⁺-N consumido.

Vymazal (1995) indica los siguientes factores que afectan al proceso de nitrificación: temperatura, pH, alcalinidad, disponibilidad de carbono inorgánico, grado de humedad, población microbiana, concentración de amonio y concentración de OD. El rango óptimo de temperatura para cultivos puros se sitúa en 25-35°C y en 30-40° en los suelos (Vymazal, 2007), mientras que la temperatura mínima para el crecimiento de *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* se sitúa en 4-5°C (Cooper et al., 1996). En los sistemas de tratamiento en suspensión, Metcalf & Eddy (1991) sitúan el valor óptimo de pH entre 7.2 y 9.0. Los humedales artificiales en general, y particularmente aquellos aplicados al tratamiento de aguas residuales urbanas, presentan un pH aproximadamente neutro y por lo tanto no es de esperar que sea limitante en el proceso de nitrificación. Sin embargo, los sistemas aplicados al tratamiento de aguas eutróficas están sometidos a oscilaciones diarias de pH (Figura 7.2) producidas por las dinámicas de fotosíntesis y respiración de las algas que podrían afectar a este proceso.

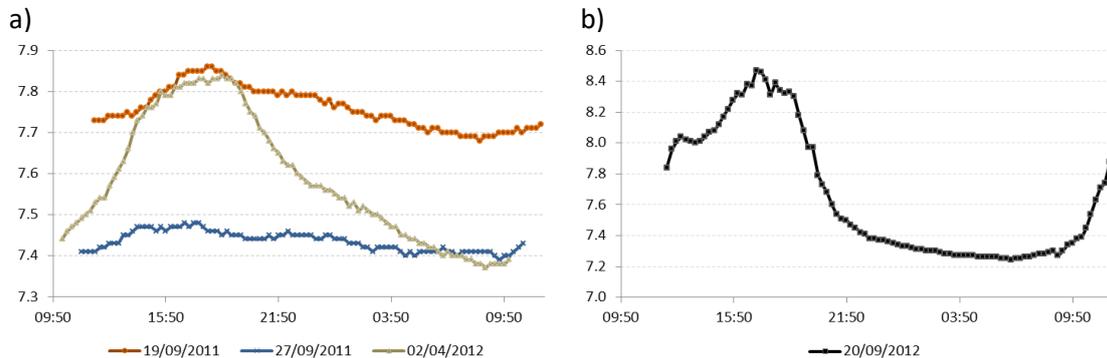
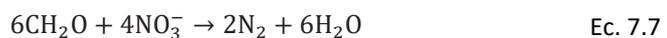


Figura 7.2. Evolución diaria del pH en (a) el punto P0a y (b) el punto P1 del *Tanca de la Pipa* (Franja horaria GMT+1). Datos monitorizados cada 15 minutos.

j) Desnitrificación.

Es la transformación del nitrato en nitrógeno molecular realizada por microorganismos heterótrofos facultativos. Esta transformación presenta el nitrito, el óxido nítrico y el óxido nitroso como formas intermedias: $2\text{NO}_3^- \rightarrow 2\text{NO}_2^- \rightarrow 2\text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$, siendo la reacción global la que se representa en la Ec. 7.7:



Entre los organismos capaces de llevar a cabo este proceso se encuentran los géneros *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Thiobacillus*, *Nitrosomonas*, *Rhodopseudomonas*, *Halobacterium*, *Paracoccus* o *Neisseria*. La desnitrificación conlleva un consumo de

materia orgánica para el crecimiento anóxico de los microorganismos heterótrofos de 2.3 g O₂ g NO₃-N (Gersberg et al., 1984). Al contrario de lo que sucede en el proceso de nitrificación, la desnitrificación genera alcalinidad, 3.0 g CaCO₃ g N⁻¹, aunque esta ratio de producción de alcalinidad es menor que la ratio de consumo del proceso anterior.

La desnitrificación es un proceso anóxico que se inhibe con la presencia de oxígeno disuelto. No obstante, en algunos cultivos puros se ha observado que la reducción del nitrato puede ocurrir en presencia de oxígeno (Vymazal, 2007) y en algunos sistemas de tratamiento suspendido y superficial se ha observado este proceso en concentraciones máximas de hasta 0.3-1.5 mg O₂ L⁻¹ (U.S. EPA, 1993). Kadlec & Wallace (2009) atribuyen este hecho a la actividad de los microorganismos desnitrificantes aerobios, como *Paracoccus denitrificans*.

Los factores que determinan la velocidad de desnitrificación son la presencia de oxígeno, el potencial redox, la temperatura, el pH, la presencia de microorganismos desnitrificantes y las concentraciones de materia orgánica y nitratos (Focht & Verstraete, 1977; Vymazal, 1995). Respecto a la temperatura, las máximas velocidades se alcanzan para valores de 60-75°C (Paul & Clark, 1996) y descienden a valores muy bajos cuando la temperatura es inferior a 5°C (Bremner & Shaw, 1958), apareciendo fracciones molares altas de N₂O y NO, gases que contribuyen al efecto invernadero atmosférico. Vymazal (2007) sitúa el pH óptimo para el desarrollo de este proceso entre 6 y 8, indicando que su velocidad se ralentiza pero sigue siendo significativa para valores de pH = 4.

k) Fijación atmosférica

La fijación de nitrógeno es la conversión de nitrógeno gaseoso en amonio, mediante el complejo enzimático de la nitrogenasa. Este proceso requiere de una gran cantidad de energía celular (Kadlec & Knight, 1996) y por lo tanto es probable que la fijación sea un proceso despreciable en humedales artificiales que reciban aguas residuales ricas en nitrógeno (Vymazal, 2007).

Los procesos c, h, i, j, k implican una transformación de unas formas de nitrógeno en otras, mientras que en los procesos a, b, d, e, f, g no se produce una transformación de los componentes sino una translocación entre compartimentos dentro del HA.

Dada la importancia relativa de cada uno de los procesos descritos en los HAFS, los procesos incluidos en el modelo de nitrógeno son:

- La sedimentación y resuspensión de los componentes particulados.
- La difusión del amonio y del nitrato entre la columna de agua y la capa de sedimentos.
- La asimilación biológica.
- El decaimiento de las plantas.
- La mineralización del NO.
- La nitrificación.
- La desnitrificación.

Este capítulo se organiza en una estructura muy similar al anterior: primero se plantea, desarrolla y justifica el modelo matemático que simula las variables de interés y a continuación se implementa en los HAFS FG1 y FG2 del *Tanque de la Pipa* donde se calibra y valida. A continuación, se muestran los resultados obtenidos y se cuantifica la influencia de cada proceso modelado sobre la dinámica de cada componente. Por último, se incluyen las conclusiones obtenidas tras el desarrollo del modelo de nitrógeno y materia orgánica en humedales artificiales de flujo superficial.

7.2. Planteamiento y desarrollo del modelo

Al igual que en el Capítulo 6, la ampliación del modelo M1 para incluir la simulación del nitrógeno y de la materia orgánica sigue la estructura utilizada en la serie ASM (Henze et al., 2000). En la Tabla 7.1 se muestran los componentes añadidos al modelo; la letra mayúscula S indica que se trata de componentes solubles, mientras que la letra X se usa para los componentes particulados.

Tabla 7.1. Nombre de los componentes utilizados para modelar el nitrógeno y la materia orgánica, descripción y unidades.

Variabes	Descripción	Unidades
S_{NH4}	Concentración de amonio.	mg N L ⁻¹
S_{NO3}	Concentración de nitrato (suma de nitrito y nitrato).	mg N L ⁻¹
S_s	Concentración de materia orgánica soluble reactiva.	mg DQO L ⁻¹
S_i	Concentración de materia orgánica soluble inerte.	mg DQO L ⁻¹
X_H	Concentración de microorganismos heterótrofos.	mg DQO L ⁻¹
X_A	Concentración de microorganismos autótrofos.	mg DQO L ⁻¹
X_s	Concentración de materia orgánica particulada reactiva.	mg DQO L ⁻¹
X_i	Concentración de materia orgánica particulada inerte.	mg DQO L ⁻¹
X_{ml}	Biomasa de macrófitas vivas.	g DQO m ⁻²
X_{md}	Biomasa de macrófitas muertas.	g DQO m ⁻²

En los siguientes apartados se irá detallando el proceso de adecuación seguido para adaptar el modelo M1 a la ampliación que supone la modelación del nitrógeno y de la materia orgánica.

Como se ha indicado en el apartado introductorio a este capítulo, algunos modelos engloban los nitritos y los nitratos bajo una única variable, mientras que otros modelos los simulan mediante dos variables distintas. La adopción de una u otra opción determinará, entre otras cosas, la complejidad de la modelación del proceso de nitrificación. Ambas asunciones son simplificaciones del proceso real, pues se considera probable que la nitrificación se desarrolle mediante una secuencia de cinco etapas. En el desarrollo de este modelo se ha optado por seguir la formulación de CWM1 y se ha modelado conjuntamente el nitrito y nitrato en la variable S_{NO3} , asumiendo que a efectos estequiométricos ambos se comportan como nitrato. La baja proporción del nitrito respecto al nitrógeno total (NT), debido a su rápida oxidación, justifica la modelación conjunta de ambos parámetros. En la Figura 7.3 se puede observar como el nitrito es el componente minoritario de las formas nitrogenadas en los puntos monitorizados de los HAFS FG1 y FG2, donde supone un porcentaje máximo del 5% del NT, proporción muy similar a la obtenida por Bachand & Horne (2000a).

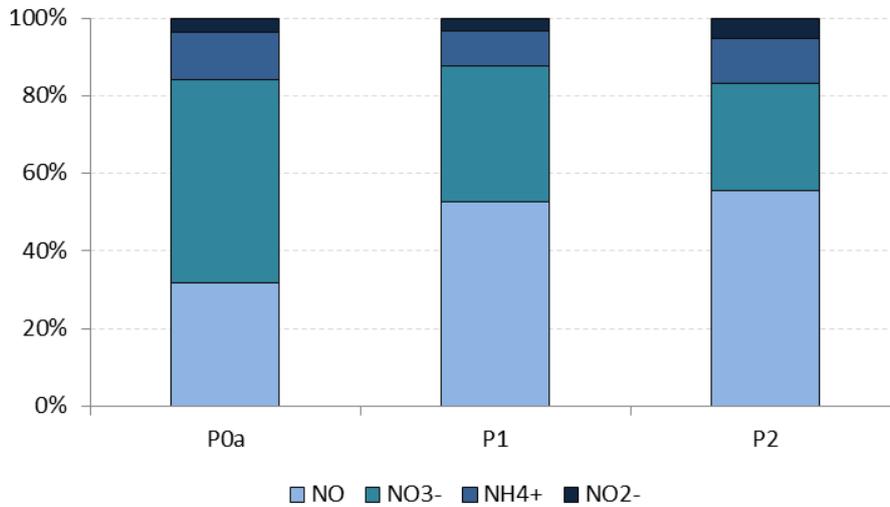


Figura 7.3. Proporciones de las distintas formas del nitrógeno respecto al NT medido en los puntos P0a, P1 y P2.

El NO, el NT, la DQO_S y la DQO_T se obtienen mediante la suma del contenido de nitrógeno o materia orgánica de los componentes incluidos en el modelo, tal como se indica en las Ec. 7.8 - Ec. 7.11:

$$NO = i_{NX_s} \cdot X_s + i_{NX_i} \cdot X_i + i_{NS_s} \cdot S_s + i_{NS_i} \cdot S_i \quad \text{Ec. 7.8}$$

$$NT = S_{NH_4} + S_{NO_3} + NO + i_{NX_p} \cdot X_p \quad \text{Ec. 7.9}$$

$$DQO_S = S_s + S_i + S_{NO_3} \cdot 4.57 \quad \text{Ec. 7.10}$$

$$DQO_T = DQO_S + X_s + X_i + X_p \cdot i_{CODX_p} \quad \text{Ec. 7.11}$$

En la columna de agua de un HAFS la materia orgánica particulada (X_s) es hidrolizada mediante la acción de los microorganismos heterótrofos, tanto en condiciones aerobias como anóxicas. La hidrólisis produce materia orgánica soluble reactiva e inerte (S_s y S_i) y amonio, el cual es asimilado como nutriente por la biomasa de macrófitas (X_{ml}), por el fitoplancton (X_p) y por los microorganismos heterótrofos (X_H) y autótrofos (X_A) en sus procesos de crecimiento. El crecimiento de X_A genera nitrato que pueden ser utilizado como nutriente por X_{ml} y X_p , aunque existe una preferencia por el consumo de amonio. El nitrato también puede ser utilizado como aceptor de electrones en el crecimiento de X_H en condiciones anóxicas (desnitrificación), reduciéndolo principalmente a N_2 gas. Los procesos de lisis de X_H y X_A , así como la respiración y muerte de X_p y la degradación de la biomasa muerta de macrófitas (X_{md}) generan amonio y materia orgánica que son liberados a la columna de agua. Por otra parte, también se modelan las interacciones entre la columna de agua y la capa de sedimentos mediante la sedimentación de X_s y X_i , la resuspensión de la materia orgánica contenida en los sedimentos y la difusión del amonio y del nitrato.

En la Tabla 7.2, Tabla 7.3 y Tabla 7.4 se muestran la matriz estequiométrica, las cinéticas de los procesos modelados y los coeficientes estequiométricos, respectivamente. En este modelo M2 se incluye el nitrógeno, la materia orgánica, los sólidos en suspensión, el fitoplancton y el fósforo. Se resaltan en fondo gris los procesos añadidos en este capítulo para simular el nitrógeno y la materia orgánica (procesos del 1 al 14).

Los procesos de hidrólisis, tanto aerobia como anóxica, así como el crecimiento y lisis de X_H y X_A siguen las cinéticas del modelo CWM1.

La toma de nutrientes por las macrófitas se ha modelado a partir de la formulación matemática utilizada por Rousseau (2005), que está basada en el modelo de Wynn & Liehr (2001). En dicho trabajo se indican cinco procesos para simular el comportamiento de las plantas: crecimiento basado en amonio, crecimiento basado en nitrato, liberación de oxígeno, muerte y degradación física. Dado que el estudio que aquí se está realizando no persigue modelar detalladamente el crecimiento y la muerte de la biomasa vegetal sino sus efectos sobre la calidad de las aguas, los procesos incluidos en el modelo fueron la toma de amonio y nitrato por las macrófitas y la degradación de la biomasa muerta. Se consideró que los procesos de toma de nutrientes sólo tienen lugar durante la época de crecimiento de las macrófitas (GS, *growing season*). Para ello se introdujo la función escalonada $\delta(t,GS)$ que toma el valor de 1 si $t \in GS$ o de 0 si $t \notin GS$.

La biomasa aérea de la vegetación macrófita se divide en dos componentes: la biomasa aérea viva (X_{mi}) y la biomasa aérea muerta que todavía sigue en pie (X_{md}). El modelo no incluye la biomasa subterránea, ya que las raíces y rizomas tienen un ciclo vital de 2-3 años y se conoce poco sobre su dinámica (Wynn & Liehr, 2001). Así mismo, tampoco se consideran las interacciones entre la biomasa subterránea y la capa de sedimentos.

Una de las adaptaciones realizadas en los procesos incluidos en el modelo M1 es la cinética de crecimiento del fitoplancton, en la cual se ha incluido la limitación por la concentración del nitrógeno inorgánico disuelto (NID). El nitrógeno necesario para llevar a cabo dicho crecimiento se consume preferentemente en forma de amonio y dicha preferencia se modela mediante el factor de preferencia FP_{NH_4} de Thomann & Fitzpatrick (1982) (Ec. 7.12), siendo k_{mN} ($mg\ N\ L^{-1}$) el coeficiente de saturación para el amonio. En el caso del crecimiento de las macrófitas, la preferencia del consumo de amonio se representa mediante una función de inhibición por amonio en el proceso de toma de nitrato (Rousseau, 2005). En ambos casos, el consumo de nitrato sólo se producirá cuando la concentración de amonio sea lo suficientemente baja.

$$FP_{NH_4} = S_{NH_4^+} \frac{S_{NO_3^-}}{(k_{mN} + S_{NH_4^+})(k_{mN} + S_{NO_3^-})} + S_{NH_4^+} \frac{k_{mN}}{(S_{NH_4^+} + S_{NO_3^-})(k_{mN} + S_{NO_3^-})} \quad \text{Ec. 7.12}$$

A parte de la influencia del fitoplancton en la dinámica del fósforo, la cual ya se ha descrito detalladamente, tanto el crecimiento de los microorganismos X_A y X_H como la toma de amonio y nitrato por las macrófitas implican la toma de PID de la columna de agua. Esta toma se representa en la matriz del modelo mediante los coeficientes estequiométricos i_{pbm} (fósforo

contenido en los microorganismos) e i_{pXm} (fósforo contenido en las macrófitas). Así mismo, la lisis de X_A , X_H y X_{md} libera fósforo al agua.

Los procesos de sedimentación de X_s y X_i siguen la cinética descrita en el capítulo anterior. En cuanto a la resuspensión, el modelo simula la incorporación a la columna de agua de la materia orgánica asociada a los sedimentos en forma de X_s . Esta resuspensión se produce por la acción del viento y de la avifauna y se modela con las cinéticas descritas anteriormente aplicando el coeficiente estequiométrico i_{DQOsed} (materia orgánica contenida en los sedimentos, mg DQO mg dw^{-1}). Tal como se ha descrito en el capítulo anterior, los procesos de sedimentación y resuspensión están influenciados por la cobertura vegetal.

La difusión del amonio y del nitrato entre la capa de sedimentos y la columna de agua se modela siguiendo la formulación matemática aplicada en el Capítulo 6, utilizando los coeficientes D_{0NH4} y D_{0NO3} de difusión del amonio y del nitrato, respectivamente.

El efecto de la temperatura, que es una variable de entrada al modelo, se incluye mediante la ecuación de Arrhenius modificada (Ec. 6.16).

El nitrógeno gas (N_2) no se ha incluido como componente del modelo, pero si se quisiera calcular el N_2 liberado a la atmósfera su coeficiente estequiométrico en el proceso de crecimiento anóxico de las bacterias heterótrofas sería $(1-Y_H)/(2.86Y_H)$.

Los procesos de nitrificación y desnitrificación, los cuales se simulan mediante el crecimiento de X_A y el crecimiento anóxico de X_H , respectivamente, están inversamente afectados por la concentración de OD. La presencia de OD es imprescindible para la nitrificación, mientras que inhibe la desnitrificación. Por lo tanto, en un reactor de mezcla completa como el que se ha utilizado para simular los sistemas FG1 y FG2, ambos procesos no pueden ocurrir de forma simultánea. Sin embargo, en un HAFS estos procesos ocurren a la vez. La nitrificación se produce en las zonas más superficiales de la columna de agua, donde existe una mayor concentración de OD, y la desnitrificación tiene lugar en la interfaz entre el agua y el sedimento, donde habitualmente estas concentraciones son más bajas (Babourina & Rengel, 2011).

Conscientes de esta casuística, algunos estudios como el de García et al. (2007) muestran algunas soluciones para modelar estos procesos. En este caso, los autores optaron por establecer una separación física para simular el funcionamiento de los HAFSS, dividiendo el humedal en una red de compartimentos, algunos de los cuales operan en condiciones aerobias y otros en anaerobias. De este modo, el caudal de agua a tratar se divide en dos corrientes y cada una se trata en un tipo de compartimento, posteriormente se mezclan y se vuelven a dividir para ser tratadas en los siguientes reactores (Figura 7.4). Los procesos aerobios ocurren en los compartimentos aerobios y los procesos anaerobios en este tipo de reactores y la corriente a depurar es tratada alternativamente en ambos tipos de reactores.

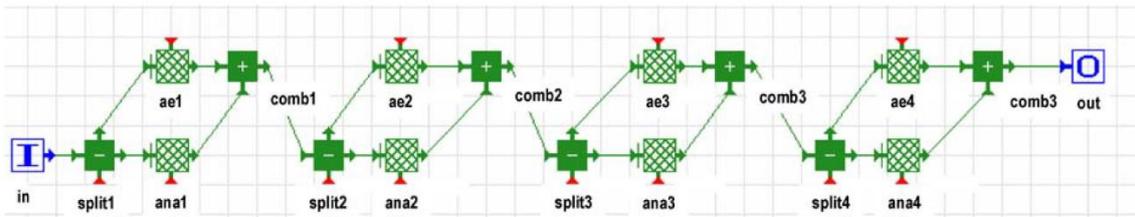


Figura 7.4. Representación esquemática del diseño hidráulico utilizado para representar el HAFS. (ae: tanque aeróbico, ana: tanque anaeróbico, Split: reparto, comb: combinación) (Tomado de García et al. (2007)).

En el caso de las aguas eutróficas, se registran oscilaciones muy marcadas en la concentración de OD a lo largo del día. El fitoplancton realiza la fotosíntesis durante las horas de luz y se produce un aumento en la concentración del OD; sin embargo, durante la noche lleva a cabo la respiración y se consume OD, pudiéndose alcanzar situaciones de anoxia. También se detectan oscilaciones en el pH, alcanzándose los valores máximos durante las horas de luz y los mínimos durante la noche.

En la modelación que nos ocupa de HAFS aplicados al tratamiento de aguas eutróficas o hipereutróficas, se ha optado por establecer una separación temporal de los procesos de nitrificación y desnitrificación. Es decir, las oscilaciones de OD en las aguas eutróficas favorecen que el proceso de nitrificación (crecimiento de X_A) se produzca durante las horas de luz y la desnitrificación (crecimiento anóxico de X_H) durante la noche. Por lo tanto, las concentraciones de OD, que son una variable de entrada al modelo, deben ser introducidas con un incremento de tiempo máximo de 0.5 d, de forma que para cada día se disponga de al menos un valor de OD relativo a las condiciones diurnas y uno a las nocturnas.

Por último, la volatilización del amoníaco no se incluye en el modelo, dado que este proceso es poco relevante en las condiciones en las que suele operar un HAFS, donde el pH suele ser inferior a 9.3.

La modelación del fósforo establecida en M1 se ha adaptado a los componentes y procesos del modelo M2. Tal como se observa en la matriz estequiométrica (Tabla 7.2), el fósforo orgánico no se incluye como un componente, sino que, al igual que en el caso del nitrógeno orgánico, se calcula a partir del contenido de fósforo en el resto de componentes (Ec. 7.13). Por lo tanto, el PT se calcula como indica la Ec. 7.14.

$$PO = i_{PXs} \cdot X_s + i_{PXi} \cdot X_i + i_{PSS} \cdot S_s + i_{PSi} \cdot S_i \quad \text{Ec. 7.13}$$

$$PT = PIT + PO + i_{PXp} \cdot X_p + P_{int} \cdot X_p \quad \text{Ec. 7.14}$$

Los coeficientes estequiométricos que se indican en la matriz del modelo para cada componente se detallan en la Tabla 7.4.

Tabla 7.2. Matriz estequiométrica del modelo de sólidos en suspensión, fitoplancton, fósforo, nitrógeno y materia orgánica (M2). En fondo gris se destacan los procesos introducidos en este capítulo para la modelación del nitrógeno y de la materia orgánica.

Componente → Proceso ↓	PIT	P _{int}	S _{NH4}	S _{NO3}	S _s	S _l	X _p	X _H	X _A	X _S	X _i	X _{ml}	X _{md}	X _{SST}	Cinética
1. Hidrólisis	U _{1PIT}		U _{1NH4}		1- f _{hyd,Si}	f _{hyd,Si}				-1					r ₁
2. Hidrólisis anóxica	U _{2PIT}		U _{2NH4}		1- f _{hyd,Si}	f _{hyd,Si}				-1					r ₂
3. Crecimiento aerobio de X _H	-i _{Pbm} + i _{PSs} /Y _H		-i _{Nbm} + i _{NSS} /Y _H		-1/Y _H			1							r ₃
4. Crecimiento anóxico de X _H	-i _{Pbm} +i _{PSs} /Y _H		-i _{Nbm} + i _{NSS} /Y _H	-(1-Y _H)/(2.86Y _H)	-1/Y _H			1							r ₄
5. Lisis de X _H	U _{5PIT}		U _{5NH4}		f _{bm,Ss}			-1		U _{5Xs}	f _{bm,Xi}				r ₅
6. Crecimiento de X _A	-i _{Pbm}		-i _{Nbm} -1/Y _A	1/Y _A					1						r ₆
7. Lisis de X _A	U _{7PIT}		U _{7NH4}		f _{bm,Ss}				-1	U _{7Xs}	f _{bm,Xi}				r ₇
8. Toma de S _{NH4} por X _{ml}	-i _{PXm}		-i _{NXm}									1			r ₈
9. Toma de S _{NO3} por X _{ml}	-i _{PXm}			-i _{NXm}								1			r ₉
10. Degradación de X _{md}	U _{10PIT}		U _{10NH4}							1- f _{plant}	f _{plant}		-1		r ₁₀
11. Difusión de S _{NH4}			1												r ₁₁
12. Difusión de S _{NO3}				1											r ₁₂
13. Sedimentación de X _S										-1					r ₁₃
14. Sedimentación de X _i											-1				r ₁₄
15. Toma de PID por X _p	-X _p	1													r ₁₅
16. Crecimiento de X _p		-i _{PXp} /X _p	-FP _{NH4} · i _{NXp}	-(1-FP _{NH4})·i _{NXp}			1							i _{SSTXp}	r ₁₆
17. Muerte de X _p	U _{17PIT}		U _{17NH4}		f _{XpSs} ·i _{DQOXp}		-1			U _{17Xs}	f _{XpXi} ·i _{DQOXp}			-i _{SSTXp}	r ₁₇
18. Lisis P _{int}	X _p	-1													r ₁₈
19. Respiración de X _p	U _{19PIT}		U _{19NH4}		f _{XpSs} ·i _{DOXP}		-1			U _{19Xs}	f _{XpXi} ·i _{DOXP}			-i _{SSTXp}	r ₁₉
20. Sedimentación de X _p							-1							-i _{SSTXp}	r ₂₀
21. Sedimentación de PIP	-1														r ₂₁
22. Difusión de PID	1														r ₂₂
23. Sedimentación de X _{SST}														-1	r ₂₃
24. Resuspensión por avifauna										i _{DQOsed}				1	r ₂₄

Tabla 7.3. Cinéticas de los procesos del modelo de sólidos en suspensión, fitoplancton, fósforo, nitrógeno y materia orgánica (M2).

Proceso	Cinética del proceso
1. Hidrólisis	$r_1 = K_h \cdot \theta_{kh}^{T-20} \cdot \frac{X_s/X_H}{k_x + X_s/X_H} \cdot \frac{OD}{k_{hyd DO} + OD} \cdot X_H$
2. Hidrólisis anóxica	$r_2 = K_h \cdot O_h \cdot \theta_{kh}^{T-20} \cdot \frac{X_s/X_H}{k_x + X_s/X_H} \cdot \frac{k_{hyd OD}}{k_{hyd OD} + OD} \cdot \frac{S_{NO3}}{k_{NOH} + S_{NO3}} \cdot X_H$
3. Crecimiento aerobio de X_H	$r_3 = \mu_H \cdot \theta_{\mu H}^{T-20} \cdot \frac{S_s}{k_s + S_s} \cdot \frac{OD}{k_{OH} + OD} \cdot \frac{S_{NH4}}{k_{NHH} + S_{NH4}} \cdot \frac{PIT \cdot f_d}{k_{PH} + PIT \cdot f_d} \cdot X_H$
4. Crecimiento anóxico de X_H	$r_4 = \eta_{NO3} \cdot \mu_H \cdot \theta_{\mu H}^{T-20} \cdot \frac{S_s}{k_s + S_s} \cdot \frac{k_{OH}}{k_{OH} + OD} \cdot \frac{S_{NO3}}{k_{NOH} + S_{NO3}} \cdot \frac{S_{NH4}}{k_{NHH} + S_{NH4}} \cdot \frac{PIT \cdot f_d}{k_{PH} + PIT \cdot f_d} \cdot X_H$
5. Lisis de X_H	$r_5 = b_H \cdot \theta_{bH}^{T-20} \cdot X_H$
6. Crecimiento de X_A	$r_6 = \mu_A \cdot \theta_{\mu A}^{T-20} \cdot \frac{S_{NH4}}{k_{NHA} + S_{NH4}} \cdot \frac{OD}{k_{OA} + OD} \cdot \frac{PIT \cdot f_d}{k_{PA} + PIT \cdot f_d} \cdot X_A$
7. Lisis de X_A	$r_7 = b_A \cdot \theta_{bA}^{T-20} \cdot X_A$
8. Toma de S_{NH4} por X_{ml}	$r_8 = \frac{1}{H} \cdot K_{pl} \cdot \theta_{up plant}^{T-20} \cdot \frac{S_{NH4}}{k_{NHP} + S_{NH4}} \cdot \frac{PIT \cdot f_d}{k_{PP} + PIT \cdot f_d} \cdot X_{ml} \cdot \delta(t, GS)$
9. Toma de S_{NO3} por X_{ml}	$r_9 = \frac{1}{H} \cdot K_{pl} \cdot \theta_{up plant}^{T-20} \cdot \frac{S_{NO3}}{k_{NOP} + S_{NO3}} \cdot \frac{k_{NHP}}{k_{NHP} + S_{NH4}} \cdot \frac{PIT \cdot f_d}{k_{PP} + PIT \cdot f_d} \cdot X_{ml} \cdot \delta(t, GS)$
10. Degradación de X_{md}	$r_{10} = \frac{1}{H} \cdot K_{deg} \cdot \theta_{deg}^{T-20} \cdot X_{md} \cdot SS$
11. Difusión de S_{NH4}	$r_{11} = K_{difu sed} \cdot D_{0NH4} \theta_{difu NH4}^{T-20} (NH4_{sed} - S_{NH4}) \frac{1}{0.1 \cdot H}$
12. Difusión de S_{NO3}	$r_{12} = K_{difu sed} \cdot D_{0NO3} \theta_{difu NO3}^{T-20} (NO3_{sed} - S_{NO3}) \frac{1}{0.1 \cdot H}$
13. Sedimentación de X_S	$r_{13} = \frac{VS_X}{H} \cdot (1 + CV \cdot K_{veg sed}) \cdot X_S$
14. Sedimentación de X_i	$r_{14} = \frac{VS_X}{H} \cdot (1 + CV \cdot K_{veg sed}) \cdot X_i$
15. Toma de PID por X_P	$r_{15} = P_{max uptake} \left(\frac{P_{max} - P_{int}}{P_{max} - P_{min}} \right) \left(\frac{PIT \cdot f_d}{k_{PID up} + PIT \cdot f_d} \right)$
16. Crecimiento de X_P	$r_{16} = G_{max} \theta_G^{T-20} \left(\frac{P_{int} - P_{min}}{P_{max} - P_{min}} \right) \frac{NID}{k_{mN} + NID} X_P \cdot G_L$
17. Muerte de X_P	$r_{17} = K_r \theta_r^{T-20} X_P$
18. Lisis P_{int}	$r_{18} = K_r \theta_r^{T-20} P_{int}$
19. Respiración de X_P	$r_{19} = K_{resp} \theta_{resp}^{T-20} \frac{OD}{k_{OD Xp} + OD} X_P$
20. Sedimentación de X_P	$r_{20} = \left(\frac{V_s X_P}{H} \right) X_P$
21. Sedimentación de PIP	$r_{21} = \left(\frac{V_s PIP}{H} \right) PIT (1 - f_d) (1 + CV \cdot K_{veg sed})$
22. Difusión de PID	$r_{22} = K_{difu sed} \cdot D_{0P} \theta_{difu P}^{T-20} (P_{sed} - PIT \cdot f_d) \frac{1}{0.1 \cdot H}$
23. Sedimentación de X_{SST}	$r_{23} = \left(\frac{V_s X_{SST}}{H} \right) X_{SST} (1 + CV \cdot K_{veg sed})$
24. Resuspensión por avifauna	$r_{24} = K_{avi} \frac{\sum N_i \cdot RF_i}{A} (1 - CV \cdot K_{veg res})$

Tabla 7.4. Coeficientes estequiométricos del modelo completo (M2).

$$\begin{aligned}
 v_{1PIT} &= v_{2PIT} = i_{PXs} - f_{hyd,Si} \cdot i_{PSi} - (1 - f_{hyd,Si}) \cdot i_{PSs} \\
 v_{1NH4} &= v_{2NH4} = i_{NXs} - f_{hyd,Si} \cdot i_{NSi} - (1 - f_{hyd,Si}) \cdot i_{NSs} \\
 v_{5PIT} &= v_{7PIT} = i_{Pbm} - f_{bmSs} \cdot i_{PSs} - i_{PXs} \cdot (1 - f_{bmSs} - f_{bmXi}) - i_{PXi} \cdot f_{bmXi} \\
 v_{5NH4} &= v_{7NH4} = i_{Nbm} - f_{bmSs} \cdot i_{NSs} - i_{NXs} \cdot (1 - f_{bmSs} - f_{bmXi}) - i_{NXi} \cdot f_{bmXi} \\
 v_{5Xs} &= v_{7Xs} = 1 - f_{bmSs} - f_{bmXi} \\
 v_{10PIT} &= i_{PXm} - f_{plant} \cdot i_{PXi} - (1 - f_{plant}) \cdot i_{PXs} \\
 v_{10NH4} &= i_{NXm} - f_{plant} \cdot i_{NXi} - (1 - f_{plant}) \cdot i_{NXs} \\
 v_{17PIT} &= v_{19PIT} = i_{PXp} - f_{XpSs} \cdot i_{DQOXp} \cdot i_{PSs} - (i_{DQOXp}(1 - f_{XpSs} - f_{XpXi})) \cdot i_{PXs} - f_{XpXi} \cdot i_{DQOXp} \cdot i_{PXi} \\
 v_{17NH4} &= v_{19NH4} = i_{NXp} - f_{XpSs} \cdot i_{DQOXp} \cdot i_{NSs} - (i_{DQOXp}(1 - f_{XpSs} - f_{XpXi})) \cdot i_{NXs} - f_{XpXi} \cdot i_{DQOXp} \cdot i_{NXi} \\
 v_{17Xs} &= v_{19Xs} = i_{DQOXp} \cdot (1 - f_{XpSs} - f_{XpXi})
 \end{aligned}$$

En la Figura 7.5, Figura 7.6 y Figura 7.7 se representan esquemáticamente los procesos que influyen sobre los componentes implicados en la modelación del nitrógeno, de la materia orgánica y del fósforo, respectivamente.

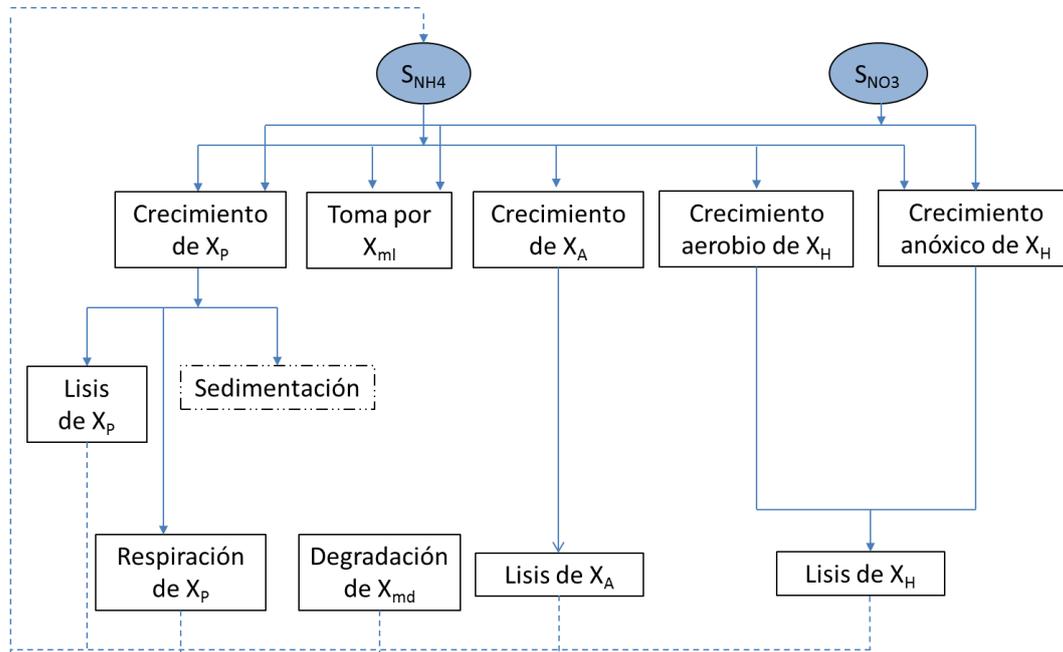


Figura 7.5. Esquematación de los componentes y procesos implicados en la modelación del nitrógeno.

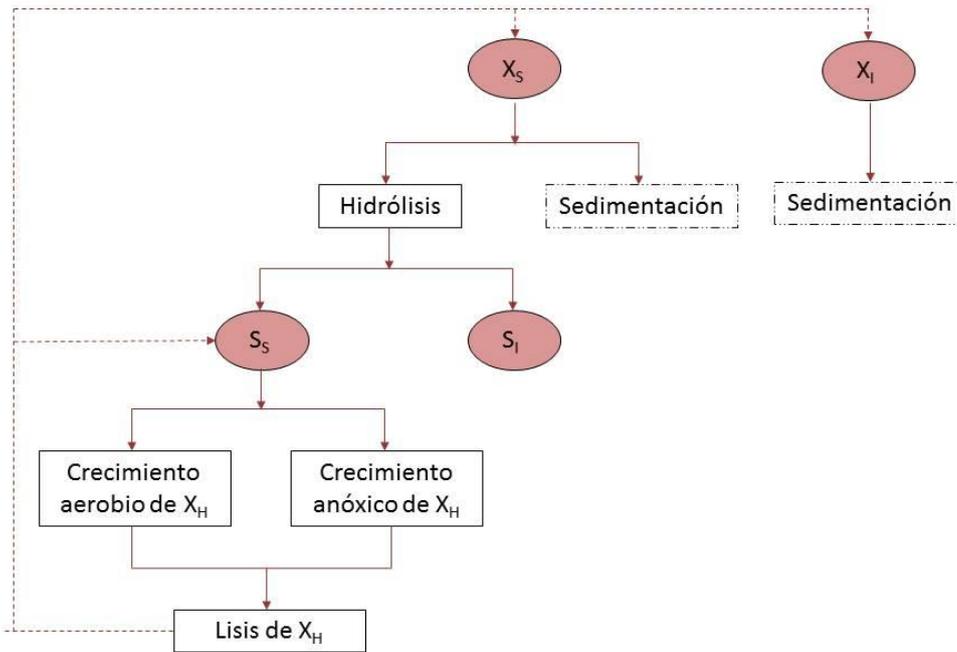


Figura 7.6. Esquematación de los componentes y procesos implicados en la modelación de la materia orgánica.

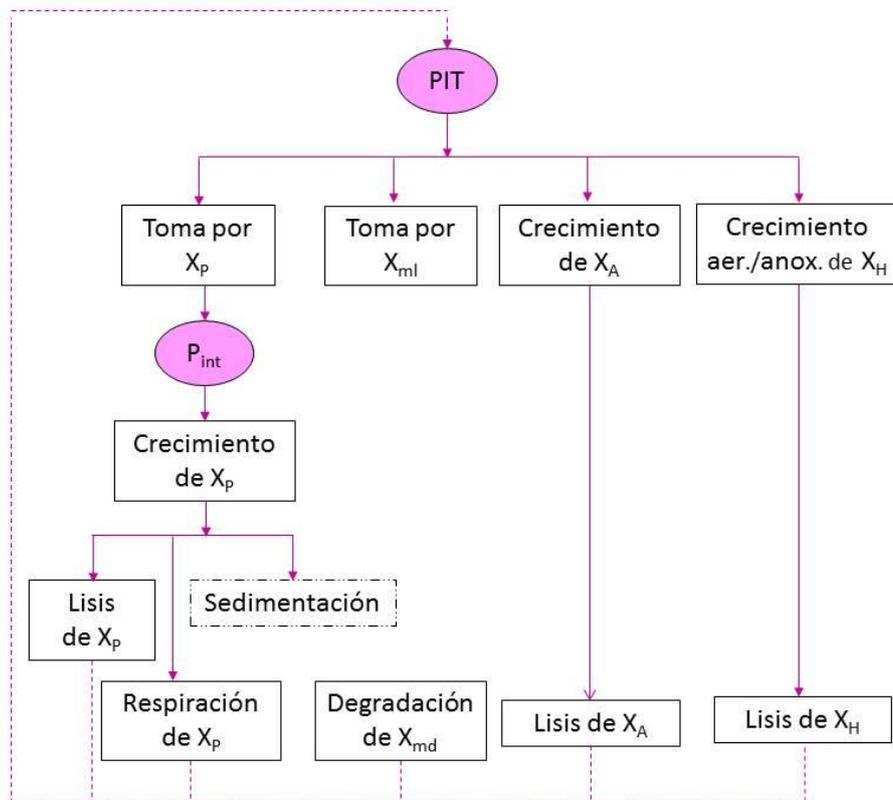


Figura 7.7. Esquematación de los componentes y procesos implicados en la modelación del fósforo.

7.3. Procedimientos de calibración y validación

Al igual que en el capítulo anterior, la ampliación del modelo en la que se simulan los sólidos totales en suspensión, el fitoplancton, el fósforo, el nitrógeno y la materia orgánica se calibró y validó en los HAFS FG1 y FG2, respectivamente.

A continuación se indica el procedimiento seguido para calibrar el modelo. En primer lugar se estableció la fragmentación de la materia orgánica medida experimentalmente en los cuatro componentes incluidos en el modelo (es decir, X_s , X_i , S_s y S_i). A continuación se determinaron los parámetros i_{NXp} , i_{DQOXp} , i_{NXm} , i_{PXm} , i_{Nbm} y los contenidos de nitrógeno y fósforo en X_s , X_i , S_s y S_i . Para la calibración del resto de parámetros incluidos en el modelo, se asignaron inicialmente valores bibliográficos y se modificaron mediante prueba y error aquellos que fueron necesarios para conseguir un buen ajuste entre las concentraciones observadas y simuladas. Posteriormente se validó el modelo en el humedal FG2 mediante la monitorización realizada durante el mismo periodo de tiempo (abril de 2009 – abril de 2012).

Al igual que en el capítulo anterior, los HAFS FG1 y FG2 se simularon considerando que el agua a tratar procede del punto P0a.

Las variables utilizadas para llevar a cabo la calibración y la validación son amonio, nitrato, NT, NO, DQO_T y DQO_S . De estas, el amonio y el nitrato son los dos componentes simulados en el modelo M2 cuya concentración observada se midió directamente en el efluente de los HHAA, y por ello se les presta una atención especial durante los procesos de calibración y validación.

La bondad de los ajustes conseguidos entre las concentraciones observadas y simuladas se cuantificó mediante la raíz cuadrada del error cuadrático medio (Ec. 4.13).

7.3.1. Fraccionamiento de la materia orgánica

En los análisis experimentales de calidad de aguas eutróficas se determinan habitualmente las concentraciones de la materia orgánica total y soluble, es decir, la DQO_T y la DQO_S , pero no se suelen medir las fracciones de la materia orgánica reactiva e inerte simuladas en los modelos de tipo ASM (X_s , X_i , S_s y S_i). Por otra parte, en la revisión bibliográfica realizada no se encontraron modelos de calidad de aguas eutróficas en los que se dividiera la materia orgánica en estos cuatro componentes y que por lo tanto pudieran servir como referencia para fraccionar la materia orgánica influente a los HAFS FG1 y FG2. No obstante, sí que se han realizado trabajos (Caselles-Osorio & García, 2006; Caselles-Osorio et al., 2007) en los que se estudia el funcionamiento de los HAFSS tratando diferentes tipos de materia orgánica: en un caso se trató almidón como materia orgánica particulada lentamente biodegradable y en otro se utilizó la glucosa como materia orgánica soluble y rápidamente biodegradable. Se observó que estas diferencias en la biodegradabilidad de la materia orgánica dieron lugar a resultados muy similares. Por lo tanto, aunque el fraccionamiento es necesario para la aplicación de modelos mecanicistas, García et al. (2010) señalan que los HAFSS no parecen ser muy sensibles al tipo de biodegradabilidad de la materia orgánica. Aunque no se dispone de estudios de este

tipo realizados en humedales artificiales de flujo superficial, cabría esperar que los resultados fueran parecidos.

Atendiendo a los estudios previos comentados y dado que se carece de referencias bibliográficas para establecer la partición de la materia orgánica en este tipo de aguas, se estableció el fraccionamiento de la materia orgánica en los HAFS FG1 y FG2 a partir del análisis realizado en febrero de 2010 en el punto P0a.

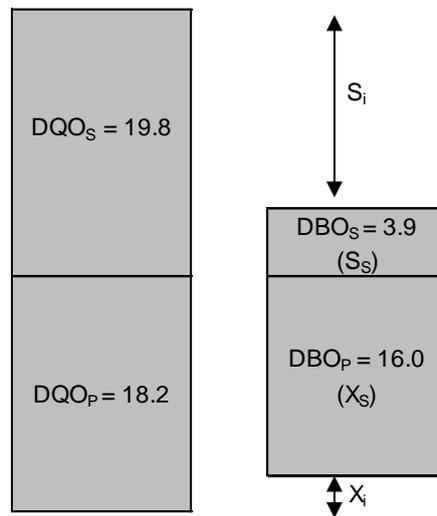


Figura 7.8. Esquematación de la fragmentación de la materia orgánica establecida en el punto P0a el 12/02/2010.

El 12/02/2010 se midió en la corriente influente a FG1 la DQO_T , DQO_S , DBO_T y DBO_S . Estas determinaciones se utilizaron para establecer el fraccionamiento de la materia orgánica, asumiendo para ello las siguientes premisas: la DBO_S corresponde a S_S , la DBO_P a X_S , la diferencia entre la DQO_S y la DBO_S corresponde a la fracción inerte soluble y la diferencia entre DQO_P y DBO_P a la fracción inerte particulada (Figura 7.8). Los valores medidos fueron: $DQO_T=38 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, $DQO_S=19.8 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, $DBO_T=19.9 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ y $DBO_S=3.9 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. Por lo tanto, se determinó que la DQO_P corresponde en un 88% a X_S y en un 12% a X_i , mientras que un 20% de la DQO_S es S_S y un 80% es S_i .

Esta distribución se aplicó a las medidas de DQO_T y DQO_S realizadas en los puntos P0a, P1 y P2 durante el periodo de estudio para obtener el fraccionamiento de la materia orgánica (Figura 7.9).

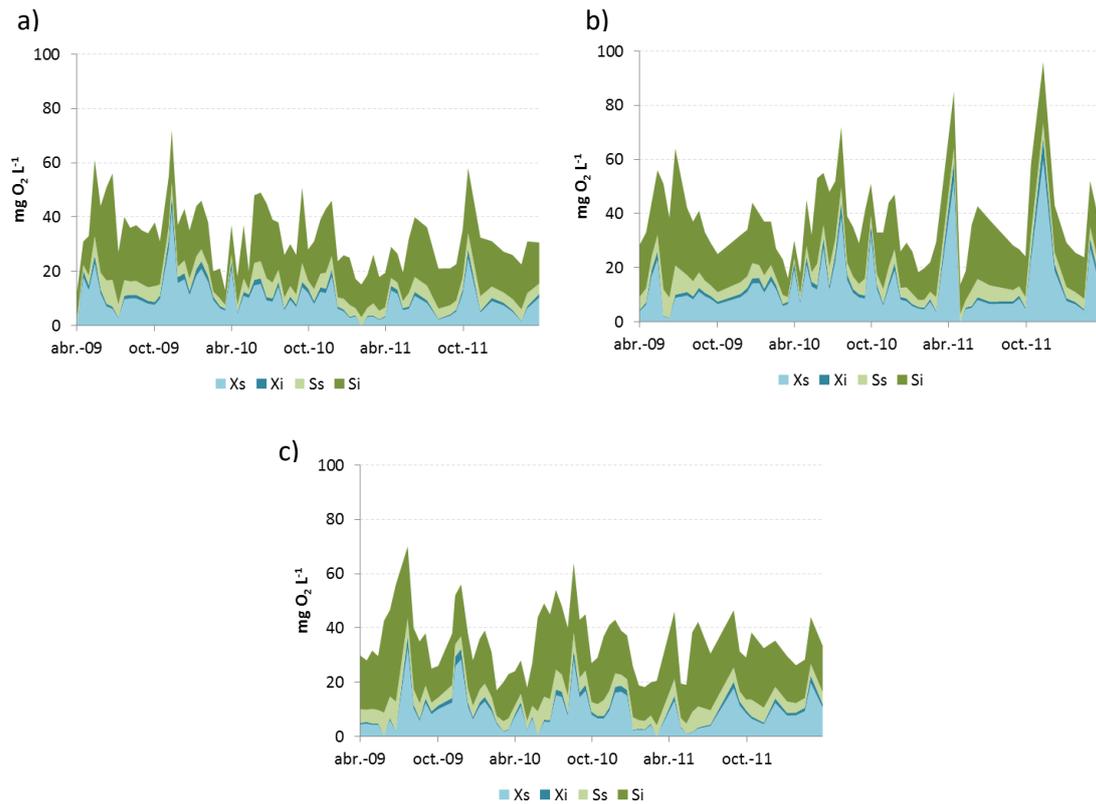


Figura 7.9. Fraccionamiento de la materia orgánica en los puntos (a) P0a, (b) P1 y (c) P2.

7.3.2. Determinación del nitrógeno contenido en el fitoplancton, en la vegetación y en la materia orgánica

El nitrógeno contenido en el fitoplancton (i_{NXp} , $\text{mg N mg Cl } a^{-1}$) se determinó a partir del contenido en carbono calculado en el apartado anterior y de la ratio de Redfield:

$$i_{NXp} = 42.70 \frac{\text{mg C}}{\text{mg Cl } a} \cdot \frac{7.23 \text{ mg N}}{41.03 \text{ mg C}} = 7.52 \text{ mg N mg Cl } a^{-1} \quad \text{Ec. 7.15}$$

Por lo tanto, el coeficiente i_{NXp} fue de $7.52 \text{ mg N mg Cl } a^{-1}$ para el fitoplancton contenido en el agua tratada en los HAFS FG1 y FG2.

La materia orgánica contenida en el fitoplancton (i_{DQOxp} , $\text{mg O}_2 \text{ mg Cl } a^{-1}$) se calculó a partir de la relación DQO:C de $2.67 \text{ mg O}_2 \text{ mg C}^{-1}$, con lo cual se determinó el valor de $i_{DQOxp}=114.01 \text{ mg O}_2 \text{ mg Cl } a^{-1}$.

El contenido en nitrógeno y fósforo en la vegetación emergente de los HAFS FG1 y FG2 (i_{NXm} e i_{PXm} , respectivamente), que es principalmente *Typha spp.*, se calculó a partir del trabajo realizado por Hernández-Crespo et al. (2016) en estos mismos HAFS. En este estudio se determinaron las concentraciones medias de nitrógeno y fósforo en la *Typha spp.* ($12.1 \text{ g N kg dw}^{-1}$ y $2.1 \text{ g P kg dw}^{-1}$) así como el contenido en cenizas de la misma (6%).

A partir del contenido en cenizas se calculó la relación entre la materia orgánica y el peso seco de *Typha* spp. Teniendo en cuenta que el contenido en cenizas corresponde al porcentaje de sólidos no volátiles y aplicando la relación generalmente establecida de 1.42 mg DQO mg SSV⁻¹, donde SSV es la concentración de sólidos volátiles, se obtuvo que la relación entre la materia orgánica y el peso seco de la *Typha* spp. en los HAFS FG1 y FG2 fue de 1.33 g DQO kg dw⁻¹.

$$0.94 \frac{\text{mg SSV}}{\text{mg dw}} \cdot \frac{1.42 \text{ mg DQO}}{\text{mg SSV}} = 1.33 \frac{\text{mg DQO}}{\text{mg dw}}$$

Este valor es muy similar a los obtenidos por Rousseau (2005) para *Phragmites australis*: 1.17 para la parte viva, 1.19 para la parte muerta y 1.14 g DQO kg dw⁻¹ para los detritos.

Por lo tanto, se calculó que el contenido en nitrógeno y fósforo en la *Typha* spp. de los HAFS FG1 y FG2 fue de $i_{NXm}=0.0091 \text{ mg N mg DQO}^{-1}$ y $i_{PXm}=0.00158 \text{ mg P mg DQO}^{-1}$, respectivamente. Este valor de i_{NXm} es menor que el obtenido en el estudio de Rousseau ($0.032 \text{ mg N mg DQO}^{-1}$).

Las concentraciones de nutrientes en las fracciones de la materia orgánica se calibraron a partir de los valores calculados de i_{NXm} e i_{PXm} . Estos contenidos de nitrógeno y fósforo en la vegetación macrófita son menores que las concentraciones habitualmente asignadas a las fracciones de la materia orgánica en los modelos de la serie ASM, que varía entre 0.01-0.07 mg N mg DQO⁻¹ y 0.0-0.01 mg P mg DQO⁻¹ (Henze et al., 2000). Por lo tanto, no fue posible utilizar estas concentraciones de nitrógeno y fósforo para la materia orgánica, ya que de haberlo hecho se hubieran cometido errores en los balances de materia que se aplican para obtener los coeficientes U_{10PIT} y U_{10NH4} del proceso de degradación de X_{md} . La degradación de la biomasa de las macrófitas muertas genera materia orgánica y el nitrógeno y fósforo contenido en dicha materia orgánica no puede ser mayor al que contenían las macrófitas. Por lo tanto, fue necesario reasignar los valores de las concentraciones de nutrientes en las fracciones de la materia orgánica (X_s , X_i , S_s y S_i). De este modo, las concentraciones de nitrógeno y fósforo en estas fracciones se fijaron en un 10% de las indicadas por Henze et al. (2000) (Tabla 7.5), con lo cual se cumplen todos los balances de materia incluidos en el modelo desarrollado.

Tabla 7.5. Contenidos de nitrógeno y fósforo en las fracciones de la materia orgánica.

Parámetro	Descripción	Valor
i_{NSs}	Contenido de nitrógeno en S_s (mg N mg DQO ⁻¹).	0.003
i_{NSi}	Contenido de nitrógeno en S_i (mg N mg DQO ⁻¹).	0.001
i_{NXs}	Contenido de nitrógeno en X_s (mg N mg DQO ⁻¹).	0.004
i_{NXi}	Contenido de nitrógeno en X_i (mg N mg DQO ⁻¹).	0.003
i_{PSs}^{11}	Contenido de fósforo en S_s (mg P mg DQO ⁻¹).	0.001
i_{PSi}	Contenido de fósforo en S_i (mg P mg DQO ⁻¹).	0.000
i_{PXs}	Contenido de fósforo en X_s (mg P mg DQO ⁻¹).	0.001
i_{PXi}	Contenido de fósforo en X_i (mg P mg DQO ⁻¹).	0.001

El fraccionamiento del fósforo se obtuvo de forma distinta a la indicada en el Capítulo 6, ya que los componentes utilizados en el modelo M2 son diferentes. Una vez conocido el fósforo

¹¹ Esta relación de 0.001 mg P mg DQO⁻¹ fue la que se utilizó en el capítulo anterior para calcular el fósforo orgánico (PO) a partir de la DQO.

contenido en la materia orgánica de la corriente de entrada se calculó el fósforo inorgánico particulado como la diferencia entre el fósforo total y el resto de formas de fósforo (Ec. 7.14).

Respecto a las concentraciones iniciales de los componentes, éstas son las observadas en los efluentes de cada sistema (puntos P1 y P2, respectivamente) durante la primera campaña de monitorización (06/04/2009) (Tabla 7.6). En cuanto a las concentraciones iniciales de microorganismos, éstas se han fijado en 0.001 mg DQO L⁻¹ siguiendo las indicaciones de Samsó & Garcia (2013), con las cuales se pretende recrear la situación de partida del sistema a la vez que se minimiza el impacto de dichas condiciones iniciales establecidas de forma forzada. Se asume que la concentración de microorganismos influente con el agua a tratar es de 0 mg DQO L⁻¹.

Tabla 7.6. Concentraciones iniciales de los componentes en los HAFS FG1 y FG2, para el modelo M2.

Componente	Unidades	Concentración inicial	
		FG1	FG2
S _{NH4}	mg N L ⁻¹	0.134	0.005
S _{NO3}	mg N L ⁻¹	0.848	0.018
S _s	mg DQO L ⁻¹	4.82	4.96
S _i	mg DQO L ⁻¹	19.28	19.84
X _H	mg DQO L ⁻¹	0.001	0.001
X _A	mg DQO L ⁻¹	0.001	0.001
X _s	mg DQO L ⁻¹	3.87	4.4
X _i	mg DQO L ⁻¹	0.53	0.6
X _{ml}	g DQO m ⁻²	505.4	505.4
X _{md}	g DQO m ⁻²	0.005	0.005
PIT	mg P L ⁻¹	0.421	0.093
P _{int}	mg P mg Cl α ⁻¹	0.52	0.52
X _p	mg Cl α L ⁻¹	0.007	0.001
X _{SST}	mg L ⁻¹	16.5	10.1

7.3.3. Concentración en la corriente de deposición atmosférica

En la Tabla 7.7 se muestran las concentraciones de todos los componentes en el agua de deposición atmosférica. El contenido de fitoplancton en esta corriente es nulo, así como también las concentraciones de microorganismos y las biomasas de macrófitas.

Tabla 7.7. Concentración y carga de entrada de los distintos componentes en la corriente de deposición atmosférica.

Componente	Concentración en la corriente de deposición atmosférica (mg L ⁻¹)	Carga de entrada por deposición atmosférica (mg m ⁻² d ⁻¹)
S _{NH4}	0.833	0.435
S _{NO3}	1.09	0.630
S _s	10.28	6.012
S _i	41.12	24.047
X _H	0.0	0.0
X _A	0.0	0.0
X _s	71.72	41.942
X _i	9.78	5.719
X _{ml}	0.0	0.0
X _{md}	0.0	0.0
PIT	0.752	0.438
P _{int}	0.0	0.0
X _p	0.0	0.0
X _{SST}	86.98	51.25

7.3.4. Determinación de las concentraciones de oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto es una variable de entrada en el modelo desarrollado, es decir, no se simula su concentración sino que sus valores se introducen como datos de entrada.

La serie de datos a introducir tiene un incremento de tiempo de 0.5 d, de forma que para cada día un valor corresponde a las condiciones diurnas y el otro a las nocturnas. Dado que la monitorización de los puntos P0a, P1 y P2 se realizó siempre a la misma hora del día (entre las 9.00h y las 11.00h, GMT+1 en horario de verano y GMT+2 en horario de invierno), se consideró que estas medidas corresponden a las concentraciones diurnas de OD, realizándose una interpolación lineal para los días entre muestreos. Las concentraciones medias mensuales registradas en los puntos P1 y P2 se muestran en la Figura 7.10a. Para determinar las concentraciones nocturnas de OD se utilizaron los registros realizados en continuo durante 24 horas. Así, como las concentraciones de OD varían a lo largo del año, se fijó una concentración nocturna de OD para cada estación del año, la cual se estableció como el valor mínimo registrado durante la monitorización realizada en continuo en cada estación del año. Por lo tanto, las concentraciones nocturnas se fijaron en 5.03 mg O₂ L⁻¹ en primavera, 1.27 mg O₂ L⁻¹ en verano, 0.61 mg O₂ L⁻¹ en otoño y 3.51 mg O₂ L⁻¹ en invierno (Figura 7.10b). Estas concentraciones, que fueron determinadas en el punto P1 (efluente de FG1 e influente de FG2), se asumen como los valores mínimos de ambos HAFS. Se consideró que la concentración de OD varía linealmente entre los valores de concentración mínima y máxima.

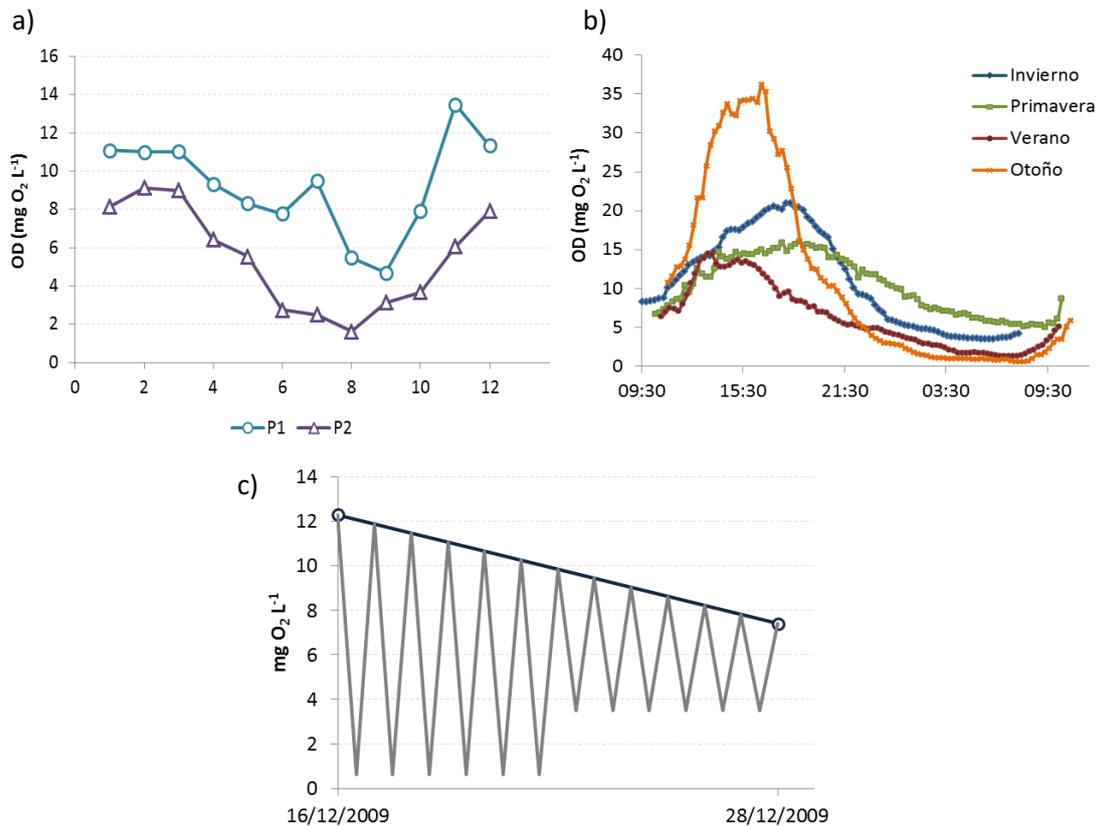


Figura 7.10. (a) Concentraciones diurnas medias mensuales de OD monitorizadas en P1 y P2. (b) Evolución temporal del OD a lo largo de 24 horas en cada estación del año, en el punto P1. (c) Detalle de la interpolación de los valores diurnos y nocturnos de OD entre dos días de monitorización.

En la Figura 7.10c se muestra un detalle de las concentraciones de oxígeno disuelto introducidas al modelo para dos días consecutivos de monitorización. Se muestra la concentración de OD medido *in situ* durante la mañana de los días 16 y 28 de diciembre de 2009 (puntos rojos). De la interpolación lineal entre ambos valores se obtuvieron las concentraciones diurnas de OD (línea roja) y la concentración nocturna fue de 3.51 mg O₂ L⁻¹ hasta el día 21 de diciembre y de 0.61 a partir de ese momento, debido al cambio de estación.

7.3.5. Determinación de X_{ml} y X_{md}

Las biomásas de macrófitas vivas y muertas fueron introducidas como variables de entrada al modelo, puesto que el objetivo del mismo no es modelar los componentes X_{ml} y X_{md} sino estudiar su influencia en las concentraciones de nitrógeno, fósforo y materia orgánica.

Puesto que no se dispuso de medidas directas de la evolución temporal de la biomasa de las macrófitas en los HAFS FG1 y FG2, X_{ml} y X_{md} se calcularon a partir de la cobertura vegetal y del valor máximo de biomasa aérea determinado para los humedales FG1 y FG2 por Hernández-Crespo et al. (2016). Dado que la biomasa existente en ambos sistemas no fue homogénea en toda la superficie, se asumió que la densidad de macrófitas cuando la celda estaba completamente vegetada (CV=1) era la mitad del valor máximo determinado en el estudio

previamente citado: 0.95 kg m^{-2} . Por lo tanto, la evolución temporal de la biomasa total de macrófitas ($X_{ml} + X_{md}$) se obtuvo multiplicando esta densidad máxima calculada por la CV existente en cada momento y aplicando la ratio de $1.33 \text{ g DQO g dw}^{-1}$, anteriormente calculada, para expresar la biomasa en unidades de masa de DQO por unidad de superficie.

La distribución de la biomasa total de macrófitas entre X_{ml} y X_{md} se realizó teniendo en cuenta las observaciones realizadas in situ y la gestión llevada a cabo en los HAFS. La biomasa de macrófitas muertas se consideró nula al principio del periodo de estudio porque ambos sistemas acababan de ser plantados con *Thypha* spp. joven en abril de 2009. En FG1, dado que la vegetación se segó tras el primer año de operación (en octubre de 2010) y la cobertura vegetal fue nula a partir de ese momento, se consideró que toda la biomasa que había existido era X_{ml} (Figura 7.11). Por el contrario, el humedal FG2 no se cosechó y la vegetación sufrió un proceso continuado de muerte y degradación desde marzo de 2010 hasta el final del periodo de estudio. Por lo tanto, en FG2 se estableció una distribución entre X_{ml} y X_{md} basada en las observaciones realizadas *in situ* de forma que la suma de X_{ml} y X_{md} corresponde en todo momento a la densidad de biomasa total calculada en el sistema.

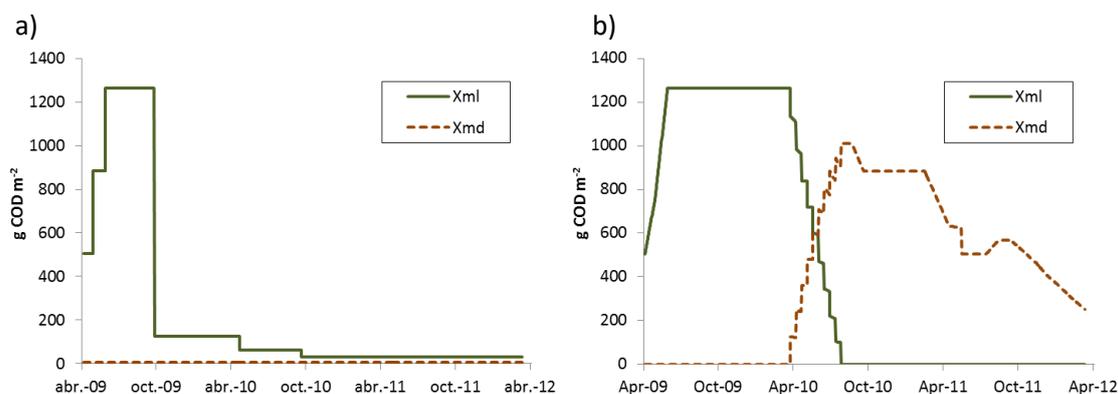


Figura 7.11. Evolución temporal de X_{ml} y X_{md} (g DQO m^{-2}) en (a) FG1 y (b) FG2.

Siguiendo a Kadlec & Wallace (2009), la época de crecimiento para la *Typha* spp. se consideró entre febrero y mediados de septiembre.

7.4. Resultados de la ampliación del modelo para la simulación del nitrógeno y de la materia orgánica

A continuación se muestran los resultados obtenidos en la calibración y en la validación del modelo M2, realizados en los HAFS FG1 y FG2, respectivamente. Posteriormente, se presentan las contribuciones de los procesos modelados en la eliminación de los componentes estudiados.

7.4.1. Resultados de calibración y validación

En primer lugar, se simuló el humedal FG1 aplicando la matriz estequiométrica descrita en la Tabla 7.2, las expresiones cinéticas de la Tabla 7.3, los valores de los parámetros obtenidos anteriormente y utilizando los valores indicados por Henze et al. (2000); Reichert et al. (2001); Rousseau (2005); Langergraber et al. (2009) para el resto de parámetros.

Los resultados obtenidos en este primer paso no permitieron reproducir adecuadamente las concentraciones de amonio y nitrato observadas en el efluente de FG1 y se obtuvieron valores de RMSE muy elevados. Es más, las concentraciones simuladas eran más similares a las observadas en el influente que en el efluente, lo cual indicaba que no se estaba simulando adecuadamente el funcionamiento del HAFS.

Se decidió estudiar detalladamente la simulación del amonio y del nitrato para averiguar por qué el modelo no reproducía el funcionamiento del humedal artificial. En el caso del amonio, el principal proceso de eliminación en la mayoría de humedales es la nitrificación (Kadlec & Wallace, 2009), es decir, el crecimiento de X_A , y la eliminación de nitrato se produce básicamente por desnitrificación (Saeed & Sun, 2012), esto es, mediante el crecimiento anóxico de X_H . Por lo tanto, se revisaron estos procesos.

La primera comprobación que se realizó fue la existencia de una población microbiana adecuada de X_A y X_H , y tal como se muestra en la Figura 7.12 se observó que las concentraciones de ambos microorganismos eran muy bajas. El crecimiento de X_A fue nulo y su concentración disminuyó desde el valor inicial de $0.001 \text{ mg DQO L}^{-1}$ hasta cero durante las cuatro etapas en las que se dividió el periodo de investigación (Figura 7.12). Los microorganismos heterótrofos, que tienen una velocidad de crecimiento más rápida (Henze et al., 2000), muestran una concentración media de $2.85 \text{ mg DQO L}^{-1}$, con picos de hasta 10 mg DQO L^{-1} . Sin embargo, estas concentraciones son muy bajas si se comparan con los $200 \text{ mg DQO L}^{-1}$ observados por Samsó & Garcia (2013) o los valores de hasta 2000 mg kg^{-1} referenciados por Langergraber & Šimůnek (2012).

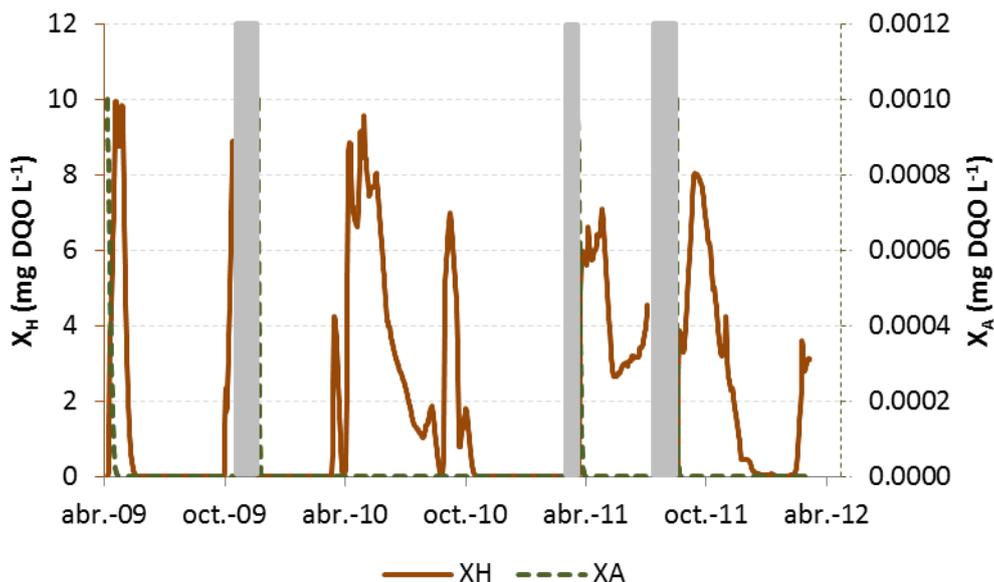


Figura 7.12. Concentraciones de X_A y X_H obtenidas en el primer paso de calibración de FG1. Las barras grises verticales indican los periodos de secado del sistema.

Por lo tanto, el siguiente paso fue averiguar cuál era el motivo por el que no crecían estos microorganismos. Tal como muestran las expresiones cinéticas (Tabla 7.3), el crecimiento de X_A puede estar limitado por la concentración de amonio, de oxígeno disuelto y de PID. Se calcularon los valores de las funciones Monod para cada uno de estos componentes utilizando para ello diferentes valores de los coeficientes de saturación/inhibición y se comprobó que la principal limitación venía marcada por la concentración de amonio, pero ésta no era suficiente para impedir el crecimiento de X_A (Figura 7.13).

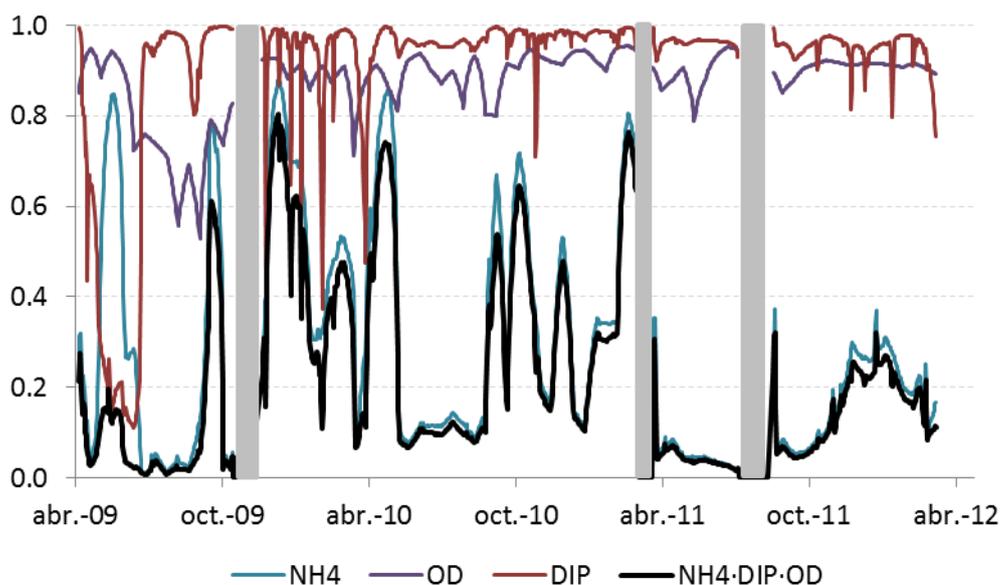


Figura 7.13. Valores de las funciones Monod para el crecimiento de X_A en el HAFS FG1. Las barras grises verticales indican los periodos de secado del sistema.

El mismo procedimiento se realizó para comprobar las limitaciones ejercidas por la materia orgánica, el amonio, el oxígeno disuelto y el PID en el crecimiento aerobio de X_H , y también el nitrato en el crecimiento anóxico. Se comprobó que las limitaciones tampoco eran suficientes para obtener unas concentraciones tan bajas de microorganismos heterótrofos.

Por lo tanto, la falta de crecimiento de X_A y X_H radicaba en otra causa.

Todos los componentes del modelo desarrollado e implementado en AQUASIM eran considerados variables móviles, es decir, eran transportados con el flujo del agua y exportados con el caudal efluente. Sin embargo, el modelo CW2D para HAFSS (Langergraber & Šimůnek, 2005) considera que los microorganismos son inmóviles, lo que significa que en lugar de estar en flotación en la columna de agua se encuentran fijados sobre las superficies disponibles del HA. Se indagó en esta característica porque aquí podía radicar la causa de que el modelo no simulara el crecimiento de los microorganismos.

Una situación similar se observó en el modelo Retraso-CWM1 (Llorens et al., 2011a), donde los microorganismos no se modelaron como componentes adheridos sobre la superficie sino en flotación y por lo tanto tenían un comportamiento similar al de los componentes solubles. En aquel caso, se introdujo una concentración constante de microorganismos en el influente a tratar, lo cual permitió la modelación de situaciones estacionarias pero no la simulación del crecimiento de las poblaciones microbianas (Samsó et al., 2014).

En el modelo aquí desarrollado se optó por introducir una herramienta matemática que permitiera la modelación de los microorganismos X_H y X_A como componentes inmóviles. Una forma sencilla de simular dicha inmovilidad en un compartimento completamente agitado en AQUASIM fue incluir una recirculación teórica de microorganismos en la que solamente las masas de X_A y X_H fueran recirculadas al compartimento de reacción con un caudal de 1 L d^{-1} , que resulta despreciable para el balance hidráulico del sistema (Figura 7.14).

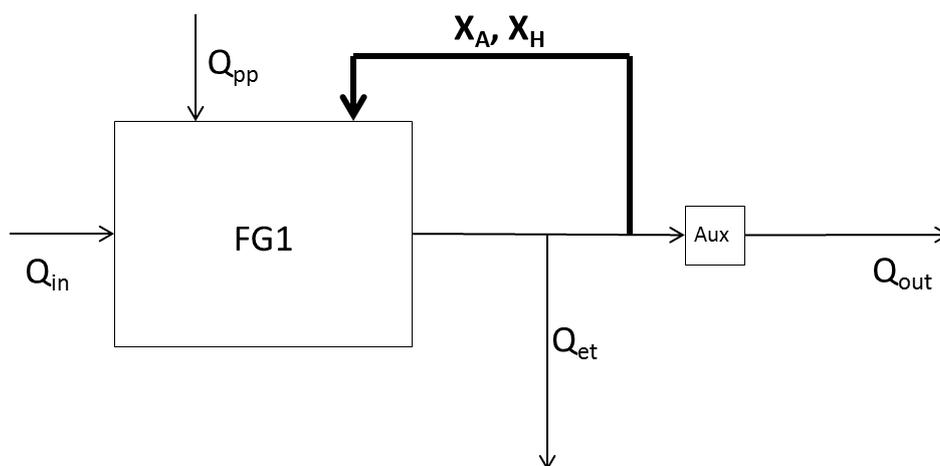


Figura 7.14. Esquema de la recirculación de X_A y X_H en el sistema FG1.

Tras incorporar dicha recirculación, se obtuvieron concentraciones de microorganismos más elevadas, comparables a las observadas en la bibliografía anteriormente citada (Figura 7.15) y,

tal como se describe a continuación, el modelo reprodujo adecuadamente las concentraciones de los componentes estudiados.

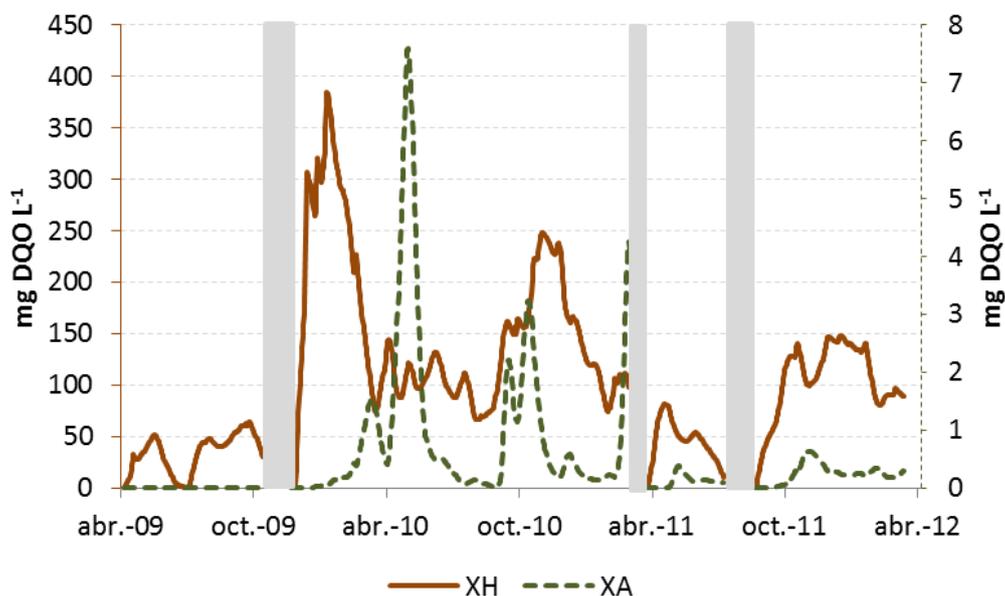


Figura 7.15. Evolución temporal de las concentraciones de X_A y X_H en FG1 considerando una recirculación del 99% de los microorganismos. Las barras grises verticales indican los periodos de secado del sistema.

La concentración media de X_A en FG1 durante el periodo de estudio aumentó de $2 \cdot 10^{-5}$ mg DQO L⁻¹ en la simulación en la que los microorganismos se consideran móviles a 0.76 mg DQO L⁻¹ si se consideran inmóviles, y la de X_H pasó de 2.85 mg DQO L⁻¹ a 107 mg DQO L⁻¹.

Por lo tanto, la biomasa de microorganismos en los HAFS FG1 y FG2 no se encuentra en flotación en la columna de agua sino que está inmóvil en los sistemas, fijada a las superficies disponibles (por ejemplo, sobre los tallos de la vegetación, en la superficie de la capa de sedimentos y en las paredes laterales de los sistemas).

Durante el proceso de calibración del modelo se calibró la fracción de microorganismos a recircular, ya que era posible que una parte de éstos se desprendieran de la superficie donde estaban fijados y salieran del sistema con el caudal efluente. Tras la calibración del modelo, los mejores resultados se obtuvieron considerando que la mayoría de microorganismos (99%) permanecían inmóviles en el sistema.

La recirculación aplicada a los microorganismos supone una herramienta matemática para la simulación de las características de inmovilidad de los microorganismos autótrofos y heterótrofos en un HAFS. El uso de esta herramienta es posible porque en este modelo no se persigue la realización de un estudio detallado del biofilm desarrollado en un HAFS sino la simulación de la eliminación del nitrógeno y de materia orgánica utilizando un modelo basado en procesos, el cual incluye, entre otros, el comportamiento de los microorganismos autótrofos y heterótrofos.

Tabla 7.8. Parámetros cinéticos del modelo de nitrógeno, materia orgánica, sólidos en suspensión, fitoplancton y fósforo.

Parámetro	Descripción	Valor	Referencia
Fitoplancton			
k_{mN}	Coeficiente de saturación para S_{NH_4} ($mg\ N\ L^{-1}$).	0.025	(1)
Hidrólisis			
K_h	Constante de velocidad de hidrólisis (d^{-1}).	3	(2)
O_h	Factor de corrección de la hidrólisis anóxica	0.6	(2)
$k_{hyd\ OD}$	Coeficiente de saturación/inhibición para el oxígeno ($mg\ O_2\ L^{-1}$).	0.2	(2)
K_x	Coeficiente de saturación/inhibición para la hidrólisis ($mg\ DQO_5$ $mg\ DQO_{bm}^{-1}$).	0.1	(2)
Bacterias heterótrofas			
μ_H	Velocidad máxima de crecimiento (d^{-1}).	5	(3)
b_H	Constante de velocidad de lisis (d^{-1}).	0.4	(2)
η_{NO_3}	Factor de corrección de la desnitrificación.	0.8	(2)
k_{NHH}	Coeficiente de saturación para S_{NH_4} ($mg\ N\ L^{-1}$).	0.05	(2)
k_{NOH}	Coeficiente de saturación/inhibición para S_{NO_3} ($mg\ N\ L^{-1}$).	0.05	E.E.
k_S	Coeficiente de saturación para S_S ($mg\ DQO\ L^{-1}$).	0.005	E.E.
k_{OH}	Coeficiente de saturación/inhibición para OD ($mg\ O_2\ L^{-1}$).	0.5	E.E.
K_{PH}	Coeficiente de saturación/inhibición para el PID ($mg\ P\ L^{-1}$).	0.001	E.E.
$\theta_{\mu H}$	Coeficiente de corrección de la temperatura para el crecimiento.	1.0718	(2)
θ_{bH}	Coeficiente de corrección de la temperatura para la lisis.	1.0718	(2)
θ_{K_h}	Coeficiente de corrección de la temperatura para hidrólisis.	1.014	(2)
Bacterias autótrofas			
μ_A	Velocidad máxima de crecimiento (d^{-1}).	1.2	E.E.
b_A	Constante de velocidad de lisis (d^{-1}).	0.15	(2)
k_{NHA}	Coeficiente de saturación para S_{NH_4} ($mg\ N\ L^{-1}$).	0.4	E.E.
k_{OA}	Coeficiente de saturación para OD ($mg\ O_2\ L^{-1}$).	1	(4)
k_{PA}	Coeficiente de saturación para el PID ($mg\ P\ L^{-1}$).	0.0005	E.E.
$\theta_{\mu A}$	Coeficiente de corrección de la temperatura para el crecimiento.	1.1107	(2)
θ_{bA}	Coeficiente de corrección de la temperatura para la lisis.	1.1161	(2)
Interacción con la capa de sedimentos			
v_{sX}	Velocidad de sedimentación de X_s y X_i ($m\ d^{-1}$).	0.03	E.E.
DO_{NH_4}	Coeficiente de difusión de S_{NH_4} ($m^2\ d^{-1}$).	$1.71 \cdot 10^{-4}$	(5)
DO_{NO_3}	Coeficiente de difusión de S_{NO_3} ($m^2\ d^{-1}$).	$1.64 \cdot 10^{-4}$	(5)
$\theta_{difu\ NH_4}$	Coeficiente de corrección de la temperatura para la difusión de S_{NH_4} .	1.0237	(5)
$\theta_{difu\ NO_3}$	Coeficiente de corrección de la temperatura para la difusión de S_{NO_3} .	1.0239	(5)
Plantas			
K_{pl}	Velocidad de crecimiento de las plantas (d^{-1}).	0.028	(6)
K_{deg}	Velocidad de degradación de las plantas (d^{-1}).	0.0025	E.E.
k_{NHP}	Coeficiente de saturación/inhibición para S_{NH_4} ($mg\ N\ L^{-1}$).	0.1	E.E.
k_{NOP}	Coeficiente de saturación para S_{NO_3} ($mg\ N\ L^{-1}$).	0.1	(7)
k_{PP}	Coeficiente de saturación/inhibición para el PID ($mg\ P\ L^{-1}$).	0.0005	E.E.
$\theta_{up\ plant}$	Coeficiente de corrección de la temperatura para la toma por las plantas.	1.09	(8)
θ_{deg}	Coeficiente de corrección de la temperatura para la degradación de las plantas.	1.0524	(9)

(1): Ambrose et al. (1988), (2): Henze et al. (2000), (3): McBride & Tanner (2000), (4): Langergraber & Šimůnek (2005), (5): Reddy & DeLaune (2008), (6): Hernández-Crespo et al. (2016), (7): Kadlec & Knight (1996), (8): Asaeda & Karunaratne (2000), (9): Álvarez & Bécares (2006), E.E.: este estudio.

Por lo tanto, la calibración de los parámetros incluidos en la Tabla 7.8 y en la Tabla 7.9 se realizó considerando dicha propiedad de inmovilidad que demostraron tener los microorganismos en el HAFS FG1. Los parámetros ya calibrados en el capítulo anterior mantuvieron su valor, y por lo tanto no se incluyen en estas tablas. En el proceso de validación también se modelaron los microorganismos como componentes inmóviles introduciendo una recirculación del 99% de las masas de X_H y X_A en el HAFS FG2.

El coeficiente $i_{DQO_{sed}}$ se calculó a partir del contenido en carbono medido en los sedimentos del HA FG1 durante las siete campañas de monitorización de sedimentos. Se obtuvo una porcentaje medio del contenido de carbono de $2.2 \pm 0.2\%$, que aplicando la relación $2.67 \text{ mg O}_2 \text{ mg C}^{-1}$ da una concentración de $0.06 \text{ mg DQO mg dw}^{-1}$.

Las concentraciones de amonio y nitrato en el agua intersticial del sedimento ($\text{NH}_{4_{sed}}$ y $\text{NO}_{3_{sed}}$, respectivamente), necesarias para calcular el proceso de difusión, se tomaron de los valores medidos por Hernández-Crespo (2013b) en los sedimentos del lago de l'Albufera (València). Se utilizó el valor medio observado en los primeros 10 cm del perfil: $55 \text{ mg NH}_4\text{-N L}^{-1}$ y $0.4 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$.

Al igual que en el capítulo anterior, debe tenerse en cuenta que los procesos de calibración y validación se han realizado para obtener un conjunto de valores de los parámetros utilizados que optimice el ajuste de las concentraciones simuladas con las observadas. Sin embargo, esto no descarta la posibilidad de que un conjunto diferente de valores también pudiera proporcionar ajustes adecuados.

Tabla 7.9. Parámetros de composición del modelo M2.

Parámetro	Descripción	Valor	Referencia
Y_H	Coefficiente de rendimiento de X_H ($\text{mg DQO}_{bm} \text{ mg DQO S}_S^{-1}$).	0.63	(2)
Y_A	Coefficiente de rendimiento de X_A ($\text{mg DQO}_{bm} \text{ mg N}^{-1}$).	0.24	(2)
f_{XpSs}	Fracción de S_S generada en la muerte y respiración de X_p ($\text{mg DQO}_{Ss} \text{ mg DQO}_{Xp}^{-1}$).	0.1	E.E.
f_{XpXi}	Fracción de X_i generada en la muerte y respiración de X_p ($\text{mg DQO}_{Xi} \text{ mg DQO}_{Xp}^{-1}$).	0.01	E.E.
f_{bmSs}	Fracción de S_S generada en la lisis de los microorganismos ($\text{mg DQO}_{Ss} \text{ mg DQO}_{bm}^{-1}$).	0.1	E.E.
f_{bmXi}	Fracción X_i generada en la lisis de los microorganismos ($\text{mg DQO}_{Ss} \text{ mg DQO}_{bm}^{-1}$).	0.01	E.E.
$f_{hyd,Si}$	Fracción de X_i generada en la hidrólisis ($\text{mg DQO}_{Si} \text{ mg DQO}_{Xs}^{-1}$).	0	(2)
f_{plant}	Fracción de X_i generada en la degradación de las plantas ($\text{mg DQO}_{Xi} \text{ mg DQO}_{Xmd}^{-1}$).	0.2	(10)
i_{NXp}	Contenido de N en X_p ($\text{mg N mg Cl } a^{-1}$).	7.52	E.E.
i_{DQOXp}	Contenido de DQO en X_p ($\text{mg DQO mg Cl } a^{-1}$).	114.01	E.E.
i_{Nbm}^{12}	Contenido de N en los microorganismos ($\text{mg N mg DQO}_{bm}^{-1}$).	0.07	(2)
i_{pbm}	Contenido de P en los microorganismos ($\text{mg P mg DQO}_{bm}^{-1}$).	0.01	E.E.
i_{NXm}	Contenido de N en las plantas ($\text{mg N mg DQO}_{Xmd}^{-1}$).	0.0091	(6)
i_{pXm}	Contenido de P en las plantas ($\text{mg P mg DQO}_{Xmd}^{-1}$).	0.0016	(6)
$i_{DQO_{sed}}$	Contenido de DQO en los sedimentos (mg DQO mg dw^{-1}).	0.06	E.E.

(10): Rousseau (2005).

¹² El subíndice *bm* hace referencia a la biomasa de los microorganismos, es decir, de X_H y X_A .

Los procesos de calibración y validación del modelo muestran que la máxima velocidad de crecimiento de los microorganismos heterótrofos en los HAFS FG1 y FG2 es ligeramente inferior al valor de 6 d^{-1} habitualmente utilizado en los modelos aplicados a humedales de flujo subsuperficial (Langergraber & Šimůnek, 2005; Langergraber et al., 2009; Mburu et al., 2012; Samsó & Garcia, 2013). Sin embargo, tal como se indica en la Tabla 7.8, dicho valor coincide con el utilizado por McBride & Tanner (2000) para la modelación de la eliminación de nitrógeno en HAFSS operados de forma intermitente. La máxima velocidad de crecimiento de los microorganismos autótrofos es muy similar a la utilizada por Reichert et al. (2001) para los microorganismos nitrificantes de la segunda etapa, con un valor intermedio entre el valor habitual de 1 d^{-1} de CWM1, CW2D o BIO-PORE y el valor de 1.5 d^{-1} utilizado por Pálffy & Langergraber (2014).

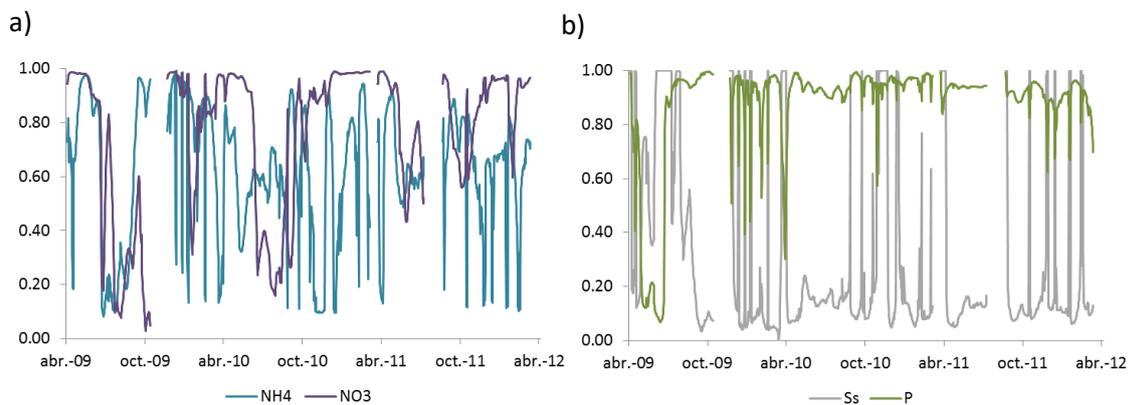


Figura 7.16. Valores de las funciones Monod para (a) el amonio y el nitrato y (b) la materia orgánica y el fósforo en el crecimiento de X_H en FG1.

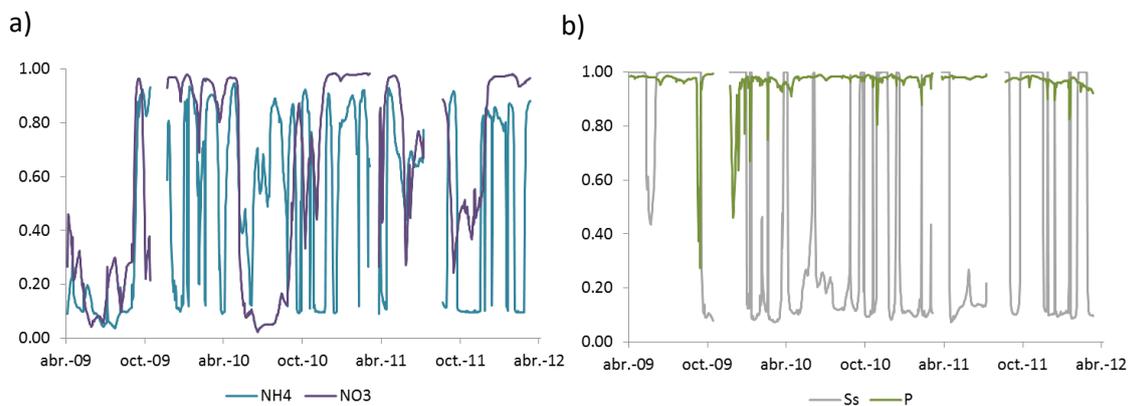


Figura 7.17. Valores de las funciones Monod para (a) el amonio y el nitrato y (b) la materia orgánica y el fósforo en el crecimiento de X_H en FG2.

En la Figura 7.16 y Figura 7.17 se observan las limitaciones de los diferentes parámetros que afectan al crecimiento de X_H en FG1 y FG2, tanto en condiciones aerobias como anóxicas. Como se puede observar, el factor más limitante para el crecimiento de X_H en ambos sistemas es la materia orgánica. Si simulamos la concentración de nitratos asumiendo dichas limitaciones, el modelo representa adecuadamente las concentraciones de salida alcanzadas

en el punto P2 (salida de FG2) pero no es capaz de reproducir las concentraciones observadas en el punto P1 (salida de FG1) porque se limita su eliminación por desnitrificación (crecimiento anóxico de X_H).

Se realizaron distintas simulaciones para mejorar la reproducción de las concentraciones de nitrato observadas en el sistema FG1 y se observó que si se asume una concentración de materia orgánica tal que no limite el crecimiento anóxico de X_H (es decir, la función monod de S_s para el crecimiento anóxico es igual a 1) se consigue una simulación muy buena de la eliminación de nitratos. En la Figura 7.18a se observa como la concentración simulada de nitratos teniendo en cuenta esta asunción (línea continua) refleja mucho mejor las concentraciones observadas a la salida del sistema FG1 que la simulación que no considera dicha asunción (línea discontinua). La masa de nitrato eliminado acumulado en FG1 se simula adecuadamente al adoptar este cambio para la limitación de la materia orgánica (Figura 7.18b).

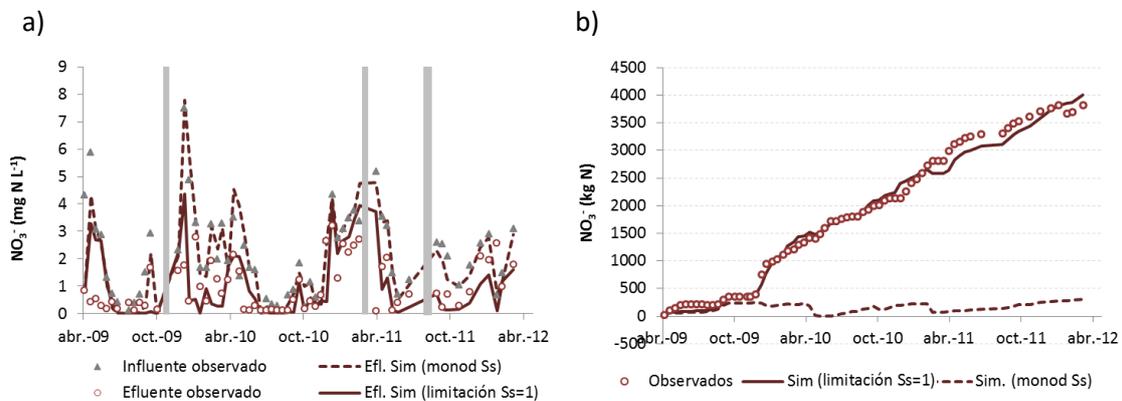


Figura 7.18. Simulación de (a) la concentración de nitratos en FG1 con la limitación inicial de S_s y asumiendo un valor de 1 para su función Monod y (b) masa de nitratos eliminada con y sin la limitación de S_s .

En FG2, la limitación ejercida por la materia orgánica en el crecimiento de X_H no impide una buena simulación de los componentes modelados, incluido el nitrato, por lo que en ella se aplicó la ecuación de monod para la S_s tal como aparece en la Tabla 7.3 y se calibró la constante K_s en $0.005 \text{ mg DQO L}^{-1}$.

Esta diferencia de comportamiento entre ambos humedales es debida a las condiciones específicas necesarias para llevar a cabo el proceso de desnitrificación, el cual implica el consumo de materia orgánica (S_s). Habitualmente, las concentraciones de OD en un HAFS restringen este proceso a las zonas más profundas, en la interfaz entre la columna de agua y la capa de sedimentos, donde frecuentemente se alcanzan condiciones de anoxia. En el caso del HAFS FG1, se observaron importantes acumulaciones de materia orgánica sobre el fondo del humedal, especialmente en las zonas laterales del mismo. Por lo tanto, los resultados de las simulaciones realizadas en este sistema sugieren que la materia orgánica necesaria para el crecimiento anóxico de X_H pudo estar suministrada desde estas acumulaciones. En FG2 estas acumulaciones son mucho más pequeñas, aportan menos materia orgánica y por lo tanto la fuente de S_s para la desnitrificación está limitada al contenido estricto de la columna de agua.

Por otra parte, la calibración de algunos coeficientes de saturación/inhibición muestra valores inferiores a algunos de los utilizados para el tratamiento de aguas residuales urbanas en HHAA de flujo subsuperficial (Langergraber & Šimůnek, 2005; Langergraber et al., 2009). Esta diferencia puede estar debida a que las referencias citadas utilizan los modelos para simular el tratamiento de aguas residuales urbanas, mientras que el modelo aquí desarrollado se aplica al tratamiento de aguas eutrofizadas. Tal como se comentó en el Capítulo 3, las concentraciones de amonio, nitrato y materia orgánica en este tipo de agua suelen ser menores que las típicas de las aguas residuales urbanas. Sin embargo, las oscilaciones en la concentración de OD dieron lugar a coeficientes más altos de inhibición/saturación para el oxígeno.

Se utilizó la velocidad de crecimiento de las macrófitas indicada por Hernández-Crespo et al. (2016) ($K_{pl} = 0.028 \text{ d}^{-1}$) y se calibró la velocidad de degradación en 0.0020 d^{-1} , valor muy similar al presentado por Álvarez & Bécares (2006) para la *Thypha* spp ($0.00094 - 0.01 \text{ d}^{-1}$). Así mismo, también es muy similar a los valores obtenidos por Marois & Mitsch (2016), quienes cifran la máxima productividad primaria de la *Thypha* spp. en 0.0255 d^{-1} y la de muerte en 0.0036 d^{-1} .

En la Figura 7.19a se observa el efecto del OD en el crecimiento de X_H en el HA FG1: por una parte, el efecto de saturación en el crecimiento aerobio y por otra el de inhibición en el crecimiento anóxico. En la ampliación de dicha figura (Figura 7.19b) se aprecia como estas limitaciones varían a lo largo del día, según cambia la concentración de OD entre el día y la noche. La limitación ejercida por la concentración de OD sigue un patrón muy similar en los dos sistemas, siendo algo más restrictiva en el sistema FG2 (Figura 7.19c).

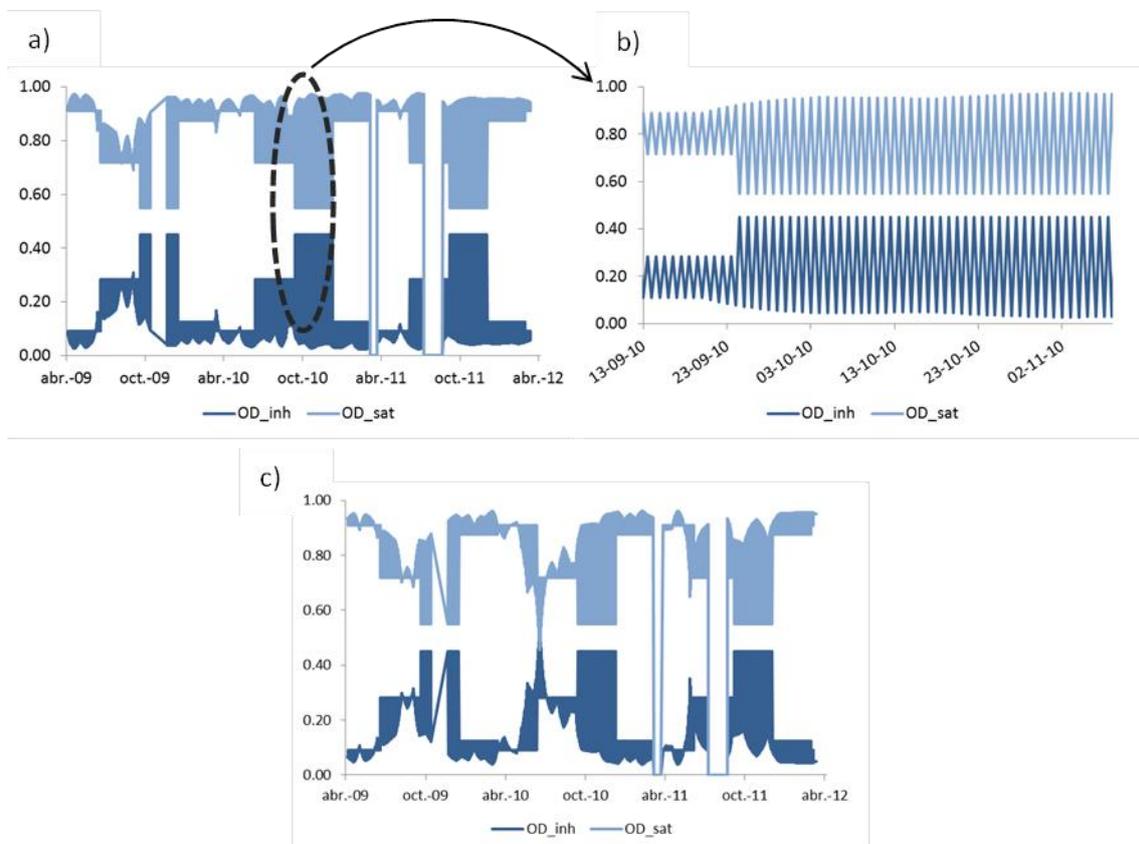


Figura 7.19. Valores de las funciones de Monod de saturación/inhibición del OD en el crecimiento de X_H en (a) FG1 y (c) FG2. (b) Detalle de los valores de dicha función entre 13/09/10 y 02/11/10 en FG1.

La principal limitación al crecimiento de los microorganismos autótrofos la ejerce la concentración de amonio, especialmente en el sistema FG2 (Figura 7.20). En cuanto al PID, la limitación es ligeramente inferior en el sistema FG2, ya que como se vio en la Tabla 6.11 del capítulo anterior, la concentración de PID era mayor en este humedal.

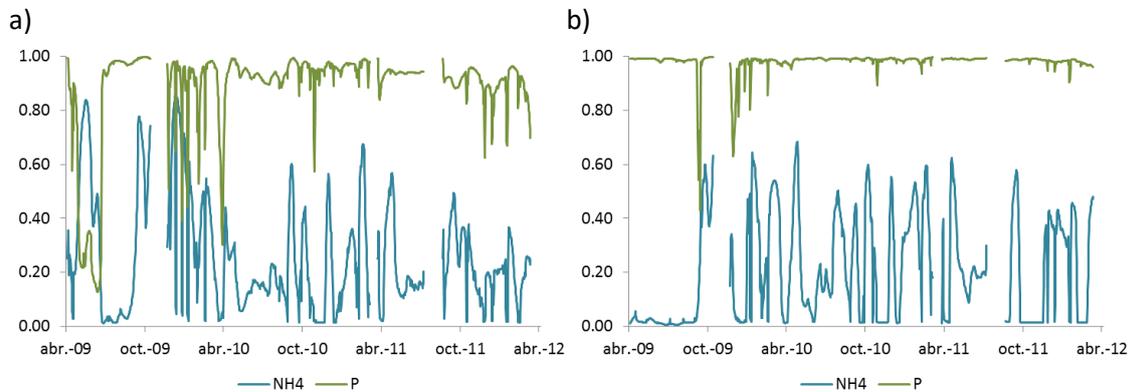


Figura 7.20. Valores de las funciones Monod para el amonio y el fósforo en el crecimiento de X_A en (a) FG1 y (b) FG2.

Tal como se ha indicado anteriormente, la alcalinidad es uno de los factores que afecta al proceso de nitrificación, y por tanto al crecimiento de X_A .

La alcalinidad fue incluida en la modelación de los fangos activados a partir del modelo ASM2 (Henze et al., 2000), si bien los modelos CWM1 y CW2D aplicados a la modelación de humedales artificiales de flujo subsuperficial no incluyen este parámetro. En el modelo ASM2 la alcalinidad se introduce para mantener la continuidad eléctrica en las relaciones biológicas y para poder detectar posibles valores bajos de pH, asumiendo que toda la alcalinidad está en forma de iones bicarbonato. Entre otros, los procesos de crecimiento aerobio de X_H y X_A producen una disminución de la alcalinidad, mientras que los procesos de hidrólisis y crecimiento anóxico de X_H la incrementan. Así mismo, la alcalinidad influye en las cinéticas de los crecimientos aerobios y anaerobios de X_H , en la fermentación, en el crecimiento de X_A y en la redisolución del fósforo precipitado.

Puesto que el proceso de nitrificación es especialmente sensible a la alcalinidad, se estudió su influencia en los sistemas FG1 y FG2 aplicando la función de Monod para la alcalinidad (Ec. 7.16) a los valores de alcalinidad medidos en los puntos P0a, P1 y P2 entre julio y diciembre de 2015 (n=8):

$$\frac{Alk}{k_{alk} + Alk} \quad \text{Ec. 7.16}$$

donde Alk ($\text{mol HCO}_3^- \text{ m}^{-3}$) es la concentración de alcalinidad y k_{alk} ($\text{mol HCO}_3^- \text{ m}^{-3}$) la constante de saturación. Utilizando el valor de $k_{alk}=0.5 \text{ mol HCO}_3^- \text{ m}^{-3}$ indicado en ASM2 y ASM2d (Henze et al., 2000), se obtuvo que la expresión Monod para la alcalinidad presentaba valores medios de 0.84 ± 0.03 para los tres puntos estudiados (Figura 7.21). Por lo tanto, la alcalinidad en estos sistemas y durante el periodo estudiado no ejerció una limitación sustancial en el

crecimiento de los microorganismos autótrofos. Se considera que en este caso está justificada la no inclusión de la alcalinidad como un componente, dado la complejidad que ello añadiría al modelo.

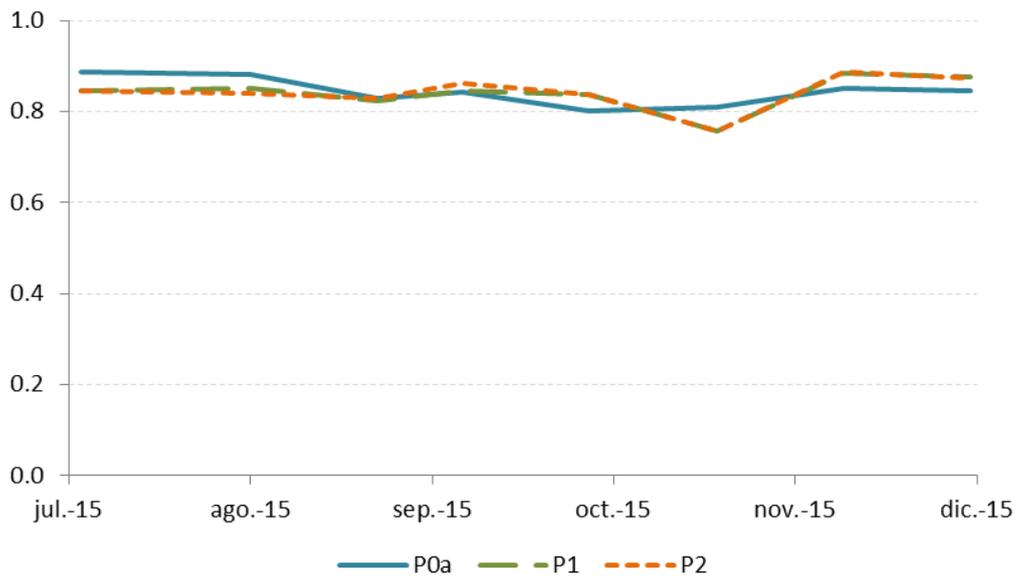


Figura 7.21. Valores de la función Monod para la alcalinidad en los puntos P0a, P1 y P2.

En el caso del fitoplancton, la mayor limitación para su crecimiento la establece la disponibilidad de fósforo, cuya función de Monod toma valores de entre 0.4-0.5 en ambos sistemas (Figura 7.22). La limitación del nitrógeno, aunque de mucha menor magnitud que la del fósforo, es mayor en FG2 que en FG1.

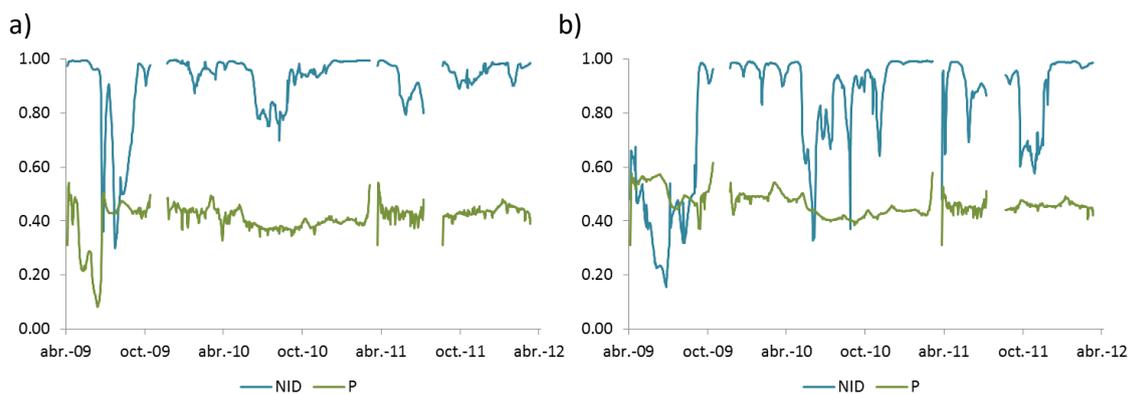


Figura 7.22. Limitación del crecimiento de X_p por el fósforo y por el NID en (a) FG1 y (b) FG2.

A la vista de los valores del factor de preferencia para el amonio en el crecimiento de X_p , el fitoplancton toma la mayoría del nitrógeno en forma de amonio (Figura 7.23). Este factor es mayor, en promedio, en el sistema FG1, donde el 72% del nitrógeno que consume el fitoplancton lo toma en forma de amonio, frente al 63% de FG2 (el FP_{NH_4} en FG1 es 0.72 ± 0.22 y en FG2 es 0.63 ± 0.31).

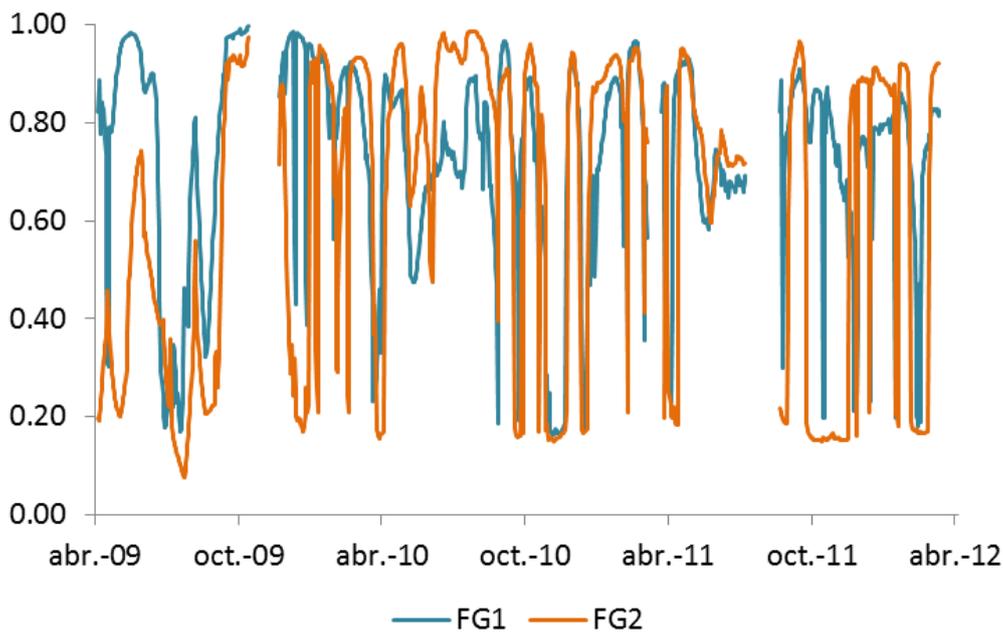


Figura 7.23. Valores del factor de preferencia FP_{NH_4} en el crecimiento de X_p .

En la Figura 7.24 y Figura 7.25 se muestran las limitaciones de los diferentes factores que afectan a la toma de nutrientes por las macrófitas, separados para los procesos de la toma de amonio y la de nitrato.¹³

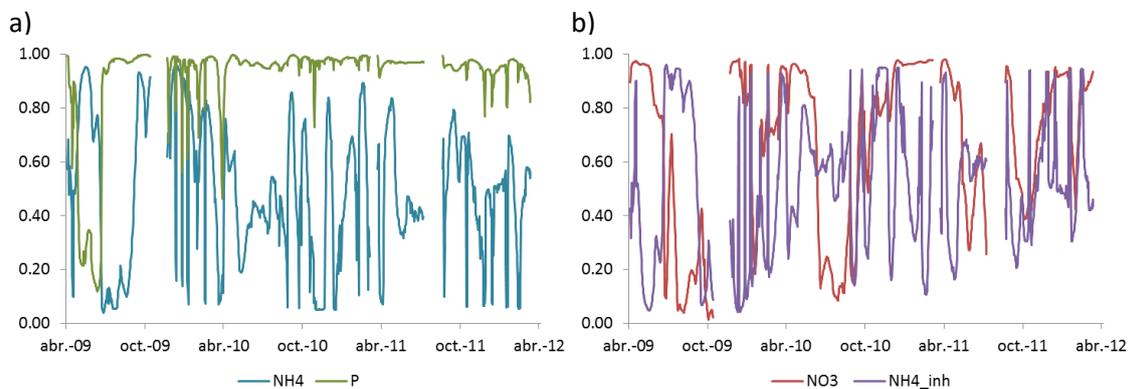


Figura 7.24. Valores de las funciones Monod para (a) el amonio y el fósforo en la toma de amonio por X_{ml} , y (b) el nitrato y la inhibición por amonio en la toma de nitrato por X_{ml} , en FG1.

Cabe destacar que estos resultados se han obtenido mediante la calibración del modelo desarrollado, el objetivo del cual no es la modelación temporal de la biomasa de macrófitas sino la simulación de la influencia de éstas en las concentraciones de las formas de nitrógeno

¹³ Dado que la limitación del fósforo es la misma para los dos procesos, sólo se presenta una vez junto a los factores que afectan al crecimiento basado en amonio (línea verde).

en la columna de agua. Por lo tanto, los resultados extraídos respecto a la toma de nutrientes por las macrófitas están condicionados a los supuestos asumidos en este modelo.

Según se observa, la toma de nutrientes por *Typha* spp. en los HAFS FG1 y FG2 está más limitada por la disponibilidad de nitrógeno que por la de fósforo. Respecto a la preferencia amonio-nitrato, la concentración de amonio limita la toma de nitrato en un 51% en FG1, en valores medios, y en un 40% en FG2. Como cabía esperar a partir de la formulación matemática, la limitación ejercida por el amonio en el proceso de crecimiento de X_{ml} a partir de amonio es inversa a la inhibición por amonio en el de crecimiento de X_{ml} a partir de nitrato.

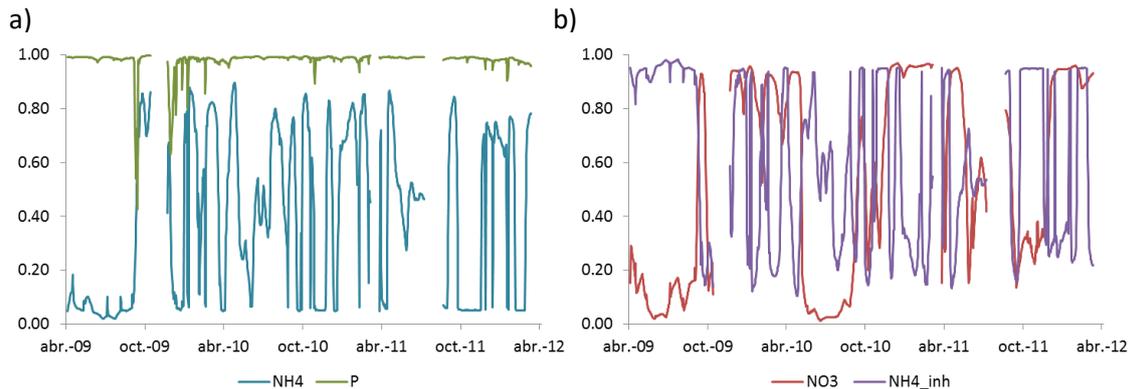


Figura 7.25. Valores de las funciones Monod para (a) el amonio y el fósforo en la toma de amonio por X_{ml} , y (b) el nitrato y la inhibición por amonio en la toma de nitrato por X_{ml} , en FG2.

En FG2, y tanto para el crecimiento de los tres componentes indicados (X_H , X_A y X_P) como para la toma de nutrientes por parte de las macrófitas, se observa la gran limitación ejercida por el amonio durante los primeros meses del periodo de estudio. Esta limitación es especialmente significativa en el caso de los microorganismos autótrofos, para los cuales la función Monod del amonio vale prácticamente cero hasta septiembre de 2009, y por tanto el crecimiento alcanzado durante estos meses es nulo (Figura 7.15).

La Figura 7.26 y la Figura 7.27 muestran la adecuada calibración y validación del modelo, ya que se representan adecuadamente las principales tendencias observadas en la evolución de las formas de nitrógeno y materia orgánica en los HAFS FG1 y FG2. Una muestra de la robustez del modelo es que los valores de los RMSE obtenidos para la mayoría de parámetros mejoraron en el proceso de validación (Tabla 7.10).

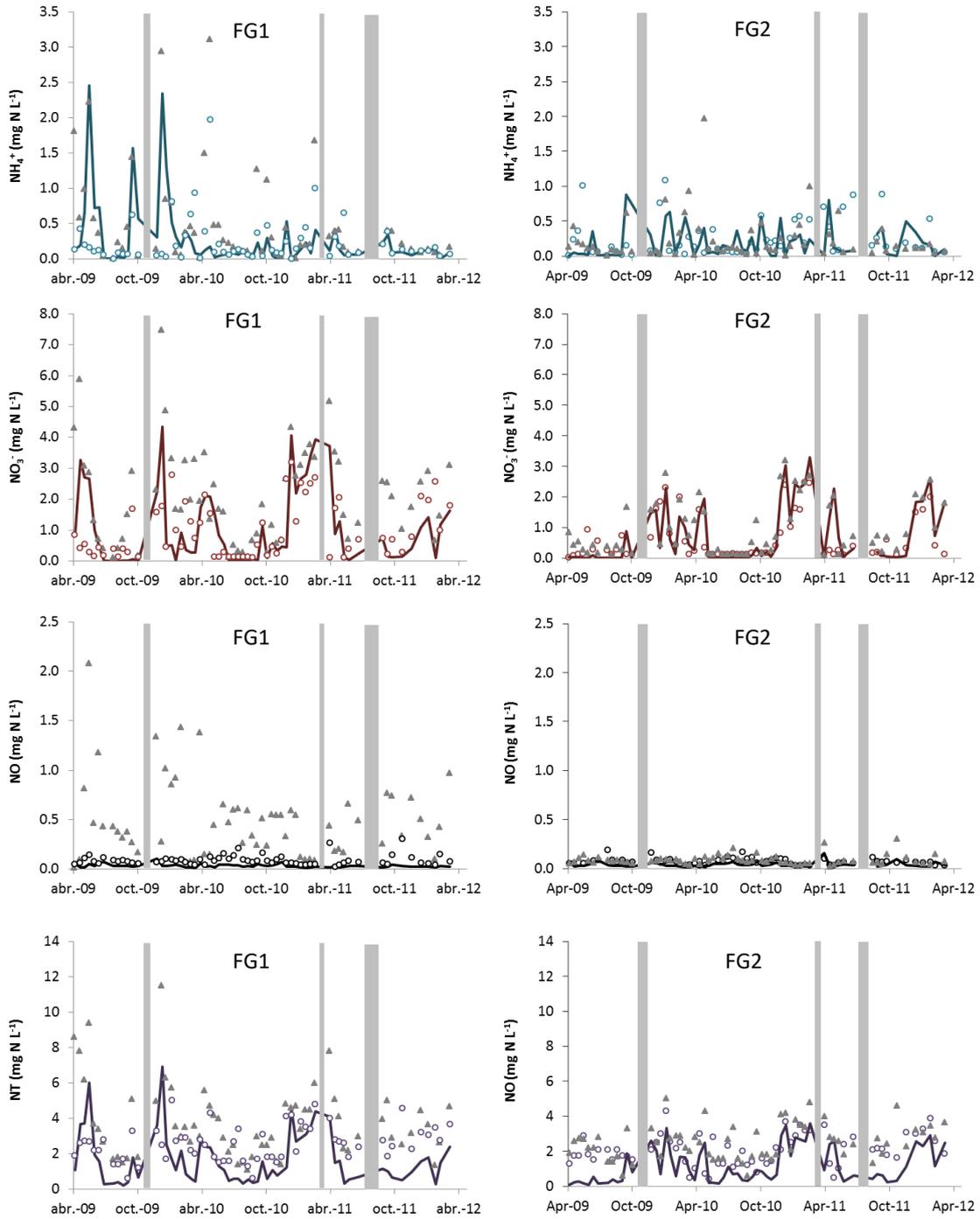


Figura 7.26. Evolución temporal de las concentraciones observadas y simuladas de las formas de nitrógeno en FG1 (calibración) y FG2 (validación). Los triángulos representan las concentraciones de entrada, los círculos las concentraciones observadas de salida y la línea las concentraciones simuladas de salida. Las barras grises indican los periodos de secado de los HHAA.

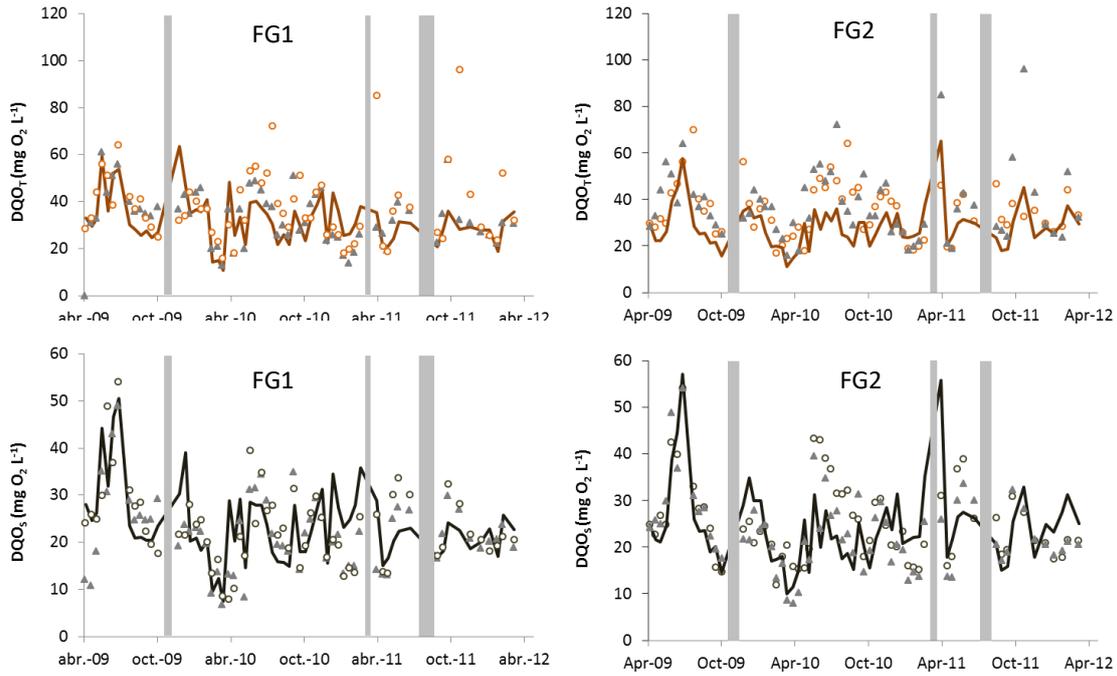


Figura 7.27. Evolución temporal de las concentraciones observadas y simuladas de DQO_T y DQO_5 en FG1 (calibración) y FG2 (validación). Los triángulos representan las concentraciones de entrada, los círculos las concentraciones observadas de salida y la línea las concentraciones simuladas de salida. Las barras grises indican los periodos de secado de los HHAAs.

Tabla 7.10. Concentraciones medias y RMSE obtenidos en los procesos de calibración y validación.

	Amonio (mg N L ⁻¹)	Nitrato (mg N L ⁻¹)	NO (mg N L ⁻¹)	NT (mg N L ⁻¹)	DQO_T (mg DQO L ⁻¹)	DQO_5 (mg DQO L ⁻¹)
FG1 (calibración)						
Concentración media influyente	0.490	2.13	0.49	3.8	33.2	22.2
Concentración media observada efluente	0.233	0.98	0.09	2.6	38.0	23.4
Concentración media simulada efluente	0.286	1.03	0.03	1.7	32.1	23.8
RMSE	0.556	1.09	0.07	1.6	15.9	7.6
FG2 (validación)						
Concentración media influyente	0.230	0.97	0.09	2.5	37.8	23.4
Concentración media observada efluente	0.240	0.62	0.07	2.1	35.1	25.1
Concentración media simulada efluente	0.194	0.71	0.04	1.2	28.1	24.3
RMSE	0.330	0.57	0.05	1.3	12.9	8.1

La calibración y validación del amonio y nitrato, que son variables incluidas como componentes en el modelo, es satisfactoria. En el caso del amonio, se observa que el ajuste es mejor cuando las concentraciones, tanto de entrada como de salida, son menores, y el modelo es capaz de representar la capacidad observada del sistema para reducir los picos de amonio en la entrada.

En la representación de las variables obtenidas de forma indirecta a partir de la suma de los contenidos de nitrógeno de los componentes correspondientes, es decir, el NO y el NT, se observan diferentes patrones. Los resultados para el NO son mejores en el HAFS FG2.

En cuanto al NT, las concentraciones simuladas son inferiores a las observadas en los dos casos.

Por lo tanto, el modelo simula de forma adecuada las concentraciones de amonio y nitrato en los sistemas FG1 y FG2. No obstante, se estima una pequeña sobreeliminación del NT.

Respecto a la DQO_T y la DQO_S , las cuales también se calculan de forma indirecta a partir de los componentes del modelo, se observa que el ajuste de la fracción soluble es mejor que el de la particulada. En el caso de la DQO_S , que supone algo más del 60% del total de la materia orgánica (Figura 7.9), se obtienen RMSE menores que para la DQO_T . Analizando con más detalle las diferencias entre la materia orgánica medida y simulada, se observa como en el caso de la DQO_S en FG1 la concentración media simulada es ligeramente superior a la observada, mientras que en el caso de la DQO_T sucede lo contrario. Por lo tanto, sumando las diferencias observadas en la concentración media de la DQO_S a la DQO_T , se obtiene que las diferencias de la fracción particulada serían de $6.3 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ en FG1. Teniendo en cuenta la gran acumulación de materia orgánica observada en el fondo del HAFS FG1, la sobreeliminación de DQO particulada se podría asociar a una infravaloración de la modelación de la resuspensión de la materia orgánica que se estaría produciendo desde estas acumulaciones hacia la columna de agua.

A continuación se presenta un análisis más detallado de la simulación de los componentes del modelo que han sido medidos en los HAFS, es decir, del amonio y del nitrato.

En los box-plot mensuales (Figura 7.28 y Figura 7.29) se refleja que en ambos casos se consiguió una adecuada simulación de las tendencias observadas en los sistemas a escala real. Las concentraciones medias mensuales observadas y simuladas son muy similares y los valores máximos y mínimos simulados recogen satisfactoriamente los extremos de los bigotes de los box-plot.

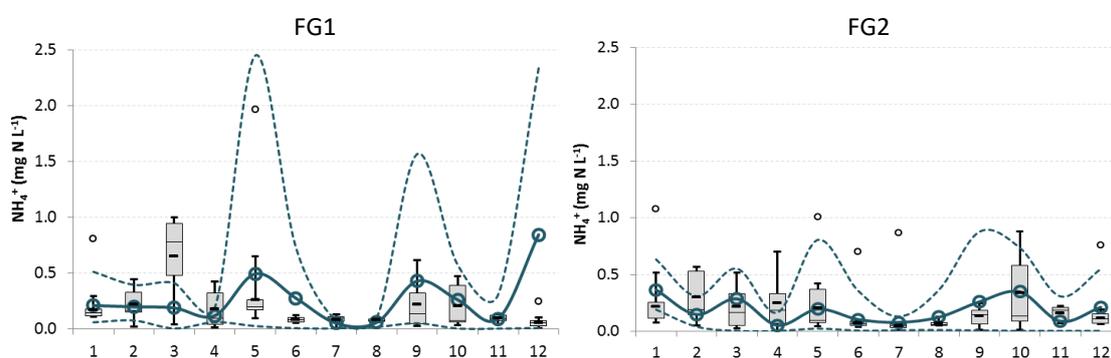


Figura 7.28. Comparación entre los box-plot de las concentraciones de amonio observadas y las concentraciones simuladas medias, máximas y mínimas para cada mes, en FG1 y en FG2.

El análisis de los resultados en base mensual pone de manifiesto la dificultad de establecer un patrón temporal en la bondad del ajuste realizado. En el caso del amonio, los mejores ajustes en FG1 se obtienen en los meses de enero, febrero, abril, julio, octubre y noviembre, mientras que en marzo, mayo, junio, julio, agosto y diciembre se observan las mayores diferencias entre las concentraciones medias observadas y simuladas. En FG2 el ajuste es satisfactorio durante prácticamente todos los meses del año y las diferencias son máximas en abril. Respecto a los nitratos, los meses de junio, agosto y diciembre son los que mejor se ajustan en FG1, mientras que en FG2 son los meses de julio a diciembre; por el contrario, las mayores diferencias se observan en los meses de primavera en ambos sistemas (abril y mayo).

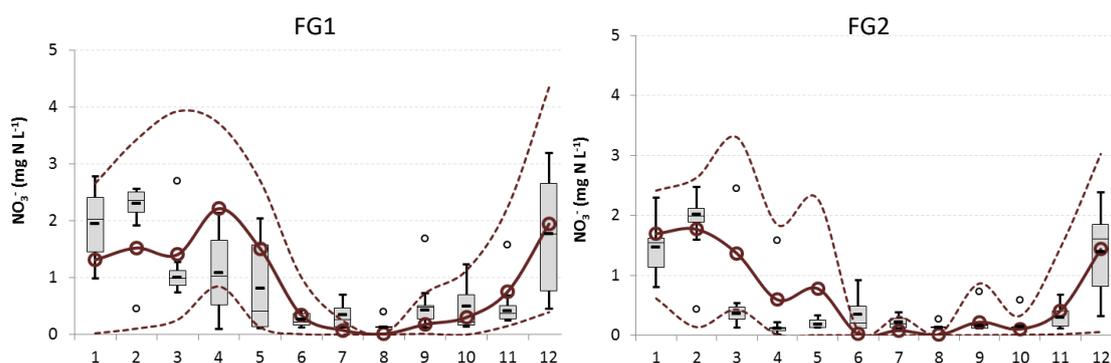


Figura 7.29. Comparación entre los box-plot de las concentraciones de nitrato observadas y las concentraciones simuladas medias, máximas y mínimas para cada mes, en FG1 y en FG2.

Una de las aportaciones de este estudio es la capacidad del modelo desarrollado para representar adecuadamente las masas eliminadas acumuladas de amonio y de nitrato (Figura 7.30 y Figura 7.31). En el caso de la calibración, el modelo simula con un alto grado de ajuste la masa eliminada de amonio y nitrato a lo largo del periodo de estudio, alcanzándose un error inferior al 10% de la masa eliminada al final del periodo de estudio en ambos casos. En el proceso de validación, el amonio representa el funcionamiento del sistema, con una eliminación positiva hasta abril de 2010 y una posterior producción de amonio. Sin embargo, a partir de febrero de 2011 el modelo sobrevalora la eliminación de amonio.

Esta diferencia en la masa de amonio eliminada acumulada durante el último año puede ser debida a la descomposición de la vegetación emergente en FG2. Como ya se ha comentado, la degradación de las macrófitas se ha estimado a partir de la cobertura vegetal y su contenido en nitrógeno. Puesto que la cobertura vegetal fue descendiendo y degradándose a partir de octubre de 2010, el aporte de amonio modelado por esta fuente también disminuyó. Sin embargo, una de las principales causas de la desaparición de la cobertura vegetal en FG2 es la ingesta por parte de la avifauna herbívora, principalmente el *Porphyrio porphyrio*, el cual corta los brotes verdes de *Typha* spp. a la altura de la lámina de agua, provocando la muerte de la planta. Cuando la cobertura vegetal ha desaparecido, una fracción del tallo queda sumergida en el agua, y junto con las partes de la planta que caen a la columna de agua, se van degradando y liberando nutrientes, entre otros amonio. No obstante, en el proceso de degradación de la vegetación no se ha tenido en cuenta la fracción del tallo que queda sumergida en la columna de agua, la cual no se computa como CV pero sigue degradándose y liberando amonio y otros componentes a la columna de agua.

La masa de nitrato eliminada acumulada fue correctamente estimada durante los procesos de calibración y validación (Figura 7.31).

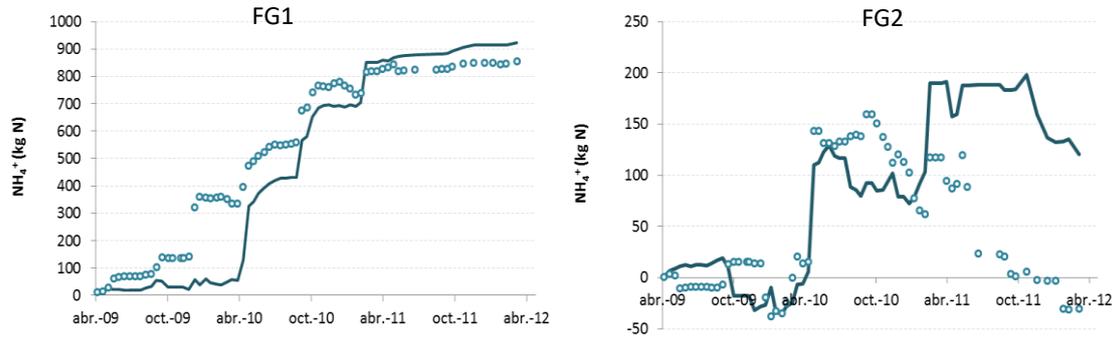


Figura 7.30. Masa de amonio eliminada acumulada en FG1 y en FG2. Los puntos representan las masas observadas y la línea la masa simulada.

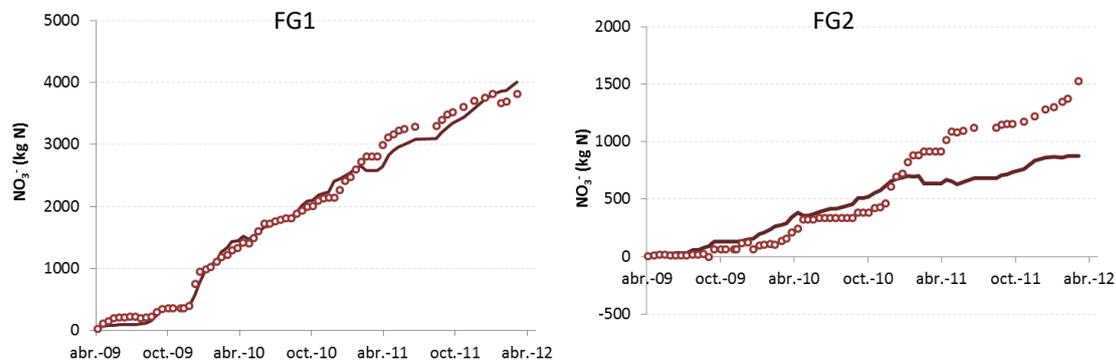


Figura 7.31. Masa de nitrato eliminada acumulada en FG1 y en FG2. Los puntos representan las masas observadas y la línea la masa simulada.

En la Figura 7.32 se muestran las masas eliminadas acumuladas de materia orgánica total y soluble. En primer lugar, el modelo reproduce con bastante adecuación las tendencias de eliminación o generación de masa. Por otra parte, se simulan los cambios de tendencia en la eliminación a lo largo del tiempo, lo cual se observa muy bien en los gráficos de la materia orgánica soluble. La excepción a este ajuste es la DQO_T en FG1, donde a partir de abril de 2010 se produce una generación de materia orgánica que el modelo no reproduce adecuadamente. Como se ha comentado anteriormente, este desfase puede ser debido a una resuspensión de materia orgánica particulada desde las acumulaciones sobre el fondo del humedal, las cuales explicarían también la materia orgánica utilizada en el crecimiento anóxico de X_H .

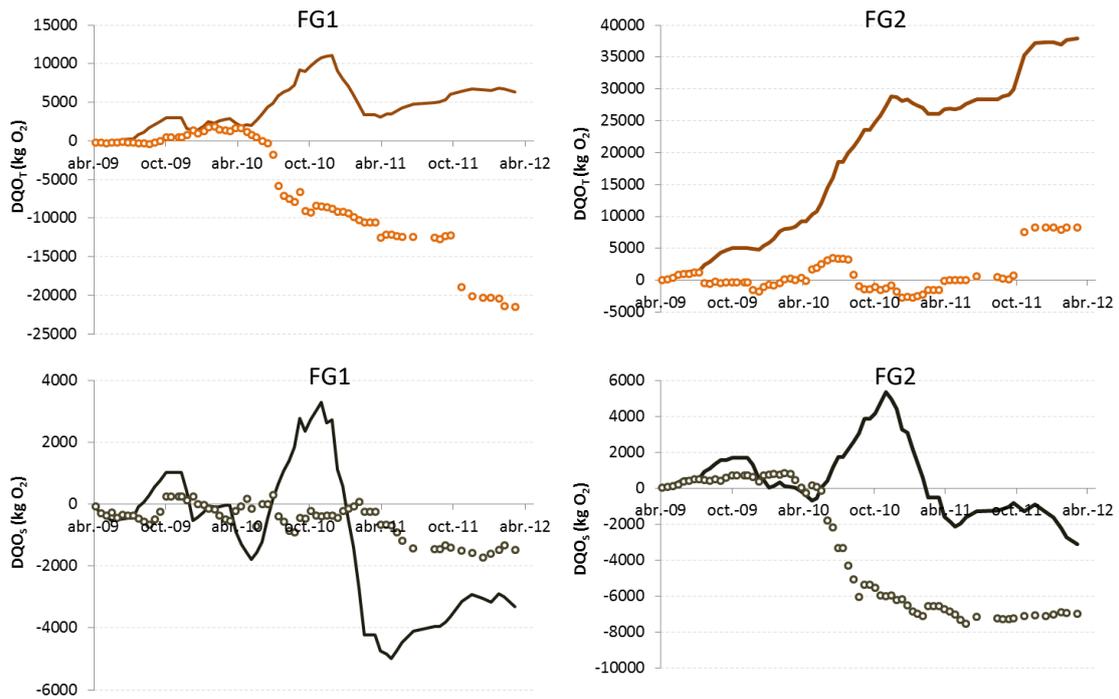


Figura 7.32. Masa de DQO_T y DQO₅ eliminada acumulada en FG1 y en FG2. Los puntos representan las masas observadas y la línea la masa simulada.

7.4.2. Resultados del balance de nitrógeno

A continuación se detalla la contribución de los principales procesos estudiados en la eliminación de amonio y nitrato. La influencia de cada mecanismo se calculó en base a la cantidad total de estos elementos que entró al sistema, es decir, al sumatorio de la masa que entró con el influente y la masa que se generó mediante los procesos internos del humedal (difusión, lisis de microorganismos, degradación de las macrófitas, etc.).

En el balance del amonio, la masa consumida mediante los procesos de crecimiento aerobio y anóxico de X_H , así como la masa reciclada en el proceso de lisis de X_H , se contabilizan en un único valor (Ec. 7.17).

$$\text{kg NH}_4^+ \text{ eliminados}_{X_H} = \text{kg NH}_4^+_{\text{crec. aer. } X_H} + \text{kg NH}_4^+_{\text{crec. anox } X_H} - \text{kg NH}_4^+_{\text{lisis } X_H} \quad \text{Ec. 7.17}$$

Tal como se indica en la Figura 7.33, en el HAFS FG1 el amonio se elimina principalmente mediante el crecimiento de X_A , es decir, mediante nitrificación. En FG2 éste también es el principal mecanismo de eliminación de amonio pero su porcentaje de influencia es menor en favor de los procesos de los microorganismos heterótrofos y de las plantas. La CV fue mayor en FG2 y ello dio lugar a que el 19% del amonio del sistema se eliminara a través de la toma ejercida por las macrófitas.

La actividad de X_H elimina el 12 y 17% del amonio en FG1 y FG2, respectivamente, lo cual está en concordancia con las observaciones realizadas por Saeed & Sun (2012), los cuales atribuyen

un papel destacado a estos microorganismos. Por otra parte, el crecimiento de X_p consume una cantidad pequeña del amonio del sistema, no siendo superior al 2%.

La magnitud del amonio reciclado es diferente en cada sistema, representando el 29 y el 54% de la masa total que entra en FG1 y FG2, respectivamente. Los procesos que más contribuyen al reciclaje del amonio son la difusión, la hidrólisis, la muerte y la respiración de X_p (Figura 7.34). La mayor concentración de fitoplancton en FG1 respecto a FG2 ($0.058 \pm 0.050 \text{ mg Cl a L}^{-1}$ frente a $0.041 \pm 0.035 \text{ mg Cl a L}^{-1}$) hace que la contribución de los procesos de muerte y respiración de X_p al amonio añadido internamente al sistema sea mayor en FG1. El amonio añadido a la columna de agua por la degradación de las plantas fue despreciable en FG1 porque la vegetación se cosechó tras el primer año de operación del sistema, cuando no existía todavía biomasa vegetal muerta, mientras que en FG2 juegan un papel importante, añadiendo el 8% del amonio reciclado. Las macrófitas de FG2 no se cosecharon durante los tres años de estudio y fueron afectadas por el calamón (*Porphyrio porphyrio*), el cual se alimenta de brotes verdes de *Typha* spp., causando la muerte de estas plantas y dando lugar a su degradación posterior (Martín et al., 2013b).

El resto de procesos aportan en conjunto menos del 5% del amonio añadido internamente a ambos sistemas.

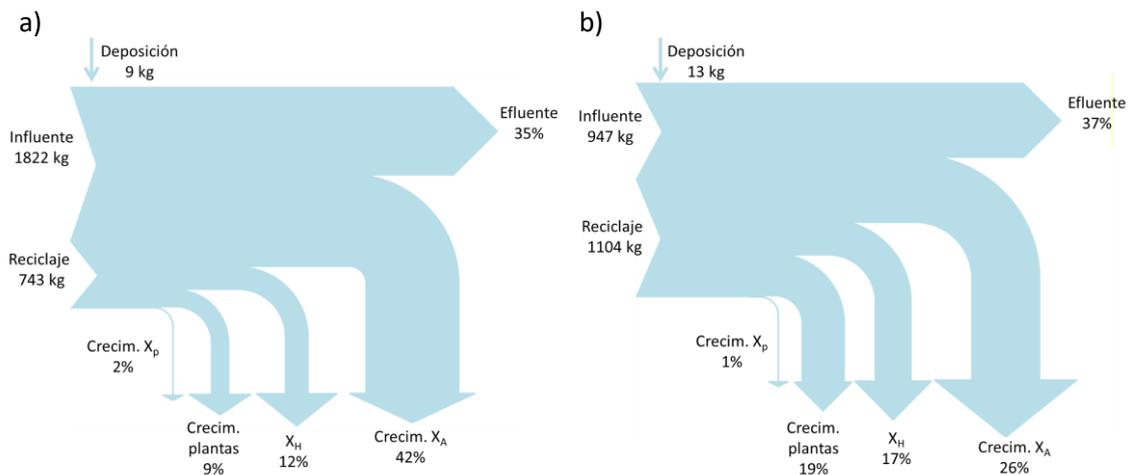


Figura 7.33. Balance de los mecanismos de eliminación de amonio en (a) FG1 y (b) FG2.

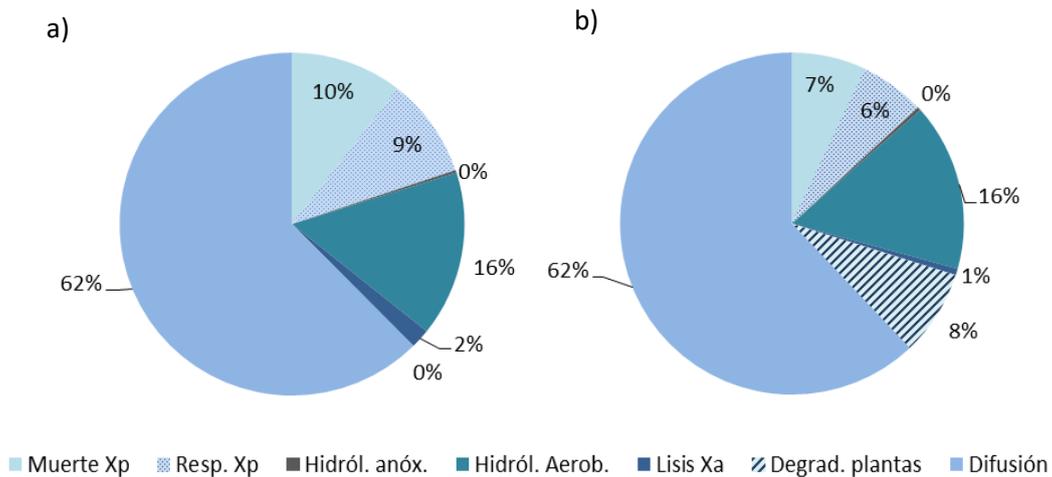


Figura 7.34. Balance de los procesos implicados en el reciclaje interno de amonio en FG1 y FG2.

Respecto al consumo de nitrato, el principal proceso de eliminación es el crecimiento anóxico de X_H (Figura 7.35) lo cual está en concordancia con la asunción general de que la desnitrificación es uno de los mecanismos más importantes para eliminar nitrógeno en humedales artificiales (García et al., 2010; Sánchez-Carrillo et al., 2011; Saeed & Sun, 2012). En el estudio realizado por Bachand & Horne (2000b), en el que se estudiaba la remoción de nitratos en HAFS, también se concluyó que la desnitrificación era uno de los mecanismos principales de eliminación.

La eliminación de nitratos mediante la toma por las macrófitas fue muy baja en ambos sistemas, sin alcanzar el 5%.

El nitrato añadido a FG1 y FG2 mediante los procesos internos representa el 11% de la cantidad que entra con el influente en ambos sistemas. Todo el nitrato reciclado fue producido por el crecimiento de X_A .

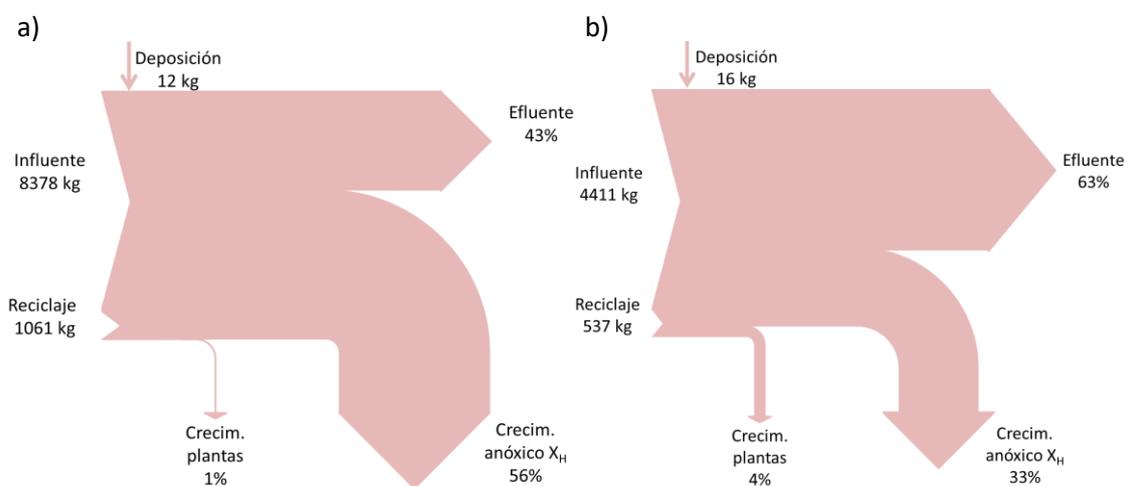


Figura 7.35. Balance de los mecanismos de eliminación de nitrato en FG1 y FG2.

El nitrógeno asimilado por las macrófitas en FG1 y FG2 (Tabla 7.11) es considerablemente menor que el obtenido por Tuncsiper et al. (2006), en cuyo estudio se cuantificó que entre 120 y 167 mg N m⁻² d⁻¹ fueron asimilados por la *Thypha* spp. La tasa de toma por las macrófitas indicada por Brix (1994) también es mucho mayor (273-685 mg N m⁻² d⁻¹). Esta diferencia puede ser debida a que en los sistemas estudiados, las macrófitas vivas (X_{mi}), que son las que asimilan nutrientes, no estuvieron presentes durante todo el periodo de estudio. En FG1 prácticamente desaparecieron a partir de octubre de 2009 y en FG2 a partir de agosto de 2010. Por lo tanto, si se recalcula la tasa de toma de nitrógeno por la vegetación restringiéndola a este periodo, se obtiene que en FG1 las macrófitas asimilan 77.44 mg N m⁻² d⁻¹ de amonio y 34.62 mg N m⁻² d⁻¹ de nitrato y en FG2 43.50 mg N m⁻² d⁻¹ de amonio y 21.33 mg N m⁻² d⁻¹ de nitrato. Estos valores son más similares a los indicados en la bibliografía, si bien siguen siendo inferiores, por lo cual se identifica un amplio margen de mejora para maximizar la eliminación de nitrógeno mediante la asimilación por las macrófitas. Dicha mejora pasaría por conseguir una mayor cobertura vegetal, con una mayor biomasa por unidad de superficie y un cosechado periódico que permitiera eliminar dichos nutrientes del sistema y evitar el retorno de los mismos a la columna de agua a través de la degradación de la biomasa vegetal muerta. Álvarez & Bécares (2008) obtuvieron que las concentraciones de SST y DBO en los efluentes de HAFS cosechados periódicamente fueron 37.3 y 49.2% menores que en aquellos humedales donde no se cosechó la vegetación.

En el estudio anteriormente citado se cifra en el 19% la cantidad de NT eliminada por la *Thypha* spp., en Li et al. (2008) en el 20% y en los sistemas FG1 y FG2 los valores son del mismo orden: el 10% del NT eliminado en FG1 lo asimila la vegetación y el 23% en FG2, donde la cobertura vegetal existente es mayor.

Tabla 7.11. Tasas de consumo y generación de amonio (mg N m⁻² d⁻¹) calculadas para cada proceso.

	Consumo		Generación		
	FG1	FG2	FG1	FG2	
Amonio (mg N m⁻² d⁻¹)					
Crecim. X _p	3.56	1.07	Muerte X _p	5.76	4.27
Actividad X _H	22.87	19.75	Resp. X _p	5.17	3.72
Crecim. X _A	80.68	30.20	Hidrolisis anóxica	0.14	0.19
Toma por X _{mi}	16.74	21.35	Hidrólisis	8.56	9.67
			Lisis X _A	1.00	0.37
			Degrad. X _{md}	0.00	4.94
			Difusión	34.28	37.85
TOTAL	123.85	72.37	TOTAL	54.91	61.01
Nitrato (mg N m⁻² d⁻¹)					
Crecim. X _p	1.05	0.47	Crecim. X _A	57.49	29.70
Crecim. anóxico X _H	396.53	89.54			
Toma por X _{mi}	7.48	10.47			
Difusión	0.28	0.13			
TOTAL	405.34	100.61	TOTAL	57.49	29.70

Tal como se indicaba en el Capítulo 6 para el caso del fósforo, ni el modelo desarrollado ni el balance de nitrógeno incluyen los aportes realizados por las excreciones de la avifauna. Al igual que se hizo en aquel caso, se determinó el nitrógeno aportado mediante esta fuente externa calculando el nitrógeno contenido en los excrementos de *Anas platyrhynchos*, que supone casi

el 60% de las aves contabilizadas en los HAA de la *Tancat de la Pipa*. Según el estudio realizado por Marion et al. (1994), el nitrógeno supone el 2.62% de la masa de las excreciones de esta especie, las cuales defecan diariamente el 3% de su peso. Dado que un ánade azulón adulto presenta un peso medio de 920 g (CHJ, 2011), el nitrógeno aportado se calcula en 0.72 g N por individuo cada día. Estas excreciones aportan un promedio de 29.99 g N d⁻¹ en el HAFS FG1 y 33.42 g N d⁻¹ en el HAFS FG2 (Figura 7.36), lo cual supone el 0.19% y el 0.31% del nitrógeno influente desde el lago de l'Albufera, respectivamente.

Por lo tanto, el bajo porcentaje de nitrógeno aportado por las excreciones de la avifauna respecto al nitrógeno que entra a los HAFS a través de la corriente influente justifica que esta entrada externa de nutrientes no se haya incluido en el modelo desarrollado.

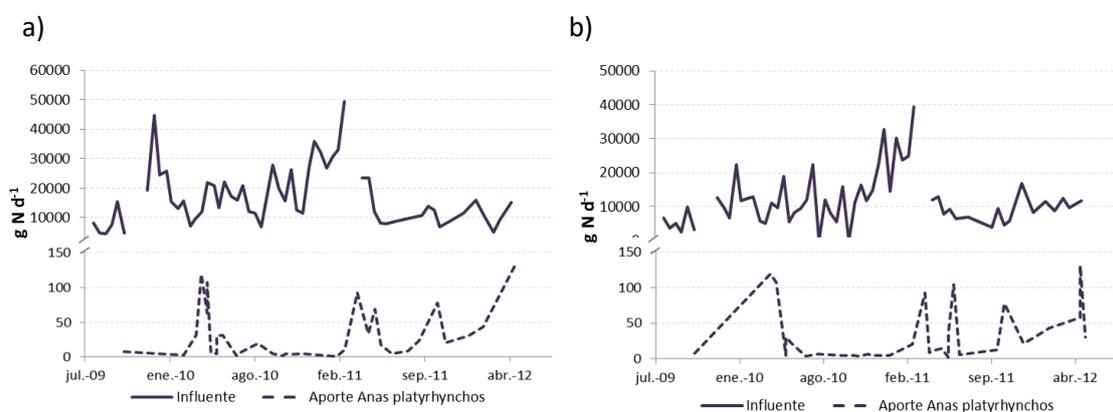


Figura 7.36. Aportes de nitrógeno (g N d⁻¹) introducidos a (a) el HAFS FG1 y (b) el HAFS FG2 por el caudal influente y por las excreciones de *Anas platyrhynchos*.

7.5. Conclusiones de la ampliación del modelo para la simulación del nitrógeno y de la materia orgánica

Se ha realizado la ampliación del modelo mecanicista M1 incluyendo la modelación biocinética de las formas de nitrógeno y materia orgánica. El modelo, que sigue la estructura de los modelos ASM, se ha aplicado al tratamiento de aguas eutróficas en humedales artificiales de flujo superficial. El modelo ha sido calibrado y validado de forma satisfactoria en dos sistemas, los cuales han estado trabajando en condiciones reales durante tres años. Se ha utilizado el software AQUASIM para modelar los sistemas como reactores de mezcla completa. Este estudio ha permitido ampliar el conocimiento sobre algunas cuestiones relacionadas con la inmovilidad de los microorganismos en HAFS y con la cuantificación del papel de la vegetación emergente en la eliminación de nitrógeno en este tipo de sistemas.

El modelo incluye los mecanismos relacionados con los microorganismos heterótrofos y autótrofos, el fitoplancton y las macrófitas. Las simulaciones realizadas han demostrado que los microorganismos que crecen en estos sistemas son inmóviles y por lo tanto se considera que están adheridos sobre las superficies disponibles. Las condiciones aerobias y anóxicas que ocurren de forma habitual en sistemas eutróficos fueron reproducidas mediante las oscilaciones diurnas y nocturnas de la concentración de oxígeno disuelto, la cual fue

considerada como una variable de entrada al modelo. El efecto de la toma de nitrógeno por la vegetación macrófita se simuló a partir de la cobertura vegetal, el cual es un parámetro fácil de medir y que proporciona información valiosa para la modelación de la influencia de las macrófitas en la toma de nutrientes.

El modelo simuló adecuadamente la eliminación de nitrógeno en ambos HAFS, los cuales operaron con diferentes coberturas vegetales y con diferentes estrategias de gestión, tales como el cosechado de las macrófitas. Además, el modelo fue capaz de simular el comportamiento de los sistemas incluso cuando los rendimientos de eliminación fueron negativos.

Además, se ha cuantificado la contribución de cada proceso en la eliminación de amonio y nitrato, incluyendo el papel de la vegetación. Se ha demostrado que el crecimiento de los microorganismos autótrofos es el proceso más importante en la eliminación de amonio y el crecimiento anóxico de los microorganismos heterótrofos es el que más nitrato elimina. La toma de nitrógeno por la vegetación eliminó una cantidad apreciable de nitrógeno inorgánico disuelto, especialmente en FG2 donde la cobertura vegetal fue mayor. No obstante, una cantidad importante de este amonio fue devuelta a la columna de agua a partir de la degradación de las plantas muertas, por lo que un cosechado adecuado de la vegetación hubiera permitido aumentar la cantidad de amonio eliminado por este mecanismo.

El desarrollo de este modelo implica un progreso considerable en el conocimiento de los procesos de eliminación de nitrógeno en HAFS. Se han identificado los principales procesos implicados y se ha comprobado que un buen grado de cobertura vegetal, así como el cosechado de las macrófitas, son factores cruciales en dicha eliminación. Por lo tanto, las conclusiones obtenidas en este estudio suponen un conocimiento útil para maximizar las eficiencias de eliminación de nitrógeno en HAFS.

No obstante, se requiere más conocimiento para mejorar la modelación de la materia orgánica y simular las acumulaciones de su fracción particulada en la interfaz agua sedimento, así como estudios más detallados de la fragmentación de los tipos de materia orgánica en aguas eutróficas. Por otra parte, también sería útil que trabajos futuros se focalizaran en la determinación de la distribución de los microorganismos a lo largo de la superficie disponible del sistema. Con ello se podrían contestar preguntas que hoy todavía carecen de una respuesta concreta, tales como dónde tienen lugar los diferentes procesos que ocurren en un HAFS o cómo afecta el cosechado o la pérdida de biomasa de macrófitas a la comunidad microbiana.

Capítulo 8. Comparación de la simulación de las formas de fósforo en los dos capítulos anteriores

En el Capítulo 6 se ha desarrollado un modelo mecanicista para simular las concentraciones de los sólidos en suspensión, el fitoplancton y el fósforo total (M1) que posteriormente se ha ampliado en el Capítulo 7 para incluir también las formas de nitrógeno y materia orgánica (M2).

En modelo descrito en el Capítulo 6 se incluyen las variables de calidad del agua ligadas a la concentración de sólidos en suspensión en aguas eutróficas. El interés en la simulación de este componente radica en la importancia de conseguir efluentes con una baja concentración de sólidos en suspensión para revertir el estado de eutrofia de lagos hipereutrofizados como l'Albufera y alcanzar un nuevo equilibrio caracterizado por la alta transparencia de las aguas y la dominancia de la vegetación sumergida. Por lo tanto, dicho modelo incluye la simulación de los sólidos totales en suspensión, el fitoplancton y el fósforo, éste último dividido en fósforo inorgánico total (PIT), fósforo orgánico (PO) y fósforo acumulado internamente en el fitoplancton (P_{int}). El fósforo total se calcula como la suma de estas tres fracciones más el fósforo contenido en el tejido celular del fitoplancton. Así mismo, el PIT se puede dividir en las fracciones soluble y particulada.

En el Capítulo 7 se han incluido, además de las variables anteriores, la modelación del nitrógeno y de la materia orgánica, las cuales resultan de interés en la calidad de las masas de agua naturales. La incorporación de estas variables implica la inclusión de nuevos componentes en el modelo (Tabla 7.1) y la modificación de los componentes utilizados para simular la dinámica del fósforo. El fósforo se modela a través de los componentes PIT y P_{int} . Por lo tanto, no se incluye el componente PO sino que se modela mediante el fósforo contenido en los componentes orgánicos (X_s , X_i , S_s y S_i). Así mismo, en este capítulo se simula la toma de nutrientes (amonio, nitrato y fosfato) por la vegetación macrófita.

En el presente capítulo se realiza una comparación entre las simulaciones del fósforo realizadas en los dos capítulos descritos (M1 y M2). Dicha comparación permite conocer las diferencias obtenidas entre ambas simulaciones y determinar la contribución de la toma de nutrientes por las macrófitas en la eliminación del fósforo en HAFS.

En la Tabla 8.1 se presentan las concentraciones medias observadas y simuladas y los valores del RMSE obtenidos para los componentes del fósforo simulados en los capítulos 6 y 7, así como para el fósforo total (PT) calculado mediante la Ec. 6.27 y la Ec. 7.14. Nótese que los resultados relativos al PIT se presentan diferenciados para la fracción soluble (PID) y particulada (PIP). Se utiliza la nomenclatura M1 para referirse a los resultados obtenidos en el Capítulo 6 y M2 para los obtenidos en el Capítulo 7.

Tabla 8.1. Concentraciones medias observadas y simuladas y RMSE obtenidos en las simulaciones de FG1 y FG2 mediante los modelos M1 y M2.

	PID (mg P L ⁻¹)		PIP (mg P L ⁻¹)		PT (mg P L ⁻¹)	
	M1	M2	M1	M2	M1	M2
FG1						
Concentración media influente	0.107	0.107	0.132	0.152	0.359	0.359
Concentración media observada efluente	0.025	0.025	0.205	0.225	0.330	0.330
Concentración media simulada efluente	0.028	0.028	0.160	0.167	0.307	0.283
RMSE	0.046	0.048	0.189	0.195	0.214	0.224
FG2						
Concentración media influente	0.024	0.024	0.202	0.223	0.328	0.328
Concentración media observada efluente	0.045	0.045	0.091	0.112	0.227	0.227
Concentración media simulada efluente	0.048	0.046	0.075	0.076	0.212	0.193
RMSE	0.065	0.067	0.094	0.102	0.112	0.115

Se observa como las concentraciones medias observadas de PIP tanto en el influente como en el efluente no son las mismas en ambos modelos. Esta variación es debida a que el PIP no se determinó experimentalmente durante las campañas de monitorización sino que se ha calculado indirectamente en cada caso.

Los resultados obtenidos en ambas simulaciones han demostrado la validez de los modelos desarrollados para representar la dinámica de este nutriente en humedales artificiales de flujo superficial, ya que en ambos casos las simulaciones representan las tendencias observadas en los sistemas reales FG1 y FG2.

La representación de ambos HAFS mediante las dos simulaciones da lugar a resultados muy similares para los componentes PID y PIP, mientras que las mayores diferencias se encuentran en el fósforo total. Estas mayores diferencias son debidas a que el PT no se modela como un componente, sino que se calcula a partir del contenido en fósforo del resto de componentes.

Los valores del RMSE para el PID, PIP y PT son ligeramente superiores en el modelo M2 respecto al M1.

En la Figura 8.1 se muestra la representación de la masa eliminada de fósforo total, acumulada durante todo el periodo de estudio. Aunque los dos modelos reproducen adecuadamente la tendencia de eliminación de los sistemas FG1 y FG2, se observa que la masa estimada por M1

se ajusta más a la masa observada en ambos sistemas. La masa eliminada acumulada, calculada a partir de las simulaciones del modelo M2, da lugar a una sobreeliminación de PT.

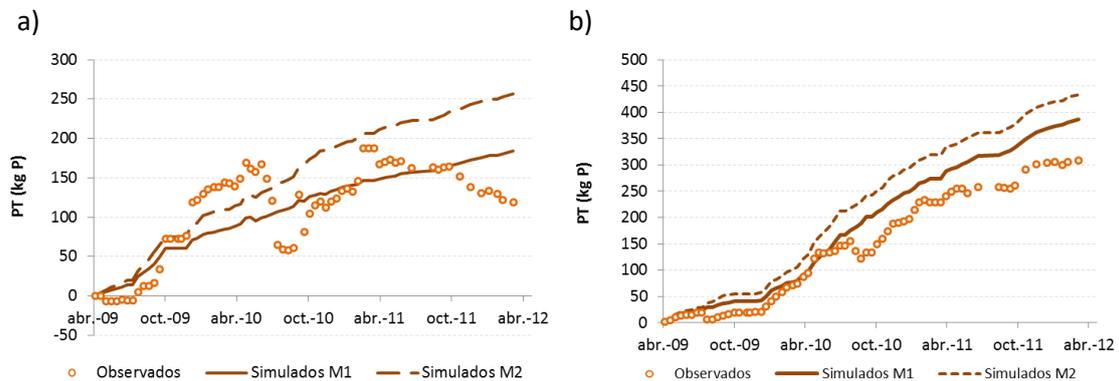


Figura 8.1. Fósforo eliminado acumulado simulado mediante el modelo M1 y el modelo M2, en (a) FG1 y (b) FG2.

Estos resultados indican que el modelo M1, pese a ser más sencillo e incluir menos procesos que el modelo M2, resulta más adecuado para la simulación del fósforo en los sistemas estudiados. Esto puede deberse a la menor cantidad de parámetros requeridos por el modelo M1, lo cual aporta menor incertidumbre y facilita su calibración.

Sin embargo, una de las ventajas de la aplicación del modelo M2, que también ha demostrado simular adecuadamente la dinámica del fósforo, es que permite calcular la contribución de las plantas macrófitas en la eliminación de fósforo en los HAFS. La magnitud de este proceso en la eliminación de fósforo, así como la del resto de procesos que intervienen en la eliminación del fósforo total, se representa en la Figura 8.2.

Los procesos incluidos en este balance son los que modifican la concentración de PT en la columna de agua, dejando al margen aquellos que suponen una transformación entre componentes. Los procesos que reducen dicha concentración son el crecimiento de las macrófitas (utilizando amonio o nitrato como fuente de nitrógeno), la sedimentación del fitoplancton, la sedimentación del PIP y la sedimentación de la materia orgánica particulada (X_S y X_I). Los procesos que contribuyen al incremento de la concentración son la degradación de la biomasa muerta de las macrófitas, la difusión desde la capa de sedimentos y la resuspensión provocada por las aves y por el viento.

Los resultados globales alcanzados en el modelo M2 son muy similares a los que se alcanzaron en M1. Aplicando el modelo M1 se obtuvo que el efluente contenía el 86% del PT que entraba en FG1 y utilizando el modelo M2 este porcentaje es del 84%. En el HAFS FG2, estos porcentajes varían del 61% en el modelo M1 al 58% en M2.

Dado que en el modelo M2 no se incluye el componente PO, la sedimentación del fósforo que forma parte de la materia orgánica se calcula a partir de la sedimentación de la materia orgánica particulada (X_S y X_I) y de su contenido en fósforo (i_{PXS} e i_{PXI}). El balance aplicado al PT modelado mediante M2 indica que el porcentaje de fósforo eliminado a través de la sedimentación de la materia orgánica es menor que la sedimentación del PO simulado en M1.

Por el contrario, la contribución de la sedimentación del PIP es mayor en el modelo M2, resultando ser el principal proceso de eliminación de PT. La comparación entre los modelos M1 y M2 indica que la sedimentación es el principal mecanismo de eliminación de fósforo en HAFS, con independencia de que las fracciones que sedimenten sean las inorgánicas o las orgánicas particuladas. Esta observación coincide con las determinaciones realizadas por Dunne et al. (2015), quienes calcularon que el principal proceso de eliminación de PT en los HAFS que tratan las aguas del lago Apopka (Florida, EEUU) es la sedimentación.

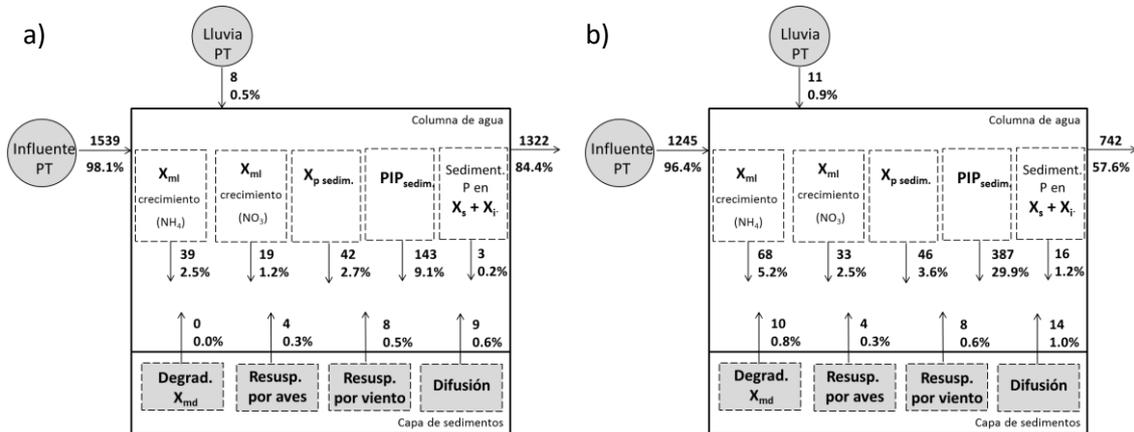


Figura 8.2. Balance del fósforo total (kg P) en (a) FG1 y (b) FG2 entre abril de 2009 y abril de 2012 tras aplicar el modelo M2.

La comparación de los resultados obtenidos mediante ambos modelos también indica que los procesos de resuspensión en M2 aportan menos fósforo que lo que añadían en M1. Esta diferencia es debida al método de cálculo utilizado en cada caso, ya que en M1 el fósforo resuspendido se calcula a partir del fósforo contenido en los sedimentos y en el modelo M2 se calcula a partir del fósforo contenido en la materia orgánica particulada que se resuspende.

En cuanto a la toma de nutrientes por la vegetación, en el proceso de crecimiento de las macrófitas se tomó el 3.7% del PT que entró en FG1 y el 7.7% del que entró a FG2. La mayor contribución de las plantas en el HAFS FG2 es debida a que este sistema presentó una mayor cobertura vegetal durante el periodo de estudio.

La evaluación de la capacidad neta de las plantas para eliminar fósforo incluye también el fósforo liberado a partir de la degradación de la biomasa muerta de las macrófitas. En el sistema FG1 esta cantidad fue nula, ya que la vegetación fue cosechada en octubre de 2010 y no volvió a crecer. Sin embargo, en FG2 la degradación de las macrófitas muertas devolvió a la columna de agua el 0.8% del fósforo que entró al sistema. Por lo tanto, la eliminación neta de fósforo atribuible a las plantas es el 3.7% del PT que entró a FG1 y el 6.9% del que entró a FG2. Estos valores son muy parecidos a los determinados por Davies & Cottingham (1993), quienes calcularon que la toma por las plantas elimina el 6% del fósforo influente en el HAFSS monitorizado. También coinciden con los resultados de Vymazal (2002) en los que se estima que el PT retenido por las plantas varía entre el 5 y 10% del PT que entra al sistema. Sin embargo, también existe bibliografía en la que se les atribuye un mayor papel a las plantas. Por ejemplo, Huett et al. (2005) calcularon que en un HAFSS en el que se eliminaba más del 96% del PT de entrada, el 86% de esta reducción era ejercida por la toma de la vegetación.

En el modelo desarrollado, el crecimiento de la vegetación macrófita sólo contabiliza los nutrientes asociados a la parte aérea de las plantas, sin incluir los nutrientes retenidos en la parte subterránea. Por lo tanto, se podría esperar que el PT eliminado por las macrófitas fuera mayor, ya que la mitad o más de los nutrientes contenidos en el tejido vegetal se acumulan en la parte subterránea de la planta (Vymazal, 2007).

Tal como se ha realizado en los capítulos anteriores, a continuación se determinan las tasas superficiales de eliminación y aporte de PT calculadas para cada uno de los procesos analizados. La mayor tasa de eliminación de fósforo es la del proceso de sedimentación de PIP, seguida de la sedimentación de fitoplancton y la toma por las plantas. Los dos procesos de crecimiento de las plantas suman un consumo de $4.32 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en FG1 y $5.54 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en FG2.

En cuanto a los procesos que aportan PT a la columna de agua, la mayor tasa superficial en FG1 es la de la resuspensión ejercida por el viento, que aporta $1.16 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Tabla 8.2). Sin embargo, el PT resuspendido por el viento en FG2 presenta una tasa de $0.44 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Esta diferencia es debida a la mayor cobertura vegetal existente en FG2, la cual limita la resuspensión. El proceso de difusión aporta alrededor de $0.7 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, lo cual supone la mayor tasa superficial de los procesos de aporte en FG2. Esta tasa de difusión es mayor que el valor de $0.05 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ calculado por Lai (2014) para un HAFS en el que se tratan aguas de escorrentía urbana. La degradación de la biomasa muerta de las macrófitas en FG2 presenta una tasa de $0.54 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, la cual supone el 10% del PT que había asimilado por la vegetación en este mismo sistema.

Tabla 8.2. Tasas de eliminación y aporte de PT ($\text{mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) calculadas para cada proceso.

	Eliminación de PT ($\text{mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)		Aporte de PT ($\text{mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)		
	FG1	FG2	FG1	FG2	
Crecimiento de X_{mi} (NH_4)	2.88	3.74	Degradación de X_{md}	0.00	0.54
Crecimiento de X_{mi} (NO_3)	1.44	1.80	Resuspensión por avifauna	0.32	0.24
Sedimentación X_p	3.13	2.56	Resuspensión por el viento	1.16	0.44
Sedimentación PIP	10.70	21.38	Difusión	0.68	0.75
Sedimentación del P contenido en X_s y X_i	0.20	0.87			
TOTAL	18.35	30.35	TOTAL	2.16	1.97

Estos resultados permiten cuantificar el papel de la vegetación en la eliminación del fósforo total. Así mismo, las diferentes gestiones realizadas en los sistemas FG1 y FG2 (sólo en el primero de ellos se cosechó la vegetación) permiten comprobar la importancia del cosechado en este tipo de HHAA. Tal como se apunta en un gran número de trabajos (Wang & Mitsch, 2000; Vymazal, 2002; Rousseau et al., 2004) la vegetación macrófita elimina un porcentaje pequeño del PT que entra a un HA y el cosechado de la biomasa vegetal resulta necesario para extraer estos nutrientes del sistema, ya que de lo contrario una parte de éstos son devueltos al medio. El cosechado permite extraer del sistema los nutrientes acumulados en la parte aérea de la planta, pero no en la parte subterránea.

Capítulo 9. Análisis de sensibilidad

En este capítulo se analiza la sensibilidad del modelo a los parámetros que se incluyen en él, es decir, la influencia de los cambios en los valores de los parámetros sobre los resultados del modelo. Este análisis permitiría, en trabajos futuros, focalizar los esfuerzos de calibración en aquellos parámetros más influyentes.

La sensibilidad es una característica propia de cada modelo que depende de las expresiones matemáticas utilizadas en la representación de los modelos físicos, químicos y biológicos (Martín, 1998).

En este caso, el análisis de sensibilidad se dividió en dos partes. Por un lado se analizó la sensibilidad del modelo aplicado para la simulación de los sólidos totales en suspensión y por otra parte la sensibilidad del resto del modelo, excluyendo los sólidos totales en suspensión.

La división del análisis en estas dos partes estuvo motivada por varias razones. En primer lugar, los SST son un componente destacado del modelo cuya simulación no depende de las concentraciones del resto de componentes, por lo que resulta interesante estudiar su sensibilidad de forma independiente. Por otra parte, la metodología aplicada a cada una de las partes es diferente y el análisis aplicado al caso de los SST está limitado a un número de parámetros pequeño, mientras que el análisis aplicado en el segundo caso puede incluir un gran número de parámetros.

A continuación, se presentan y analizan los resultados obtenidos en ambos análisis de sensibilidad.

9.1. Resultados del análisis de sensibilidad para la simulación de los sólidos totales en suspensión

En la Tabla 9.1 se muestran los valores de los parámetros calculados sobre los efectos elementales escalados (SEE) obtenidos para los seis parámetros estudiados en el análisis. Los valores de σ_i muestran la media de la desviación estándar entre los valores de los parámetros simulados en el análisis y sus valores de calibración, mientras que σ_j indica la media de la desviación estándar entre las concentraciones de X_{SST} simuladas en dichas orientaciones y el valor originalmente simulado durante el proceso de calibración.

Se observa como el parámetro K_{avi} presenta el mayor valor de σ_i , seguido de $K_{veg\ sed}$, siendo destacable que la diferencia entre ambos es de dos órdenes de magnitud. Por el contrario, el parámetro α presenta el menor valor de σ_i , siendo de un orden de magnitud mucho menor a la obtenida en el resto de parámetros. En cuanto a σ_j , los valores obtenidos presentan órdenes de magnitud más homogéneas y los mayores valores los registran los parámetros α y β . Por lo tanto, aplicando una variación del 0, 33.3, 66.7 o 100% sobre el valor de calibración de los parámetros estudiados, α y β son los parámetros más influyentes sobre la concentración simulada de los sólidos en suspensión.

Tabla 9.1. Valores de los parámetros estudiados en el análisis de sensibilidad.

Parámetros	σ_i	σ_j	μ	σ
V_{sed}	0.037	2.345	-0.100	0.036
$K_{veg\ sed}$	4.754	1.904	-8.364	3.026
$K_{veg\ res}$	0.0533	1.055	0.023	0.056
K_{avi}	570.950	3.475	-575.847	302.441
α	$3.62 \cdot 10^{-6}$	79.327	$-4.33 \cdot 10^{-6}$	$3.43 \cdot 10^{-6}$
β	4.461	67.775	10.912	2.082

En la Figura 9.1 se muestra la representación de la desviación estándar de SEE (σ) frente a la media de SEE (μ). En los cuatro gráficos (a, b, c, d) se representan los mismos valores, si bien la escala de los ejes es diferente en cada caso para poder observar la posición de los diferentes puntos representados. Los parámetros cuya representación se ubica fuera del área dibujada por las líneas $\mu_{i,j} \pm 2SEM_{i,j}$ se consideran parámetros influyentes en la concentración modelada de los sólidos totales en suspensión. Se observa como los parámetros v_{sed} , $K_{veg\ sed}$, K_{avi} y β son parámetros influyentes, es decir, el modelo presenta una alta sensibilidad a estos parámetros. Por el contrario, $K_{veg\ res}$ es el parámetro menos influyente (Figura 9.1c), y de hecho presenta el menor valor de σ_j . En cuanto al parámetro α , su representación en la Figura 9.1d se ubica justo en el límite del área dibujada por las líneas $\mu_{i,j} \pm 2SEM_{i,j}$, por lo que cabría esperar que su influencia sobre la concentración simulada de X_{SST} fuera baja; sin embargo, presenta el mayor valor de σ_j y debe considerarse como uno de los parámetros de mayor sensibilidad del modelo.

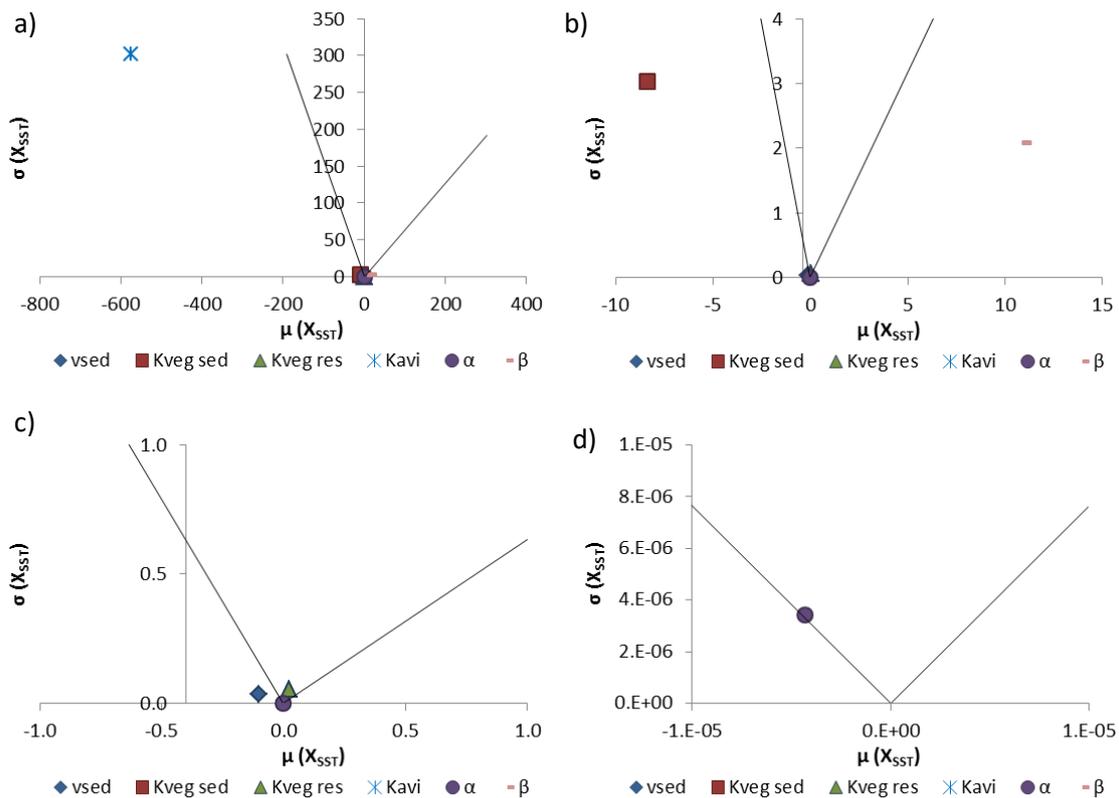


Figura 9.1. Representación de las medidas de sensibilidad de la distribución de los efectos elementales escalados. Las líneas corresponden a $\mu_i = \pm 2SEM_i$.

9.2. Resultados del análisis de sensibilidad para la simulación del fitoplancton, el fósforo, el nitrógeno y la materia orgánica

En este apartado se analiza la sensibilidad del modelo M2, excluyendo la influencia sobre las concentraciones de salida de los SST y los parámetros estudiados en el apartado anterior.

Se llevó a cabo una revisión de la bibliografía sobre los análisis de sensibilidad realizados en los modelos disponibles para humedales artificiales y aguas eutróficas. A partir de esta revisión se preseleccionaron los parámetros más influyentes de M2.

En el modelo CW2D (Langergraber & Šimůnek, 2012), los parámetros más influyentes son los coeficientes de rendimiento (Y_H e Y_A) y las velocidades de muerte de los microorganismos (b_H y b_A). Mburu et al.,(2012) estudiaron la sensibilidad de una ampliación del modelo CWM1 y determinaron una alta sensibilidad para los parámetros del rendimiento de crecimiento de los microorganismos heterótrofos, metanogénicos, sulfato reductores y fermentativos; a los coeficientes de saturación/inhibición por oxígeno disuelto, sulfato, acetato, materia orgánica e hidrólisis; a la tasa de muerte de los microorganismos autótrofos, a la tasa de crecimiento de la vegetación y al coeficiente de adsorción de la materia orgánica.

El modelo de Wynn & Liehr (2001), que incluye los procesos de toma y liberación de nutrientes por las plantas, es especialmente sensible a los procesos que afectan al crecimiento de los microorganismos y al uso de los sustratos. Por su parte, Rousseau (2005) determinó que el

modelo desarrollado en su Tesis Doctoral era especialmente sensible al factor de corrección de la desnitrificación, al coeficiente de saturación para el OD en el crecimiento de los microorganismos autótrofos, al coeficiente de saturación de la materia orgánica en el crecimiento de los microorganismos heterótrofos, a la velocidad de crecimiento de las plantas y a los coeficientes de corrección de la temperatura para el crecimiento de los microorganismos autótrofos y heterótrofos. Así mismo, el modelo desarrollado por Martín (1998) para las aguas del lago de l'Albufera es principalmente sensible a los cambios en los valores de las velocidades de crecimiento, respiración y sedimentación del fitoplancton, la composición fitoplanctónica, la intensidad luminosa de saturación, la constante de mineralización del fósforo y la fracción del fósforo inorgánico disuelto.

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos en dicha revisión bibliográfica y las observaciones realizadas en los procedimientos de calibración, anteriormente comentadas, se seleccionaron 26 parámetros para estudiar la sensibilidad del modelo M2 (Tabla 9.2).

Tabla 9.2. Parámetros incluidos en el análisis de sensibilidad de modelo M2.

Parámetro	Descripción	Valor de calibración
1. μ_H	Velocidad máxima de crecimiento (d^{-1})	5
2. b_H	Constante de velocidad de lisis (d^{-1})	0.4
3. $\theta_{\mu H}$	Coeficiente de corrección de la temperatura para el crecimiento	1.0718
4. Y_H	Coeficiente de rendimiento de X_H ($mg\ DQO_{bm}\ mg\ DQO_{ss}^{-1}$)	0.63
5. η_{NO_3}	Factor de corrección de la desnitrificación	0.8
6. μ_A	Velocidad máxima de crecimiento (d^{-1})	1.2
7. b_A	Constante de velocidad de lisis (d^{-1})	0.15
8. $\theta_{\mu A}$	Coeficiente de corrección de la temperatura para el crecimiento	1.1107
9. Y_A	Coeficiente de rendimiento de X_A ($mg\ DQO_{bm}\ mg\ N^{-1}$)	0.24
10. K_S	Coeficiente de saturación para S_S ($mg\ DQO\ L^{-1}$)	0.005
11. K_{NHA}	Coeficiente de saturación para S_{NH_4} ($mg\ N\ L^{-1}$)	0.4
12. K_{OA}	Coeficiente de saturación para OD ($mg\ O_2\ L^{-1}$)	1
13. k_h	Constante de velocidad de hidrólisis (d^{-1})	3
14. G_{max}	Velocidad máxima de crecimiento de X_p (d^{-1})	2
15. k_r	Velocidad de muerte de X_p (d^{-1})	0.1
16. k_{resp}	Velocidad de respiración de X_p (d^{-1})	0.1
17. $v_{s\ X_p}$	Velocidad de sedimentación de X_p ($m\ d^{-1}$)	0.07
18. I_s	Intensidad luminosa de saturación ($ly\ d^{-1}$)	150
19. i_{PXp}	Contenido de P en X_p ($mg\ P\ mg\ Chl\alpha^{-1}$)	1.04
20. i_{NXp}	Contenido de N en X_p ($mg\ N\ mg\ Chl\alpha^{-1}$)	7.52
21. k_d	Coeficiente de partición del fósforo inorgánico	0.07
22. P_{max}	Concentración máxima de P_{int} acumulado por el X_p ($mg\ P\ mg\ Chl\alpha^{-1}$)	2.08
23. $P_{max\ uptake}$	Tasa máxima de toma de fósforo por X_p ($mg\ P\ mg\ Chl\alpha^{-1}\ d^{-1}$)	1.28
24. $v_{s\ PIP}$	Velocidad de sedimentación de PIP ($m\ d^{-1}$)	0.04
25. K_{pl}	Velocidad de crecimiento de las plantas (d^{-1})	0.028
26. K_{deg}	Velocidad de degradación de las plantas (d^{-1})	0.0025

En la Tabla 9.3 y Tabla 9.4 se muestran la sensibilidad relativa de cada variable de salida para cada parámetro al incrementar el 10% y el -10%, respectivamente, el valor de cada uno de ellos. En la última fila de dichas tablas se indica la sensibilidad δ_k para cada parámetro.

Los resultados muestran como las sensibilidades relativas del modelo a los incrementos positivos y negativos de los valores de los parámetros son muy parecidas, obteniéndose cambios de magnitud muy similar y signo contrario.

Para determinar los parámetros a los cuales el modelo es más sensible, se clasifican las sensibilidades relativas en cuatro categorías, las cuales se identifican mediante un código de colores:

- Categoría A: S_x mayor que 1 (color verde).
- Categoría B: S_x entre 0.5 y 1 (color naranja).
- Categoría C: S_x entre 0.1 y 0.5 (color amarillo).
- Categoría 0: S_x menor que 0.1. Se utilizó el mismo límite inferior que en Rousseau (2005) (color blanco).

De esta manera se amplía la división de los parámetros establecida por Rousseau (2005), en cuyo trabajo sólo se diferencia entre sensibilidades relativas mayores o menores que 0.1. En el análisis que aquí se realiza, la sensibilidad del modelo es máxima para los parámetros de la categoría A, es menor para los parámetros de las categorías B y C, respectivamente, y se considera que el modelo es prácticamente insensible a los parámetros de la categoría 0.

Los 26 parámetros estudiados muestran sensibilidades relativas diferentes sobre las concentraciones de salida de las 8 variables de salida estudiadas. En el caso del fitoplancton, presenta sensibilidad de categoría C a un único parámetro, a la velocidad de sedimentación de X_p (v_{sxp}). El PID muestra sensibilidad de tipo B a la constante de partición del fósforo inorgánico (K_d) y menores sensibilidades (categoría C) a los parámetros Y_H , $P_{maxuptake}$, v_{sPIP} y K_{pl} . El PT muestra sensibilidad de tipo C al contenido en fósforo del fitoplancton (i_{pxp}).

Los componentes más sensibles a los cambios en los valores de los parámetros son las formas inorgánicas del nitrógeno, especialmente el nitrato. El nitrato, que se modeló con el componente S_{NO_3} incluyendo las concentraciones de nitrito y nitrato, presenta sensibilidad de categoría A a tres parámetros implicados en el crecimiento de los microorganismos heterótrofos: μ_H , b_H y η_{NO_3} . Es también este componente el que registra los valores más elevados de sensibilidad relativa en el análisis realizado. Por su parte, el amonio presenta sensibilidad relativa de categoría A para la velocidad máxima de crecimiento de los microorganismos autótrofos (μ_A). Tanto el amonio como el nitrato muestran sensibilidades de tipo B a algunos parámetros relacionados con el crecimiento de los microorganismos autótrofos y a algunos coeficientes de saturación incluidos en las funciones Monod de dicho proceso.

El NT es sensible a μ_H y η_{NO_3} con una categoría B. La materia orgánica presenta sensibilidad de tipo C a algunos parámetros de los procesos de crecimiento de los microorganismos autótrofos y heterótrofos.

Por lo tanto, las formas inorgánicas del nitrógeno son los componentes más sensibles a los cambios en los valores de los parámetros del modelo. Los parámetros con mayor sensibilidad relativa son: μ_H , b_H y η_{NO_3} .

Los valores obtenidos de δ_k indican que los parámetros más sensibles del modelo son las velocidades de crecimiento de los microorganismos autótrofos y heterótrofos, así como el coeficiente de rendimiento y la velocidad de muerte de estos últimos y el factor de corrección de la desnitrificación. También presentan una alta sensibilidad los parámetros b_A , $\theta_{\mu A}$, k_{NHA} y K_d .

Tal como se observa en la Tabla 9.3 y Tabla 9.4, los microorganismos autótrofos son más sensibles a los cambios de temperatura que los microorganismos heterótrofos.

Por otra parte, el análisis de sensibilidad del modelo en el HAFS FG1, indica una sensibilidad nula del parámetro K_{deg} , lo cual es debido a que la biomasa de macrófitas muertas (X_{md}) en este sistema se ha considerado despreciable.

El análisis realizado para determinar los parámetros que causan más sensibilidad permitiría, en estudios futuros, focalizar los esfuerzos necesarios para calcular experimentalmente los valores de dichos parámetros. Esta determinación experimental es una cuestión que ya se indicó como necesaria hace más de una década para seguir avanzando en la modelación mecanicista de los humedales artificiales (Langergraber & Šimůnek, 2005). En algunos trabajos como los de Ortigara et al. (2011) y Galvão & Pissoeiro (2016) se han determinado, mediante respirometrías, los valores de Y_H en humedales artificiales de flujo subsuperficial.

Tabla 9.3. Valores de sensibilidad relativa para cada componente y cada parámetro. Incrementos del -10% sobre el valor de calibración de cada parámetro.

Parámetro	μ_H	b_H	$\theta_{\mu H}$	Y_H	η_{NO3}	μ_A	b_A	$\theta_{\mu A}$	Y_A	k_S	K_{NHA}	K_{OA}	K_h	G_{max}	K_r	K_{resp}	v_{sedXp}	I_s	i_{pXp}	i_{nXp}	K_d	P_{max}	$P_{max\ up}$	$v_{sed\ PIP}$	K_{pl}	K_{deg}
X_p	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	-0.06	-0.05	-0.21	0.05	0.00	0.00	0.00	-0.04	0.03	0.00	0.00	0.00
PID	0.08	0.01	0.03	-0.11	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	-0.01	0.07	0.04	0.02	-0.02	0.08	-0.01	-0.86	-0.06	-0.15	-0.27	-0.27	0.00
PT	0.00	0.04	0.00	-0.05	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-0.02	-0.02	-0.08	0.00	0.21	0.00	-0.02	0.01	0.03	-0.03	-0.03	0.00
NH_4^+	-0.15	0.11	0.00	-0.23	-0.01	-1.39	0.74	0.44	0.04	0.00	0.76	0.18	-0.01	-0.01	0.00	0.01	-0.01	-0.01	-0.04	0.05	0.04	0.02	0.04	-0.04	-0.04	0.00
NO_3^-	-1.43	1.11	0.19	0.28	-1.35	0.69	-0.54	-0.28	-0.03	0.00	-0.55	-0.12	-0.23	-0.01	-0.02	-0.01	0.00	-0.02	-0.01	0.01	0.04	0.02	0.01	-0.01	-0.01	0.00
NT	-0.54	0.42	0.11	0.16	-0.51	0.00	-0.07	-0.06	0.00	0.00	-0.08	-0.01	-0.08	0.01	-0.03	-0.02	-0.06	0.01	-0.02	0.33	0.02	0.00	0.02	0.03	0.03	0.00
DQO_T	-0.18	0.16	0.03	0.13	-0.13	0.07	-0.05	-0.04	0.00	0.00	-0.05	-0.01	-0.09	0.00	-0.02	-0.01	-0.03	0.01	-0.01	0.00	0.01	0.00	0.01	0.04	0.04	0.00
DQO_S	-0.23	0.18	0.04	0.08	-0.18	0.10	-0.07	-0.06	-0.01	0.00	-0.07	-0.02	-0.02	0.00	-0.01	-0.01	0.00	0.00	-0.01	0.00	0.01	0.00	0.01	0.04	0.04	0.00
δ_k	0.55	0.43	0.08	0.16	0.52	0.55	0.33	0.19	0.02	0.00	0.33	0.08	0.09	0.02	0.04	0.03	0.08	0.02	0.08	0.12	0.31	0.03	0.06	0.10	0.10	0.00

Tabla 9.4. Valores de sensibilidad relativa para cada componente y cada parámetro. Incrementos del +10% sobre el valor de calibración de cada parámetro.

Parámetro	μ_H	b_H	$\theta_{\mu H}$	Y_H	η_{NO3}	μ_A	b_A	$\theta_{\mu A}$	Y_A	k_S	K_{NHA}	K_{OA}	K_h	G_{max}	K_r	K_{resp}	v_{sedXp}	I_s	i_{pXp}	i_{nXp}	K_d	P_{max}	$P_{max\ up}$	$v_{sed\ PIP}$	K_{pl}	K_{deg}
X_p	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-0.04	0.06	0.05	0.20	-0.05	0.00	0.00	0.00	0.03	-0.03	0.00	0.00	0.00
PID	-0.06	0.03	-0.03	0.17	-0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-0.01	0.01	-0.07	-0.04	-0.02	0.01	-0.08	0.01	0.72	0.05	0.14	0.15	0.22	0.00
PT	0.01	-0.02	0.00	0.07	-0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.02	0.08	0.00	-0.21	0.00	0.01	-0.01	-0.03	0.09	0.03	0.00
NH_4^+	0.02	-0.24	-0.01	0.13	0.01	1.04	-0.76	-0.59	-0.03	0.00	-0.76	-0.18	0.01	0.01	0.00	-0.01	0.01	0.01	0.04	-0.05	-0.04	-0.02	-0.04	-0.01	-0.03	0.00
NO_3^-	1.09	-1.29	-0.24	-0.54	1.05	-0.78	0.43	0.20	0.03	0.00	0.43	0.11	0.18	0.01	0.01	0.01	-0.01	0.02	0.01	-0.01	-0.04	-0.02	-0.01	-0.01	-0.03	0.00
NT	0.43	-0.48	-0.13	-0.27	0.41	-0.09	0.03	-0.01	0.00	0.00	0.03	0.00	0.07	-0.01	0.03	0.02	0.06	-0.01	0.02	-0.33	-0.02	0.00	-0.02	-0.01	-0.03	0.00
DQO_T	0.16	-0.16	-0.03	-0.18	0.11	-0.08	0.04	0.04	0.00	0.00	0.04	0.01	0.07	0.00	0.02	0.01	0.03	-0.01	0.01	0.00	-0.01	0.00	-0.01	0.00	-0.04	0.00
DQO_S	0.20	-0.19	-0.04	-0.12	0.15	-0.11	0.06	0.05	0.00	0.00	0.06	0.01	0.02	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.01	0.00	-0.01	0.00	-0.01	0.00	-0.05	0.00
δ_k	0.42	0.50	0.10	0.24	0.40	0.46	0.31	0.22	0.02	0.00	0.31	0.08	0.07	0.02	0.04	0.03	0.08	0.02	0.08	0.12	0.26	0.02	0.05	0.06	0.08	0.00

Categoría A

Categoría B

Categoría C

Categoría 0

Capítulo 10. Escenarios de simulación

El objetivo de este capítulo es mostrar algunos ejemplos de uso y aplicación del modelo desarrollado en los procesos de toma de decisiones para la gestión y el diseño de los humedales artificiales de flujo superficial. Para ello se definen diferentes escenarios hipotéticos sobre el funcionamiento de un HAFS y se plantean distintas estrategias de diseño y funcionamiento del sistema. La simulación mediante el modelo desarrollado permitirá determinar la calidad de las aguas en el efluente del sistema y será útil para decidir cuál es la mejor estrategia a aplicar ante cada escenario.

Se utiliza el humedal artificial de flujo superficial FG1 como sistema de referencia sobre el que se plantean los escenarios y las diferentes estrategias de gestión y/o diseño. Se simula el modelo M2 durante el periodo monitorizado (entre abril de 2009 y abril de 2012).

10.1. Escenario 1: aumento de la carga superficial hidráulica

En este apartado se expone una situación que se plantea habitualmente a los gestores de los HAFS. Se trata de la posibilidad de aumentar la carga superficial hidráulica del sistema para incrementar el volumen de agua tratado durante un periodo determinado. En concreto, se propone la duplicación del caudal tratado en el HAFS FG1, pasando de un caudal promedio de 4003 L d^{-1} a 8006 L d^{-1} . Sin embargo, la capacidad de tratamiento de estos sistemas es sensible a la carga hidráulica aplicada y por lo tanto es conveniente simular la afección sobre la calidad del efluente previamente a tomar la decisión de incrementar este parámetro de funcionamiento.

Para estudiar el efecto de algunas de las estrategias de gestión que podrían ser implementadas por los gestores del sistema, se simula la calidad de las aguas del efluente tras la aplicación de

tres estrategias distintas y se compara con la situación inicial monitorizada en el humedal (situación 0):

- **Estrategia A (E. A)**

Se duplica la carga superficial hidráulica y se mantienen las mismas características de funcionamiento del HAFS FG1 que las observadas durante el periodo de estudio.

- **Estrategia B (E. B)**

Se duplica la carga superficial hidráulica y se aumenta el grado de cobertura vegetal. Se propone una CV inicial en FG1 del 100% y se simula el cosechado anual de la mitad de la biomasa vegetal. El cosechado se realiza a principios de septiembre, justo antes del inicio de la época de senescencia de la vegetación (*Typha* spp.). Durante la senescencia aumenta la biomasa vegetal muerta (X_{md}) y disminuye la viva (X_{ml}). Cuando llega la siguiente época de crecimiento aumenta X_{ml} y se reduce X_{md} , alcanzándose de nuevo una cobertura del 100% (Figura 10.1).

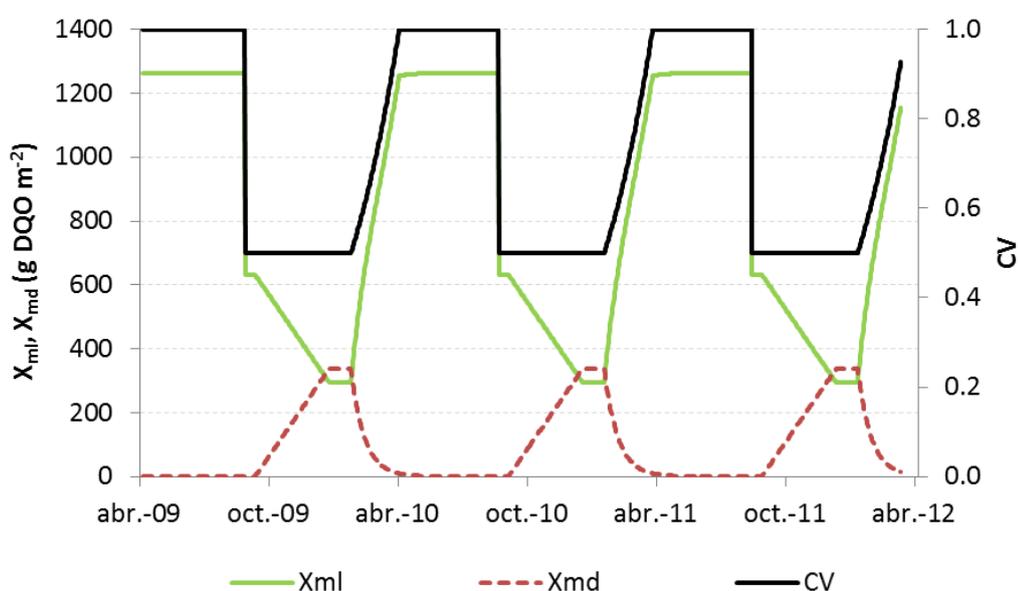


Figura 10.1. Evolución temporal de la biomasa y de la cobertura vegetal simulada en la estrategia B.

Esta estrategia de gestión se ha diseñado teniendo en cuenta la importancia de la cobertura vegetal en los procesos de sedimentación y resuspensión y la contribución del cosechado en la eliminación de nutrientes. Por ello se ha mantenido una cobertura vegetal mínima del 50%, aunque podrían plantearse otras estrategias diferentes en las que se cosechara una proporción mayor o menor de la vegetación.

- **Estrategia C (E. C)**

Se duplica la carga superficial hidráulica y se duplica el calado de la lámina de agua (Figura 10.2). Esta estrategia puede considerarse tanto de gestión como de diseño, ya que el aumento del calado del agua durante la gestión del sistema sólo es posible si

durante el proceso de diseño se ha contemplado la construcción de motas suficientemente altas.

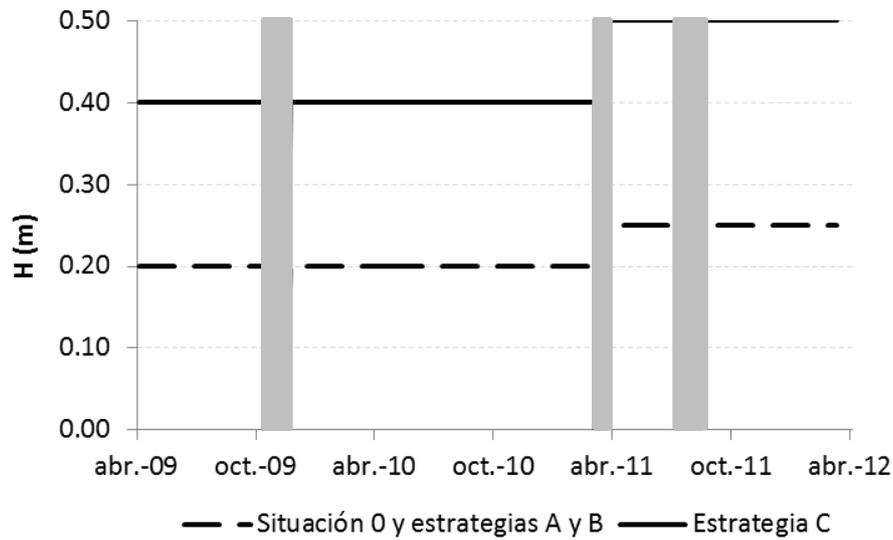


Figura 10.2. Evolución de los calados (H) en las situación 0 y en las estrategias A, B y C. Las barras verticales grises indican los periodos de secado del sistema.

A continuación se representan los resultados obtenidos para las tres estrategias simuladas, así como los resultados de la simulación realizada en la situación original. Se estudian las concentraciones de las variables medidas en el humedal artificial FG1: fosfatos, fósforo total, fitoplancton, sólidos totales en suspensión, amonio, nitrato, DQO total y DQO soluble.

Tras la duplicación de la carga superficial hidráulica de entrada (de 0.296 m d^{-1} a 0.592 m d^{-1}), se representan los tiempos de retención hidráulicos en las cuatro situaciones descritas (Figura 10.3). En la situación original, el TRH medio fue de 1.03 días, mientras que al duplicar el caudal de entrada y no realizar modificaciones sobre el resto de parámetros hidráulicos (estrategias A y B) el TRH medio se reduce a 0.52 días. El TRH de la estrategia C es el mismo que el de la situación original porque se ha duplicado el calado.

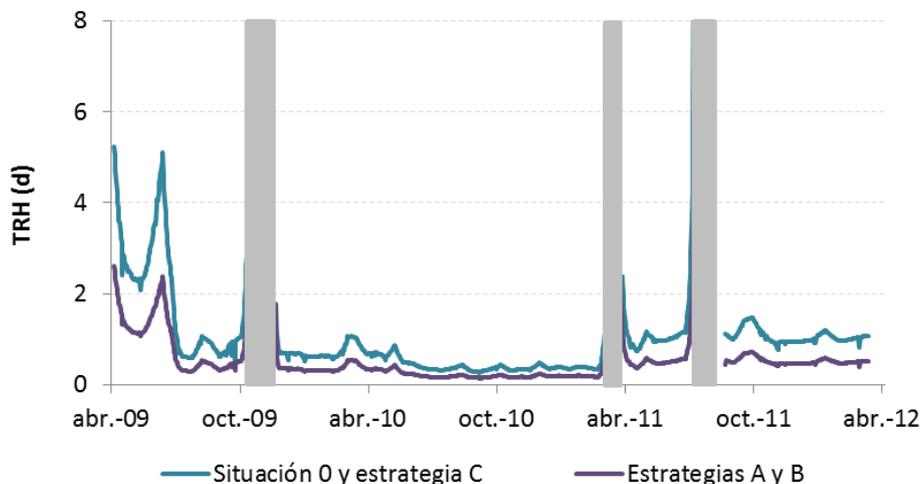


Figura 10.3. Evolución de los tiempos de retención hidráulicos (TRH) en las situaciones 0 y C y en las situaciones A y B. Las barras verticales grises indican los periodos de secado del sistema.

En la Tabla 10.1 se muestran las concentraciones medias de cada variable en el efluente de FG1 para cada situación simulada y los porcentajes de reducción de las concentraciones medias simuladas en el efluente respecto a la concentración media en el influente, donde el signo negativo indica un aumento de la concentración. El HAFS FG1 elimina fitoplancton, fosfato, PT, amonio, nitrato y NT cuando se duplica la carga superficial hidráulica de entrada, en las tres estrategias definidas. Sin embargo, los SST sólo se eliminan si se aplica la estrategia B (aumento de la cobertura vegetal) y la DQO_T en la estrategia C (aumento del TRH). En general se observa que al duplicar la carga hidráulica aplicada se produce un incremento de las concentraciones en el efluente, aunque para algunas variables se alcanzan valores diferentes en cada situación simulada. A continuación se explica detalladamente cada situación.

Tabla 10.1. Concentraciones medias obtenidas en cada situación simulada del escenario 1. Entre paréntesis se indica el porcentaje de reducción de la concentración media simulada en el efluente respecto a la concentración media del influente.

	SST (mg L ⁻¹)	Fitoplancton (mg Cl a L ⁻¹)	PID — (mg P L ⁻¹) —	PT	NH ₄ ⁺ — (mg N L ⁻¹) —	NO ₃ ⁻	NT	DQO _T — (mg O ₂ L ⁻¹) —	DQO _S
Influente	40.51	0.055	0.107	0.359	0.490	2.13	3.8	33.2	22.2
S.0	45.02 (-11%)	0.043 (22%)	0.028 (74%)	0.283 (21%)	0.286 (42%)	1.03 (52%)	1.7 (56%)	32.1 (3%)	23.8 (-7%)
E. A	46.22 (-14%)	0.048 (14%)	0.030 (72%)	0.302 (16%)	0.282 (43%)	1.19 (44%)	1.9 (51%)	34.2 (-3%)	24.3 (-9%)
E. B	31.45 (22%)	0.047 (15%)	0.031 (71%)	0.250 (30%)	0.305 (38%)	1.17 (45%)	1.9 (51%)	33.8 (-2%)	24.3 (-9%)
E. C	52.42 (-29%)	0.046 (16%)	0.027 (75%)	0.306 (15%)	0.245 (50%)	1.02 (52%)	1.7 (57%)	32.1 (3%)	23.3 (-5%)

Si se compara la estrategia simulada A con la situación original, se observa que se produce un incremento en la concentración de todas las variables, a excepción del amonio, donde se observa un ligero descenso del 1.4%.

Al simular una mayor cobertura vegetal (estrategia B) se alcanzan menores concentraciones de fósforo total y de sólidos totales en suspensión que en la situación original. Esta diferencia es debida a que el principal mecanismo para reducir las concentraciones de estas variables es la sedimentación, la cual está muy influenciada por el grado de cobertura vegetal. Las concentraciones de fitoplancton, nitrato, NT, DQO_T y DQO_S son iguales o ligeramente inferiores a las alcanzadas en la situación A, y son superiores a las obtenidas con una carga hidráulica inferior (situación 0). Las concentraciones de fosfato y amonio obtenidas en la situación B son más altas que las obtenidas en la situación inicial y en las estrategias A y C.

Este aumento de las concentraciones de fosfato y amonio en la situación B resulta llamativo, ya que a priori cabría esperar que una mayor cobertura vegetal diera lugar a una mayor toma de estos nutrientes por las plantas y por lo tanto a una mayor eliminación. Sin embargo, los resultados obtenidos en la simulación indican lo contrario. En el Capítulo 7 se demostró que el principal proceso de eliminación de amonio en FG1 es el crecimiento de los microorganismos autótrofos (nitrificación), el cual se modela mediante una cinética de primer orden con funciones Monod para el OD, el fosfato y el amonio (Tabla 7.3). En la situación B, en la que la

X_{ml} a lo largo del periodo es mayor, se incrementa la toma de amonio por la vegetación, disminuyendo la concentración de éste en el agua y ralentizando el principal proceso de eliminación de amonio (nitrificación) al reducir el valor de la función Monod. El valor medio de la función Monod para el amonio es de 0.36 en la situación 0 y de 0.30 en la estrategia B (Figura 10.4). Por otra parte, se produce un aumento del amonio liberado al medio a través del proceso de degradación de la biomasa muerta de las macrófitas (X_{md}).

El mismo fenómeno se observa en el caso de los fosfatos.

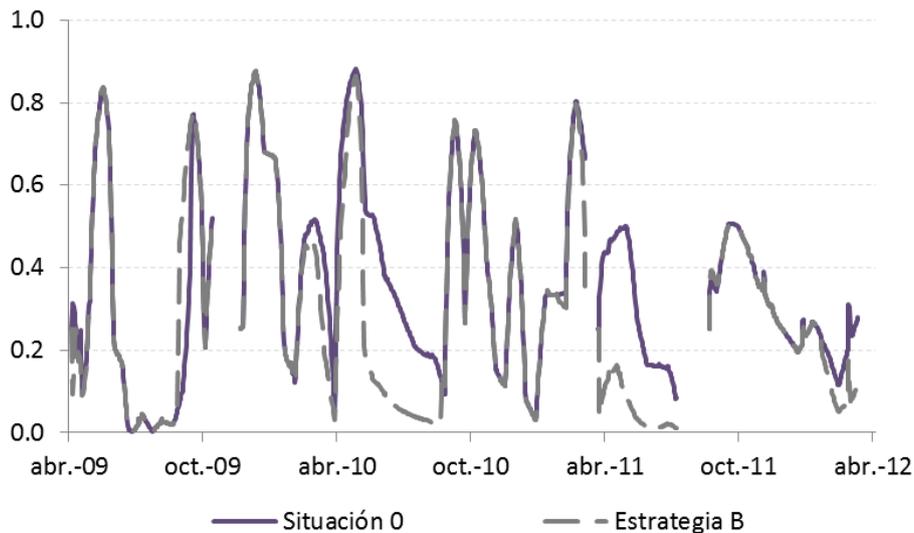


Figura 10.4. Evolución temporal de los valores de la función de Monod para el amonio en las situaciones 0 y B.

En la estrategia C, en la que se duplica el calado de la lámina de agua para mantener el TRH, se obtienen menores concentraciones de fosfato, amonio, nitrato y DQO_5 que en la situación inicial. No se observan cambios en las concentraciones medias de NT y DQO_T e incrementan las concentraciones de PT, fitoplancton y SST respecto a la situación inicial.

A continuación se muestran las masas eliminadas acumuladas durante los tres años simulados en cada una de las estrategias (Figura 10.5). En la situación más favorable para la gestión del HAFS, cabría esperar que la duplicación de la carga hidráulica de entrada diera lugar a la duplicación de las masas eliminadas. Sin embargo, la modelación de las tres estrategias estudiadas (A, B y C) muestra que esto no siempre sucede así, incluso en algunos casos se elimina menos masa que en la situación original (situación 0).

En el caso del fitoplancton, el fosfato, el PT, el amonio, el nitrato y el NT la duplicación de la carga superficial hidráulica aumenta la masa eliminada en las tres situaciones simuladas. La eliminación del fosfato, el amonio y el nitrato se duplica en la situación C, es decir, en la situación donde se duplica el calado de la lámina de agua y el TRH es igual a la situación original. La masa eliminada de PT se duplica en la situación B, donde la cobertura vegetal es superior a la original, favoreciendo los procesos de sedimentación y disminuyendo la resuspensión desde los sedimentos. En las situaciones simuladas no se llega a duplicar la masa

eliminada de fitoplancton y de nitrógeno total, aunque las mayores eliminaciones se consiguen cuando se duplica el calado de la lámina de agua.

Por el contrario, la duplicación del caudal influente disminuye la masa eliminada de DQO₅ en las tres situaciones estudiadas, obteniéndose la menor eliminación en la situación A.

Las masas eliminadas de SST y DQO_T al duplicar el caudal influente dependen de la situación simulada. En la situación 0 se observa una producción de SST (39600 kg) que aumentaría al implementar las situaciones A y C (93400 y 135000 kg producidos, respectivamente). Sin embargo, una mayor cobertura vegetal gestionada tal como se indica en la situación B permitiría una eliminación neta de SST en el HAFS FG1 (34000 kg eliminados, aproximadamente). En el caso de la DQO_T, las gestiones representadas mediante las situaciones A y B darían lugar a una producción de materia orgánica en el sistema, mientras que se podría conseguir una eliminación neta de materia orgánica si se duplican el caudal influente y el calado de la lámina de agua (situación C).

Los resultados obtenidos tras la simulación de las tres situaciones ante el escenario 1 muestran que el funcionamiento del sistema y las eliminaciones alcanzadas dependen de las diferentes estrategias de gestión. Estas estrategias podrían ser diferentes según cuáles fueran las variables de interés a eliminar. Por ejemplo, en el caso de los HAFS ubicados en el *Tancat de la Pipa*, los cuales tratan el agua de l'Albufera, convendría implementar la situación B para maximizar la eliminación de los SST que causan la alta turbidez de las aguas del lago y el fósforo total, que es el nutriente limitante en el lago. Si por el contrario se deseara aumentar la eliminación de las formas inorgánicas del nitrógeno, se optaría por aplicar la situación C.

Así mismo, la estrategia de gestión a adoptar dependería de los objetivos definidos y podría variar de forma temporal, según el interés recayera en maximizar la masa eliminada o en alcanzar menores concentraciones en el efluente.

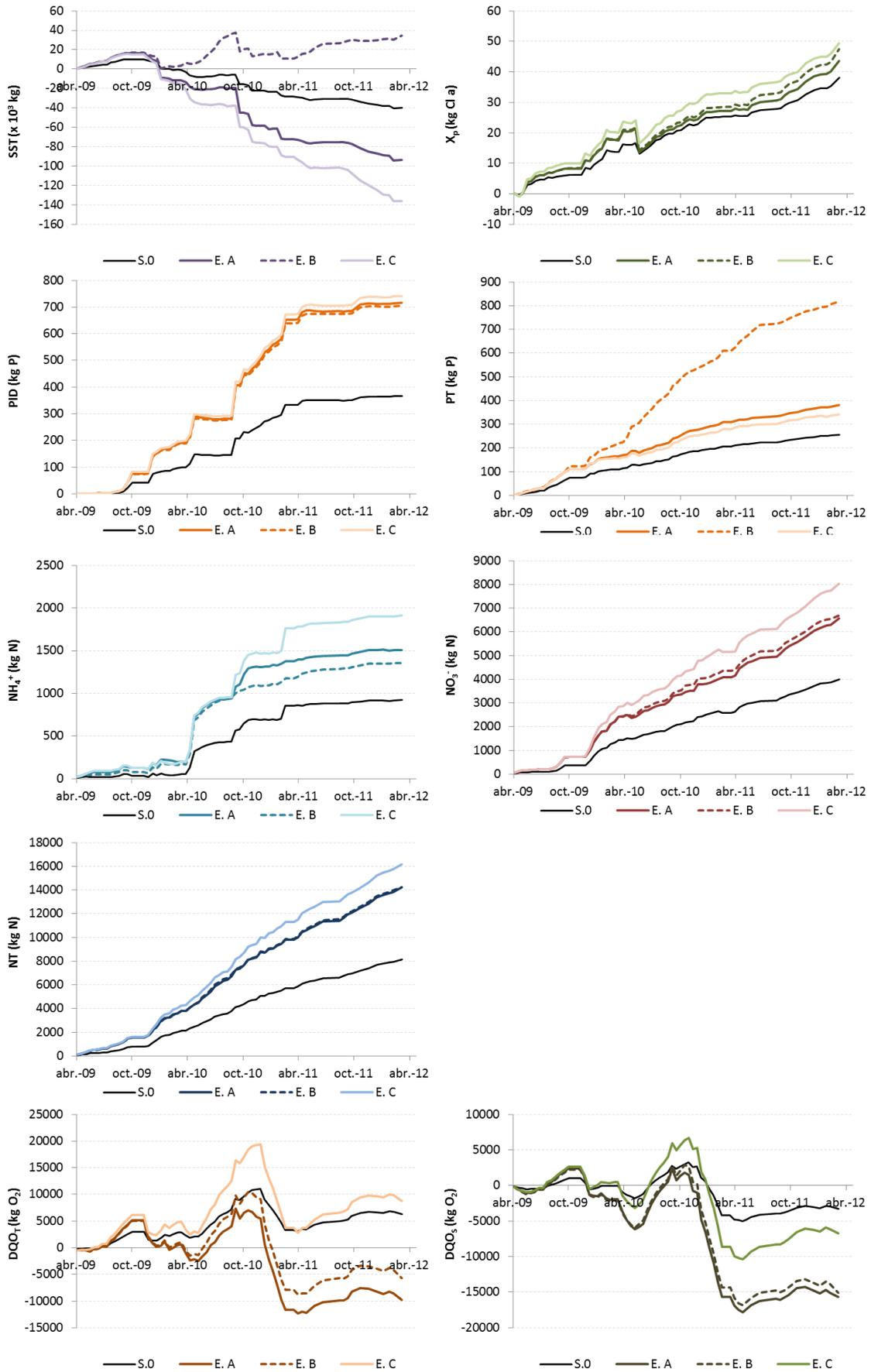


Figura 10.5. Masa eliminada acumulada de las diferentes variables en las situaciones 0, A, B y C.

10.2. Escenario 2: reducción de las concentraciones de entrada

En este apartado se pretende averiguar la capacidad de un HAFS para tratar aguas eutróficas con menores concentraciones que las del influente de FG1. Concretamente, se plantea un escenario en el que se reducen a la mitad las concentraciones monitorizadas en el punto P0a durante el periodo de abril de 2009 a abril de 2012. En l'Albufera, este escenario podría darse en el caso de que mejore la calidad de las aguas del lago y la modelación permitiría determinar la capacidad de un HAFS para el tratamiento de una corriente de estas características. Así mismo, también podría encontrarse este escenario en el tratamiento de aguas eutróficas menos cargadas (por ejemplo, ríos, lagos, estuarios, etc.) y la modelación ayudaría a conocer la aplicabilidad de un HAFS para el tratamiento de dichas aguas.

Se proponen las tres situaciones anteriormente indicadas como posibles estrategias de gestión a aplicar:

- **Estrategia A (E. A)**

La concentración de los componentes en el influente se reduce a la mitad y las características de funcionamiento del HAFS FG1 son las observadas entre abril de 2009 y abril de 2012.

- **Estrategia B (E. B)**

La concentración de los componentes en el influente se reduce a la mitad y se aumenta la cobertura vegetal (Figura 10.1).

- **Estrategia C (E. C)**

La concentración de los componentes en el influente se reduce a la mitad y se duplica el calado de la lámina de agua (Figura 10.2).

En la Tabla 10.2 se muestran las concentraciones medias obtenidas en el efluente simulado en cada situación. En la misma tabla se indican los porcentajes de reducción de las concentraciones medias simuladas en el efluente respecto a la concentración media en el influente, donde el signo negativo indica un aumento de la concentración. Las concentraciones efluentes obtenidas en la situación 0 no se incluyen en la tabla dado que no son comparables con los valores de las tres estrategias simuladas.

Tabla 10.2. Concentraciones medias de las distintas variables obtenidas para cada situación simulada del escenario 2. Entre paréntesis se indica el porcentaje de reducción de la concentración media simulada en el efluente respecto a la concentración media del influente.

	SST (mg L ⁻¹)	Fitoplancton (mg Cl a L ⁻¹)	PID — (mg P L ⁻¹) —	PT	NH ₄ ⁺ — (mg N L ⁻¹) —	NO ₃ ⁻	NT	DQO _T — (mg O ₂ L ⁻¹) —	DQO ₅
Influente	20.56	0.028	0.054	0.180	0.245	1.06	1.9	16.6	11.09
E. A	31.95 (-58%)	0.022 (21%)	0.020 (63%)	0.139 (23%)	0.231 (6%)	0.51 (53%)	0.9 (52%)	16.8 (-1%)	12.4 (-12%)
E. B	17.32 (14%)	0.022 (21%)	0.019 (65%)	0.100 (44%)	0.230 (6%)	0.52 (52%)	0.9 (51%)	16.8 (-1%)	12.3 (-11%)
E. C	43.42 (-114%)	0.022 (21%)	0.016 (70%)	0.143 (21%)	0.223 (9%)	0.43 (60%)	0.8 (56%)	16.1 (3%)	12.0 (-8%)

Las tres estrategias de gestión simuladas muestran que el HAFS tiene la capacidad de reducir la concentración de la mayoría de variables en el hipotético escenario de que las concentraciones del influente sean la mitad de las que se midieron en el punto POa en el *Tancat de la Pipa*. Los resultados indican que si ante este escenario se aplicara cualquiera de estas tres estrategias, se reduciría la concentración de fitoplancton, fosfato, PT, amonio, nitrato y NT.

Por el contrario, el sistema no sería capaz de eliminar la materia orgánica soluble, la cual incrementaría su concentración media entre el 8 y el 12%, dependiendo de la estrategia de gestión aplicada.

La eliminación de SST y DQO_T estaría condicionada a la estrategia aplicada. Los SST se eliminarían si se aumentara la cobertura vegetal (estrategia B). En el resto de estrategias descritas se produciría un incremento de la concentración, ya que la generación de SST por efecto de la resuspensión es independiente de las concentraciones del influente y dicha generación superaría a la eliminación por sedimentación, a menos que hubiera una alta cobertura vegetal que favoreciera la sedimentación y disminuyera la resuspensión. Al igual que en el escenario anterior, se observa como un incremento del TRH (estrategia C) empeora la eliminación de SST. Sin embargo, dicho aumento del TRH favorece la eliminación de la DQO_T , siendo la estrategia C la única que permitiría la eliminación de la materia orgánica particulada.

En la Figura 10.6 se muestra la evolución temporal de las masas eliminadas acumuladas para cada variable. Se representan también las masas eliminadas en la situación inicial.

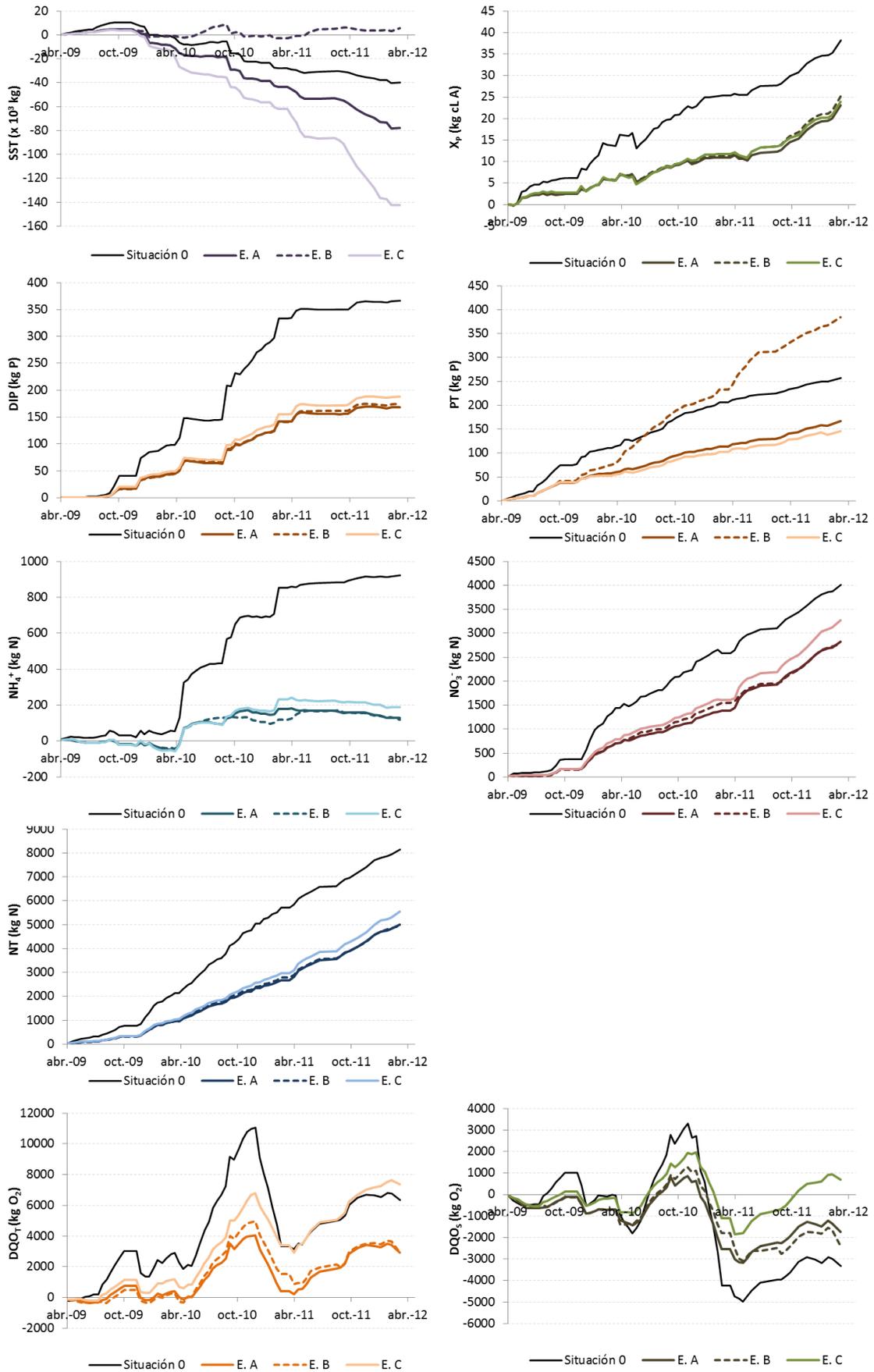


Figura 10.6. Masa eliminada acumulada de las diferentes variables en las situaciones 0, A, B y C.

Las masas eliminadas en cada estrategia de gestión siguen evoluciones distintas para cada variable. En la mayoría de ellas, la reducción de las concentraciones de entrada implica la eliminación de una menor masa del contaminante. No obstante, hay algunas excepciones en las que una determinada estrategia permite aumentar la masa eliminada respecto a la situación inicial. Es el caso de los SST, donde aplicando la estrategia B se alcanza una eliminación neta (57000 kg) mientras que en la situación inicial se generan SST (39600 kg). En el caso del PT, la estrategia B muestra una mayor eliminación de fósforo (385 kg frente a 256 kg). También se podrían aumentar ligeramente la masa eliminada de DQO_T aplicando la estrategia C de gestión. La eliminación de DQO_S mejoraría con la implementación de cualquiera de las tres estrategias descritas, si bien sólo se alcanzaría una eliminación neta siguiendo la estrategia C.

En el resto de variables, una reducción de la concentración en el influente implicaría una reducción de la masa eliminada en las tres estrategias de gestión estudiadas. Para el fitoplancton y el PID esta reducción se sitúa en torno al 50%, mientras que en el caso del amonio es de casi el 85% y en el del nitrato no alcanza el 30%.

Por lo tanto, una gestión adecuada del HAFS permitiría su aplicación para el tratamiento de aguas eutróficas menos concentradas, e incluso sería posible eliminar más masa de algunas variables como SST o PT que en la situación inicialmente monitorizada en FG1.

Siguiendo la metodología mostrada en este capítulo, se podrían simular los escenarios y estrategias que fueran de interés para los gestores y/o diseñadores de este tipo de sistemas, de forma que el modelo resultaría una herramienta útil en la toma de decisiones de las estrategias a aplicar. Por ejemplo, se podría estudiar el efecto de modificar el caudal a tratar durante determinadas épocas del año, la variación del calado de la lámina del agua a lo largo del año o la frecuencia y fracción cosechada de la cobertura vegetal.

Capítulo 11. Conclusiones

A continuación, y como último capítulo de la presente Tesis Doctoral, se exponen las principales conclusiones obtenidas:

1. Es posible simular el tratamiento de aguas eutróficas en humedales artificiales de flujo superficial utilizando una estructura análoga a la empleada en los principales modelos de tratamiento de aguas (modelos ASM, ADM, CWM1 o CW2D, entre otros). El uso de este “lenguaje común” facilita la comunicación y la comprensión dentro de la comunidad científica, así como entre ésta y los usuarios de los modelos.
2. Una aportación novedosa del modelo desarrollado es la simulación mecanicista de los sólidos totales en suspensión, una variable de gran importancia en calidad de aguas que no está incluida en los principales modelos mecanicistas de humedales artificiales. Además, el modelo desarrollado simula el fitoplancton, el fósforo total y las formas de fósforo, el nitrógeno total y las formas nitrogenadas, así como la materia orgánica.
3. Se ha comprobado que el modelo representa adecuadamente las concentraciones de las variables estudiadas. El modelo fue calibrado y validado en dos humedales artificiales de flujo superficial que funcionaron a escala real durante tres años para tratar las aguas hipereutrofizadas del lago de l'Albufera (València).
4. La simulación de la resuspensión ha demostrado ser un proceso crucial en la modelación de los sólidos en suspensión, sin la cual no es posible reproducir su eliminación en este tipo de sistemas. Es necesario introducir el efecto de la resuspensión producida por el viento y la generada por acción de la avifauna. En los

sistemas estudiados, la resuspensión introduce entre el 44 y 50% de los sólidos en suspensión que entran a los sistemas, siendo mayor el efecto del viento que el de la avifauna.

5. El modelo establece un nexo entre la simulación de los sólidos totales en suspensión y del fitoplancton y cuantifica la contribución de éste último en el balance de los sólidos totales en suspensión. En los sistemas estudiados en esta investigación, entorno al 2% de los sólidos totales en suspensión provienen del peso seco del fitoplancton.
6. La modelación biocinética de los humedales artificiales de flujo superficial debe considerar la característica de inmovilidad de los microorganismos autótrofos y heterótrofos. El modelo desarrollado permite predecir la existencia de una biopelícula adherida a las superficies disponibles sin la cual no se puede simular el funcionamiento biocinético de este tipo de sistemas.
7. La reproducción de las oscilaciones día/noche en la concentración del oxígeno disuelto es fundamental para la simulación de los procesos de nitrificación y desnitrificación en el tratamiento de aguas eutróficas en este tipo de sistemas.
8. La cobertura vegetal es un parámetro relativamente fácil de obtener y válido para simular el efecto de atrapamiento de material particulado en los procesos de sedimentación y resuspensión, así como para modelar la toma de nutrientes ejercida por las macrófitas emergentes en este tipo de sistemas de tratamiento.
9. Se ha demostrado que conseguir una buena cobertura vegetal y realizar un cosechado periódico de la misma son factores importantes en la gestión de estos sistemas para favorecer la eliminación de los sólidos totales en suspensión, del fósforo y del nitrógeno.
10. El modelo desarrollado permite cuantificar la importancia de cada proceso en la eliminación de las variables estudiadas. En el caso de los sistemas utilizados para realizar la calibración y la validación, los sólidos totales en suspensión se eliminaron mediante sedimentación y la resuspensión por acción del viento fue superior a la generada por la avifauna. La sedimentación es también el principal proceso de eliminación de fósforo, mientras que el nitrógeno se elimina mayoritariamente mediante nitrificación-desnitrificación. La vegetación emergente elimina entre el 3-23% del fósforo y del nitrógeno que entran al sistema, aunque una parte de éstos es reintroducida de nuevo a la columna de agua mediante la descomposición de la biomasa vegetal muerta.
11. La implementación de este tipo de modelos requiere de la realización de un esfuerzo importante en la recopilación de información relativa a la meteorología y la avifauna existentes en el sistema.

12. La simulación de los sólidos totales en suspensión mediante el modelo desarrollado es especialmente sensible a los parámetros relacionados con la resuspensión por efecto del viento y a la constante de atrapamiento de la cobertura vegetal en los procesos de sedimentación. Así mismo, el modelo también presenta una alta sensibilidad a las velocidades máximas de crecimiento de los microorganismos autótrofos y heterótrofos, al factor de corrección de la desnitrificación y a la velocidad de lisis de los microorganismos heterótrofos.
13. Es posible aumentar la masa eliminada de sólidos totales en suspensión y de fósforo total en humedales artificiales de flujo superficial como los estudiados en esta investigación mediante un aumento del caudal a tratar y de la cobertura vegetal. Para incrementar la masa eliminada del nitrógeno inorgánico disuelto es necesario, además de aumentar el caudal a tratar, aumentar el tiempo de retención hidráulico.

Por todo ello, el modelo desarrollado en esta Tesis Doctoral contribuye a aumentar el conocimiento sobre los procesos que tienen lugar en los humedales artificiales de flujo superficial aplicados al tratamiento de aguas eutróficas y es una herramienta útil para el diseño y la toma de decisiones en la gestión de estos sistemas.

Respecto a la continuidad y avance de esta línea de investigación, se proponen dos ámbitos principales de trabajo futuro. Por una parte, la determinación experimental en aguas eutrofizadas de aquellos parámetros sobre los cuales el modelo ha demostrado tener mayor sensibilidad, ya que ello contribuirá a aumentar la robustez del modelo desarrollado. Así mismo, la determinación experimental del fraccionamiento del fósforo, del nitrógeno y de la materia orgánica en las aguas eutrofizadas sería un avance importante para la modelación mecanicista biocinética de este tipo de aguas. Por otra parte, se propone un aumento del número de procesos y componentes incluidos en el modelo. Uno de los componentes a introducir sería el oxígeno disuelto, el cual se debería simular a una escala temporal tal que permitiera reproducir las oscilaciones diarias necesarias para modelar los procesos de nitrificación y desnitrificación. Así mismo, también se propone la inclusión de procesos anaerobios, la división de la biomasa fitoplanctónica en diferentes grupos fitoplanctónicos y/o la simulación de la acumulación de nutrientes en la capa superficial del sedimento.

BIBLIOGRAFÍA

- Akratos, C.S., Papaspyros, J.N.E. & Tsihrintzis, V.A. (2008). An artificial neural network model and design equations for BOD and COD removal prediction in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Chemical Engineering Journal*. 143 (1–3). p.pp. 96–110.
- Akratos, C.S., Papaspyros, J.N.E. & Tsihrintzis, V.A. (2009a). Artificial neural network use in ortho-phosphate and total phosphorus removal prediction in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Biosystems Engineering*. 102 (2). p.pp. 190–201.
- Akratos, C.S., Papaspyros, J.N.E. & Tsihrintzis, V.A. (2009b). Total nitrogen and ammonia removal prediction in horizontal subsurface flow constructed wetlands: Use of artificial neural networks and development of a design equation. *Bioresource Technology*. 100 (2). p.pp. 586–596.
- Allen, R.G., Pereira, L.S. & Raes, D. (1998). *Crop evapotranspiration*. FAO.
- Al-Rawahi, N.Z., Zurigat, Y.H. & Al-Azri, N.A. (2011). Prediction of hourly solar radiation on horizontal and inclined surfaces for Muscat/Oman. *Journal of Engineering Research*. 8 (2). p.pp. 19–31.
- Álvarez, J.A. & Bécares, E. (2006). Seasonal decomposition of *Typha latifolia* in a free-water surface constructed wetland. *Ecological Engineering*. 28 (2). p.pp. 99–105.
- Álvarez, J.A. & Bécares, E. (2008). The Effect of Plant Harvesting on the Performance of a Free Water Surface Constructed Wetland. *Environmental Engineering Science*. 25 (8). p.pp. 1115–1122.
- Ambrose, R.B., Wool, T.A., Connolly, J.P. & Schanz, R.W. (1988). *WASP4, A Hydrodynamic and Water Quality Model - Model Theory, User's Manual, and Programmer's Guide*.
- An, K.G. & Kim, D.S. (2003). Response of reservoir water quality to nutrient inputs from streams and in-lake fishfarms. *Water, Air, and Soil Pollution*. 149 (1–4). p.pp. 27–49.
- Andreu, J., Capilla, J. & Sanchís, E. (1996). AQUATOOL, a generalized decision-support system for water-resources planning and operational management. *Journal of Hydrology*. 177 (3–4). p.pp. 269–291.
- APHA (1991). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Publish Health Association, Washington, DC, USA.
- Arheimer, B. & Pers, B.C. (2016). Lessons learned? Effects of nutrient reductions from constructing wetlands in 1996–2006 across Sweden. *Ecological Engineering*. p.pp. 1–11.
- Asaeda, T. & Karunaratne, S. (2000). Dynamic modeling of the growth of *Phragmites australis*: model description. *Aquatic Botany*. 67 (4). p.pp. 301–318.
- ASCE, A.S. of C.E. (1993). Criteria for Evaluation of Watershed Models. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*. 119 (3). p.pp. 429–442.
- Ávila, C., Garfí, M. & García, J. (2013a). Three-stage hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse in warm climate regions. *Ecological Engineering*. 61. p.pp. 43–49.

- Ávila, C., Salas, J.J., Martín, I., Aragón, C. & García, J. (2013b). Integrated treatment of combined sewer wastewater and stormwater in a hybrid constructed wetland system in southern Spain and its further reuse. *Ecological Engineering*. 50. p.pp. 13–20.
- Babourina, O. & Rengel, Z. (2011). Nitrogen Removal from Eutrophicated Water by Aquatic Plants. In: *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*. p. 394. Springer. New York.
- 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. *Ecological Engineering*. 14 (1–2). p.pp. 9–15.
- Bachand, P.M. & Horne, A.J. (2000b). Denitrification in constructed free-water surface wetlands. II. Effects of vegetation and temperature. *Ecological Engineering*. 14. p.pp. 17–32.
- Baretta-Bekker, J.G., Baretta, J.W. & Ebenhijh, W. (1997). Microbial dynamics in the marine ecosystem model ERSEM II with decoupled carbon assimilation and nutrient uptake. *Journal of Sea Research*. 38. p.pp. 195–211.
- Batstone, D.J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S. V, Pavlostathis, S.G., Rozzi, A., Sanders, W.T.M., Siegrist, H. & Vavilin, V.A. (2002). The IWA anaerobic digestion model no 1 (ADM1). *Water Science and Technology*. 45 (10). p.pp. 65–73.
- Beklioglu, M., Meerhoff, M., Sondergaard, M. & Jeppesen, E. (2011). Eutrophication and restoration of shallow lakes from a cold temperate to a warm mediterranean and a (Sub)tropical climate. In: *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*. pp. 91–108. Springer. New York.
- 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*. Valencia, Spain. Trabajo Final de Máster. Universitat Politècnica de València.
- Belda, E. (2013). *Evaluación y propuesta de actuaciones para la mejora de la calidad del agua en el lago de La Albufera*. Proyecto Final de Carrera. Universitat Politècnica de València.
- Beun, J.J., Paletta, F., van Loosdrecht, M.C.M. & Heijnen, J.J. (2000). Stoichiometry and kinetics of poly-B- hydroxybutyrate metabolism under denitrifying condition in activated sludge cultures Stoichiometry and Kinetics of Poly-Hydroxybutyrate Metabolism in Aerobic , Slow Growing , Activated. *Biotechnology and Bioengineering*. 67 (4). p.pp. 379–389.
- Blanco, C. (1974). *Estudio de la contaminación de la Albufera de Valencia y de los efectos de dicha contaminación sobre la fauna y flora del lago*. Tesis doctoral. Universidad de Valencia.
- Bos, M.G. (1976). Discharge measurement structures. *NASA STI/Recon Technical Report N. 78*. p.p. 31395.
- Braskerud, B.C. (2002). Factors affecting phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering*. 19 (1). p.pp. 41–61.
- Bremner, J.M. & Shaw, K. (1958). Denitrification in soil. II. Factors affecting denitrification. *The Journal of Agricultural Science*. 51 (1). p.pp. 40–52.
- Breukelaar, A.W., Lammens, E.H.R.R., Breteler, J.G.P.K. & Tátrai, I. (1994). Effects of

- benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll a. *Freshwater Biology*. 32 (1). p.pp. 113–121.
- Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science & Technology*. 35 (5). p.pp. 11–17.
- Brix, H. (1994). Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology*. 29 (4) p.pp. 71–78.
- Brovelli, A., Baechler, S., Rossi, L. & Barry, D.A. (2009a). Comprehensive process-based modelling of sand filters and subsurface flow constructed wetlands. In: *3rd International Symposium on "Wetland Pollutant Dynamics and Control–WETPOL*. 2009, pp. 293–294.
- Brovelli, A., Baechler, S., Rossi, L. & Barry, D.A. (2007). Coupled flow and hydro-geochemical modeling for design and optimization of horizontal flow constructed wetlands. *2nd international symposium on wetland pollutant dynamics and control (WETPOL 2007)*. (ECOL-POSTER-2008-028).
- Brovelli, A., Malaguerra, F. & Barry, D.A. (2009b). Bioclogging in porous media: Model development and sensitivity to initial conditions. *Environmental Modelling and Software*. 24 (5). p.pp. 611–626.
- Brovelli, A., Rossi, L. & Barry, D.A. (2009c). *Mechanistic understanding and prediction of bioclogging in sand filters and subsurface flow constructed wetlands*. Proceedings of the 3rd conference on Wetland Pollution Dynamics and Control. p.pp. 133–134.
- Brown, L. & Barnwell, T. (1987). *The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS*. p.p. 204. U.S. Environmental Protection Agency.
- Brun, R., Kühni, M., Siegrist, H., Gujer, W. & Reichert, P. (2002). Practical identifiability of ASM2d parameters—systematic selection and tuning of parameter subsets. *Water Research*. 36 (16). p.pp. 4113–4127.
- Brunner, G.W. (2016a). HEC-RAS River Analysis System : User's Manual. *US Army Corps of Engineers Hydrologic Engineering CenterS Army Corps of Engineers Hydrologic Engineering Center*.
- Brunner, G.W. (2016b). Hec-Ras River Analysis System. Hydraulic Reference Manual. *US Army Corps of Engineers Hydrologic Engineering Center*.
- Brunner, G.W., Warner, J.C., Wolfe, B.C., Piper, S.S. & Marston, L. (2016). HEC-RAS, River Analysis System. Applications Guide. *US Army Corps of Engineers Hydrologic Engineering Center*. p.p. 150.
- Calero, S., Segura, M., Rojo, C. & Rodrigo, M.A. (2015). Shifts in plankton assemblages promoted by free water surface constructed wetlands and their implications in eutrophication remediation. *Ecological Engineering*. 74. p.pp. 385–393.
- Calheiros, C.S.C., Rangel, A.O.S.S. & Castro, P.M.L. (2007). Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water research*. 41 (8). p.pp. 1790–1798.
- Carper, G.L. & Bachmann, R.W. (1984). Wind resuspension of sediments in a prairie lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*.. 41 (12). p.pp. 1763–1767.

- Carretero, J.L. & Boira, H. (1989). *Flora y vegetación de la Albufera de Valencia: bases para su recuperación*. Valencia: Institución Alfonso el Magnánimo.
- Caselles-Osorio, A. & García, J. (2006). Performance of experimental horizontal subsurface flow constructed wetlands fed with dissolved or particulate organic matter. *Water Research*. 40. p.pp. 3603–3611.
- Caselles-Osorio, A., Porta, A., Porras, M. & García, J. (2007). Effect of High Organic Loading Rates of Particulate and Dissolved Organic Matter on the Efficiency of Shallow Experimental Horizontal Subsurface-flow Constructed Wetlands. *Water Air Soil Pollut.* 183. p.pp. 367–375.
- Chaichana, R., Leah, R. & Moss, B. (2010). *Birds as eutrophication agents : a nutrient budget for a small lake in a protected area*. p.pp. 111–121.
- Chapra, S., Pelletier, G. & Tao, H. (2012). *Steve Chapra, Greg Pelletier and Hua Tao*. p.pp. 1–97.
- Chapra, S.C. (1997). *Surface Water-Quality Modeling*. McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering.
- Cheng, S.T., Hwang, G.W., Chen, C.P., Hou, W.S. & Hsieh, H.L. (2012). An integrated modeling approach to evaluate the performance of an oxygen enhancement device in the Hwajiang wetland, Taiwan. *Ecological Engineering*. 42. p.pp. 244–248.
- CHJ, C.H. del J. (2011). *Memoria de investigación Tancat de la Pipa. Periodo 2009 - 2011*.
- Christensen, N., Mitsch, W.J. & Jørgensen, S.E. (1994). A first generation ecosystem model of the Des Plaines River experimental wetlands. *Ecological Engineering*. 3 (4). p.pp. 495–521.
- Cobelas, M. & Olmo, A. (1992). Eutrophication in Spanish freshwater ecosystems. *Limnetica*. 8. p.pp. 263-266.
- Comín, F.A., Herrera-Silveira, J.A. & M., M. (1997). Flamingo footsteps enhance nutrient release from the sediment to the water column. *Wetlands International Publication*. 43. p.pp. 211–227.
- Comino, E., Riggio, V. & Rosso, M. (2011). Mountain cheese factory wastewater treatment with the use of a hybrid constructed wetland. *Ecological Engineering*. 37 (11). p.pp. 1673–1680.
- Connolly, J.P. & Winfield, R.P. (1984). *A user's guide for WASTOX, a framework for modeling the fate of toxic chemicals in aquatic environments*. Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency.
- Cooper, P., Job, G., Green, M. & Shutes, R. (1996). *Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment*. Medmenham, Marlow, UK: WRc Publications.
- Coveney, M.F., Stites, D.L., Lowe, E.F., Battoe, L.E. & Conrow, R. (2002). Nutrient removal from eutrophic lake water by wetland filtration. *Ecological Engineering*. 19 (2). p.pp. 141–159.
- Cózar, A., Gálvez, J. a., Hull, V., García, C.M. & Loisel, S. a. (2005). Sediment resuspension by wind in a shallow lake of Esteros del Iberá (Argentina): A model based on turbidimetry. *Ecological Modelling*. 186 (1 SPEC. ISS.). p.pp. 63–76.
- Davies, T.H. & Cottingham, P.D. (1993). Phosphorus removal from wastewater in a constructed

- wetland. *Constructed wetlands for water quality improvement*. Boca Raton, Lewis, 315-320. p.p. 320.
- Dhamotharan, S., Gulliver, J.S. & Stefan, H.G. (1981). Unsteady one-dimensional settling of suspended sediment. *Water Resources Research*. 17 (4). p.pp. 1125–1132.
- Di Toro, D.M., Fitzpatrick, J.J. & Thomann, R. V (1983). *Documentation for water quality analysis simulation program (WASP) and model verification program (MVP)*.
- 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.* p.pp. 90–101.
- Dieter, C.D. (1990). The Importance of Emergent Vegetation in Reducing Sediment Resuspension in Wetlands. *Journal of Freshwater Ecology*. 5 (4). p.pp. 467–473.
- 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 79/409/CEE del Consejo, de 2 de abril de 1979, relativa a la conservación de las aves silvestres.
- Dokulil, M.T., Donabaum, K. & Pall, K. (2010). Successful restoration of a shallow lake: a case study based on bistable theory. In: *Eutrophication: causes, consequences and control*. Springer, pp. 285–294.
- Douglas, R.W. & Rippey, B. (2000). The random redistribution of sediment by wind in a lake. *Limnology and Oceanography*. 45 (3). p.pp. 686–694.
- Droop, M.R. (1974). The Nutrient Status of Algal Cells in Continuous Culture. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*. 54. p.pp. 825–855.
- 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. *Ecological Engineering*. 79 p.pp 132-142.
- Dunne, E.J., Coveney, M.F., Marzolf, E.R., Hoge, V.R., Conrow, R., Naleway, R., Lowe, E.F., Battoe, L.E., Dunne, E.J., Coveney, M.F., Marzolf, E.R., Hoge, V.R., Conrow, R., Naleway, R., Lowe, E.F. & Battoe, L.E. (2012). Efficacy of a large-scale constructed wetland to remove phosphorus and suspended solids from Lake Apopka , Florida. *Ecological Engineering*. 42 p.pp. 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. *Ecological Engineering*. 61. p.pp. 224–234.
- Dunne, E.J., Culleton, N., O'Donovan, G., Harrington, R. & Olsen, A.E. (2005). An integrated constructed wetland to treat contaminants and nutrients from dairy farmyard dirty water. *Ecological Engineering*. 24 (3). p.pp. 221–234.
- Durán Pinzón, F. (2013). *Modelación matemática del tratamiento anaerobio de aguas residuales urbanas incluyendo las bacterias sulfatorreductoras. Aplicación a un biorreactor anaerobio de membranas*. Tesis doctoral. Universitat Politècnica de València.

- EEA, E.E.A. (2003). *Europe's water: An indicator-based assessment*. European Environment Agency Copenhagen.
- EEA, E.E.A. (2012). *European Waters—Assessment of Status and Pressures*. Luxemborg.
- EEA, E.E.A. (2015). *SOER 2015 European briefings Freshwater quality*.
- Enwright, N., Hudak, P.F. & Hatley, D. (2011). Estimating inundation patterns in detention wetlands: methodology and application to North-Central Texas. *International Journal of Environmental Studies*. 68 (1). p.pp. 61–71.
- EPA Method 354.1. Nitrogen, nitrite (spectrophotometric).
- EPA (2000). *Manual Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters Manual Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*.
- EPA (2007). *United States Environmental Protection Agency. Nitrates and Nitrites. TEACH Chemical Summary, Toxicity and Exposure Assessment for Children's Health*.
- Eppley, R.W. & Sloane, P.R. (1966). Growth rates of marine phytoplankton: correlation with light absorption by cell chlorophyll-a. *Physiologia Plantarum*. 19 (1). p.pp. 47–59.
- Ferrer, J. & Seco, A. (2003). *Tratamientos biológicos de aguas residuales*. Universidad Politecnica de Valencia, Valencia (España). ISBN 84-9705-466-0.
- Focht, D.D. & Verstraete, W. (1977). Biochemical ecology of nitrification and denitrification. *Advance in Microbial Ecology*. 1. p.pp. 135–214.
- Fonder, N. & Headley, T. (2010). Systematic classification, nomenclature and reporting for constructed treatment wetlands. In: J. Vymazal (ed.). *Water and nutrient management in natural and constructed wetlands*. Springer, p.pp. 191-220.
- Foot, A.L. & Kadlec, J.A. (1988). Effects of wave energy on plant establishment in shallow lacustrine wetlands. *Journal of Freshwater Ecology*. 4. p.pp. 523–532.
- Galanopoulos, C. & Lyberatos, G. (2016). *Dynamic modelling and design of free water surface constructed wetland systems*. Global NEST Journal. 18, 2. p.pp 321-328.
- Galanopoulos, C., Sazakli, E., Leotsinidis, M. & Lyberatos, G. (2013). A pilot-scale study for modeling a free water surface constructed wetlands wastewater treatment system. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 1 (4). p.pp. 642–651.
- Galanopoulos, C., Sazakli, E., Leotsinidis, M. & Lyberatos, G. (2014). Dynamic model extension for the design of full-scale artificial free superficial flow wetland systems. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2 (4). p.pp. 2129–2135.
- Galvão, A. & Joana Piseiro (2016). Determining heterotrophic growth yield in biofilm from constructed wetlands. In: *Proceedings of 10th ISEB Conference*. 2016, p. 509.
- García, J., Aguirre, P., Barragán, J., Mujeriego, R., Matamoros, V. & Bayona, J.M. (2005). Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*. 25 (4). p.pp. 405–418.
- García, J., Rousseau, D.P.L., Caselles-Osorio, A., Story, A., De Pauw, N. & Vanrolleghem, P. (2007). Impact of prior physico-chemical treatment on the clogging process of subsurface flow constructed wetlands: Model-based evaluation. *Water, Air, and Soil Pollution*. 185

(1–4). p.pp. 101–109.

- Garcia, J., Rousseau, D.P.L., Morató, J., Lesage, E., Matamoros, V. & Bayona, J.M. (2010). Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 40. p.pp. 561–661.
- Gargallo, S., Hernández-Crespo, C., Nácher, B. & Martín, M. (2015). Pollutants removal by two different constructed wetland treating eutrophic water. In: *6th International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control. Annual Conference of the Constructed Wetland Association*. 2015, York, UK., pp. 305–306.
- Gerardi, M.H. (2002). *Nitrification and Denitrification in the Activated Sludge Process (Google eBook)*.
- Gersberg, A.R.M., Elkins, B. V, Goldman, C.R., Gersberg, R.M., Elkins, B. V & Goldman, C.R. (1984). Use of Artificial Wetlands to Remove Nitrogen from Wastewater. *Water Pollution Control Federation*. 56 (2). p.pp. 152–156.
- Giraldi, D., de'Michieli Vitturi, M., Zaramella, M., Marion, A. & Iannelli, R. (2009). Hydrodynamics of vertical subsurface flow constructed wetlands: Tracer tests with rhodamine WT and numerical modelling. *Ecological Engineering*. 35 (2). p.pp. 265–273.
- Giraldi, D., de Michieli Vitturi, M. & Iannelli, R. (2010). FITOVERT: A dynamic numerical model of subsurface vertical flow constructed wetlands. *Environmental Modelling and Software*. 25 (5). p.pp. 633–640.
- Goforth G. F. (2001). Surmounting the engineering challenges of Everglades restoration. *Water Science & Technology*. 44 (11–12). p.pp. 295–302.
- Graaf, A.A. Van De, Bruijn, P. De, Robertson, L.A., Jetten, M.M. & Kuenen, J.G. (2016). *Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organisms in a fluidized bed reactor*. *Microbiology*. 142. p.pp 2187-2196.
- Greenway, M. (2010). Wetlands and Ponds for Stormwater Treatment in Subtropical Australia: Their Effectiveness in Enhancing Biodiversity and Improving Water Quality? *Journal of Contemporary Water Research & Education*. 146 (1). p.pp. 22–38.
- Greenway, M. & Jenkins, G. (2004). A comparative study of the effectiveness of wetlands and ponds in the treatment of stormwater in subtropical Australia. 9th IWA Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control.
- Gujer, W., Siegrist, H., Koch, G. & Ku, M. (2000). *CALIBRATION AND VALIDATION OF ACTIVATED SLUDGE MODEL NO . 3 FOR SWISS MUNICIPAL*. 34 (14). p.pp. 3580–3590.
- Hammer, U.T. (1986). *Saline lake ecosystems of the world*. Springer Science & Business Media.
- Harter, S.K. & Mitsch, W.J. (1998). Patterns of short-term sedimentation in a freshwater created marsh. *Journal of environmental quality*. 32 (1). p.pp. 325–334.
- Hauck, R.D. (1984). Atmospheric Nitrogen. Chemistry, Nitrification, Denitrification, and their Interrelationships. In: *Handbook of Environmental Chemistry*. pp. 105–125.
- 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). p.pp. 522–528.

- Hellström, T. (1991). The effect of resuspension on algal production in a shallow lake. *Hydrobiologia*. 213 (3). p.pp. 183–190.
- Henze, M., Grady Jr, C.P.L., Gujer, W., Marais, G.V.R. & Matsuo, T. (1987). Activated Sludge Model No. 1: IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1. *IAWPRC, London*.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T. & Loosdrecht, M. van (2000). *Iwa Task Group on Mathematical Modelling for Design and*.
- Hernández-Crespo, C. (2013a). 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. (2013b). Mid-term variation of vertical distribution of acid volatile sulphide and simultaneously extracted metals in sediment cores from Lake Albufera (Valencia, Spain). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 65 (4). p.pp. 654–664.
- Hernández-Crespo, C., Oliver, N., Bixquert, J., Gargallo, S. & Martín, M. (2016). Comparison of three plants in a surface flow constructed wetland treating eutrophic water in a Mediterranean climate. *Hydrobiologia*. 774 (1). p.pp. 183–192.
- Hopkins, T. (1983). *Quantitative analysis and simulation of Mediterranean coastal ecosystems: The Gulf of Naples, a case study*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.
- Horppila, J. & Nurminen, L. (2003). Effects of submerged macrophytes on sediment resuspension and internal phosphorus loading in Lake Hiidenvesi (southern Finland). *Water Research*. 37 (18). p.pp. 4468–4474.
- Horvath, T.G. (2004). Retention of particulate matter by macrophytes in a first-order stream. *Aquatic Botany*. 78 (1). p.pp. 27–36.
- Hosokawa, Y. & Horie, T. (1992). Flow and particulate nutrient removal by wetland with emergent macrophyte. *Science of the total environment*. p.pp. 1271–1282.
- 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. *Agricultural Water Management*. 95 (5). p.pp. 607–615.
- Huett, D.O., Morris, S.G., Smith, G. & Hunt, N. (2005). Nitrogen and phosphorus removal from plant nursery runoff in vegetated and unvegetated subsurface flow wetlands. *Water research*. 39 (14). p.pp. 3259–3272.
- IATA, Instituto de Agroquímica y Tecnología de Alimentos (1974). *Estudio de la contaminación y aterramiento de la Albufera de Valencia*.
- Ignacio Galinato, M. & Van Der Valk, A.G. (1986). Seed germination traits of annuals and emergents recruited during drawdowns in the Delta Marsh, Manitoba, Canada. *Aquatic Botany*. 26 (C). p.pp. 89–102.
- Ijima, T. & Tang, F.L.W. (1966). Numerical calculation of wind waves in shallow lakes. In: *Proc. 10th Conf. on Coastal Engineering, A.S.C.E.* 1966, pp. 38–49.

- ISO 11261:1995. Soil quality. Determination of total nitrogen. Modified Kjeldahl method.
- ISO 11905-1:1997. Water quality. Determination of nitrogen. Part 1: Method using oxidative digestion with peroxodisulfate.
- ISO 14255:1998. Soil quality. Determination of nitrate nitrogen, ammonium nitrogen and total soluble nitrogen in air-dry soils using calcium chloride solution as extractant.
- 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, R.T., Martin, J., Wool, T. & Wang, P.F. (1997). A sediment resuspension and water quality model of Lake Okeechobee. *Journal of the American Water Resources Association*. 33 (3). p.pp. 661–680.
- Jeffrey, S.W. & Humphrey, G.F. (1975). New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemical Physiology Pflanz* 167: 191–194. *Biochemical Physiology Pflanzen*. 167 (167) p.pp. 191–194.
- Jeppesen, E., Sondergaard, M. & Christofferson, K. (1997). *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. New York: Springer-Verlag.
- Ji, Z. & Jin, K. (2014). Impacts of wind waves on sediment transport in a large, shallow lake. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*. 19 (2). p.pp. 118–129.
- Ji, Z.-G. (2008). *Hydrodynamics and water quality: modeling rivers, lakes, and estuaries*. John Wiley & Sons. ISBN: 978-0-470-13543-3.
- Ji, Z.-G., Hamrick, J.H. & Pagenkopf, J. (2002). Sediment and Metals Modeling in Shallow River. *Journal of Environmental Engineering*. 128 p.pp. 105–119.
- Ji, Z.-G. & Jin, K.R. (2016). An integrated environmental model for a surface flow constructed wetland: Water quality processes. *Ecological Engineering*. 86. p.pp. 247–261.
- Jin, K.R. & Ji, Z.G. (2001). Calibration and verification of a spectral wind wave model for Lake Okeechobee. *Ocean Engineering*. 28 (5). p.pp. 571–584.
- Jin, K.-R. & Ji, Z.-G. (2015). An integrated environment model for a constructed wetland – Hydrodynamics and transport processes. *Ecological Engineering*. 84. p.pp. 416–426.
- Kadlec, R.H. (1997). An autobiotic wetland phosphorus model. *Ecological Engineering*. 8 (2). p.pp. 145–172.
- Kadlec, R.H. (2009). Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands. *Ecological Engineering*. 35 (2). p.pp. 159–174.
- Kadlec, R.H. (2006). The effects of wetland vegetation and morphology on nitrogen processing.

In: *6th International Workshop on Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed Wetlands, 31 May–4 June 2006*; 2006, Trebon, Czech Republic.

- Kadlec, R.H. & Knight, L. (1996). *Treatment Wetlands*.
- Kadlec, R.H. & Wallace, S.D. (2009). *Treatment Wetlands*. Second Edi. CRC Press.
- Kahn, F.A., Ansari, A.A., Pradesh, U., Kahn, F.A., Ansari, A.A. & Pradesh, U. (2005). Eutrophication : An Ecological Vision. *The Botanical Review*. 71 (4). p.pp. 449–482.
- King, D.M. & Perera, B.J.C. (2013). Morris method of sensitivity analysis applied to assess the importance of input variables on urban water supply yield – A case study. *Journal of Hydrology*. 477. p.pp. 17–32.
- Kremer, J.N. & Nixon, S.W. (1978). *A coastal marine ecosystem: simulation and analysis*. Springer-Verlag.
- Kristensen, P., Sondergaard, M. & Jeppesen, E. (1992). Resuspension in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia*. p.pp. 101–109.
- Kumar, J.L.G. & Zhao, Y. (2011). A review on numerous modeling approaches for effective, economical and ecological treatment wetlands. *Journal of Environmental Management*. 92 (3). p.pp. 400–406.
- Lai, D.Y.F. (2014). Phosphorus fractions and fluxes in the soils of a free surface flow constructed wetland in Hong Kong. *Ecological Engineering*. 73. p.pp. 73–79.
- Langergraber, G. (2001). *Development of a simulation tool for subsurface flow constructed wetlands*. *Wiener Mitteilungen* 169, Vienna, Austria, 207p. ISBN 3-85234-060-8. Tesis Doctoral.
- Langergraber, G. (2008). Modeling of Processes in Subsurface Flow Constructed Wetlands: A Review. *Vadose Zone Journal*. 7 (2). p.p. 830.
- Langergraber, G. (2007). *Simulation of the treatment performance of outdoor subsurface flow constructed wetlands in temperate climates*. 380. p.pp. 210–219.
- Langergraber, G. (2005). The role of plant uptake on the removal of organic matter and nutrients in subsurface flow constructed wetlands: a simulation study. *Water Science and Technology*. 51 (9). p.pp. 213–223.
- Langergraber, G., Rousseau, D.P.L., García, J. & Mena, J. (2009). CWM1: A general model to describe biokinetic processes in subsurface flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*. 59 (9). p.pp. 1687–1697.
- Langergraber, G. & Šimůnek, J. (2005). Modeling Variably Saturated Water Flow and Multicomponent Reactive Transport in Constructed Wetlands. *Vadose Zone Journal*. 4 (4). p.p. 924.
- Langergraber, G. & Šimůnek, J. (2012). Reactive Transport Modeling of Subsurface Flow Constructed Wetlands Using the HYDRUS Wetland Module. *Vadose Zone Journal*. 11 (2). p.p. 0.
- Li, L., Li, Y., Biswas, D.K., Nian, Y. & Jiang, G. (2008). Potential of constructed wetlands in treating the eutrophic water: Evidence from Taihu Lake of China. *Bioresource Technology*. 99 (6). p.pp. 1656–1663.

- Li, Y.-H. & Gregory, S. (1974). Diffusion of ions in sea water and in deep-sea sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 38 (5). p.pp. 703–714.
- Llorens, E., Saaltink, M.W. & García, J. (2011a). CWM1 implementation in RetrasoCodeBright: First results using horizontal subsurface flow constructed wetland data. *Chemical Engineering Journal*. 166 (1). p.pp. 224–232.
- Llorens, E., Saaltink, M.W., Poch, M. & García, J. (2011b). Bacterial transformation and biodegradation processes simulation in horizontal subsurface flow constructed wetlands using CWM1-RETRASO. *Bioresource Technology*. 102 (2). p.pp. 928–936.
- Long, S.A., Tachiev, G.I., Fennema, R., Cook, A.M., Sukop, M.C. & Miralles-wilhelm, F. (2015). Modeling the impact of restoration efforts on phosphorus loading and transport through Everglades National Park, FL, USA. *Science of the Total Environment*. 520. p.pp. 81–95.
- 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. *Environmental Management*. 16 (1). p.pp 67-74.
- Magalhães, T.M., Tonetti, A.L., Bueno, D.A.C. & Tonon, D. (2016). Nitrification process modeling in intermittent sand filter applied for wastewater treatment. *Ecological Engineering*. 93. p.pp. 18–23.
- Manny, B.A., Johnson, W.C. & Wetzel, R.G. (1994). Nutrient additions by waterfowl to lakes and reservoirs : predicting their effects on productivity and water quality. *Hydrobiologia*. p.pp. 121–132.
- Mao, X., Prommer, H., Barry, D.A., Langevin, C.D., Panteleit, B. & Li, L. (2006). Three-dimensional model for multi-component reactive transport with variable density groundwater flow. *Environmental Modelling and Software*. 21 (5). p.pp. 615–628.
- Marion, L., Clergeau, P., Brient, L. & Bertru, G. (1994). The importance of avian-contributed nitrogen (N) and phosphorus (P) to Lake Grand-Lieu, France. In: *Aquatic Birds in the Trophic Web of Lakes*. Springer, pp. 133–147.
- Marois, D. & Mitsch, W.J. (2016). Modeling phosphorus retention at low concentrations in Florida Everglades mesocosms. *Ecological Modelling*. 319. p.pp. 42–62.
- Martín, M. (1998). *Modelación de la calidad en aguas superficiales. Aplicación al caso de la Albufera de Valencia*. Tesis Doctoral. Universitat de València.
- 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. (2013a). Phosphorus and nitrogen removal from tertiary treated urban wastewaters by a vertical flow constructed wetland. *Ecological Engineering*. 61. p.pp. 34–42.
- Martín, M., Hernández-Crespo, C., Gargallo, S., Benedito-Durà, V. & Saccó, M. (2016). Removal efficiencies comparison between surface and subsurface horizontal flow constructed wetlands treating eutrophic waters. In: *10th International Society for Environmental Biotechnology Conference*. 2016, Barcelona, Spain, pp. 36–37.

- Martín, M. & Marzal Doménech, P. (1999). *Modelación de la calidad del agua*. Universitat Politècnica de València.
- Martín, M., Oliver, N., Hernández-Crespo, C., Gargallo, S. & Regidor, M.C. (2013b). The use of free water surface constructed wetland to treat the eutrophicated waters of lake L'Albufera de Valencia (Spain). *Ecological Engineering*. 50. p.pp. 52–61.
- Masi, F., Rochereau, J., Troesch, S., Ruiz, I. & Soto, M. (2015). Wineries wastewater treatment by constructed wetlands: a review. *Water Science and Technology*. 71 (8). p.pp. 1113–1127.
- Maurer, M. & Rittmann, B.E. (2004). Modeling intrinsic bioremediation for interpret observable biogeochemical footprints of BTEX biodegradation: the need for fermentation and abiotic chemical processes. *Biodegradation*. 15 (6). p.pp. 405–417.
- Mburu, N., Rousseau, D.P.L., van Bruggen, J.J.A., Thumbi, G., Llorens, E., García, J. & Lens, P.N.L. (2013). Reactive transport simulation in a tropical horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater. *Science of the Total Environment*. 449. p.pp. 309–319.
- Mburu, N., Sanchez-Ramos, D., Rousseau, D.P.L., van Bruggen, J.J.A., Thumbi, G., Stein, O.R., Hook, P.B. & Lens, P.N.L. (2012). Simulation of carbon, nitrogen and sulphur conversion in batch-operated experimental wetland mesocosms. *Ecological Engineering*. 42. p.pp. 304–315.
- Mcbride, G.B. & Tanner, C.C. (2000). Modelling biofilm nitrogen transformations in constructed wetland mesocosms with fluctuating water levels. *Ecological Engineering*. 14 (1–2). p.pp. 93–106.
- McCuen, R.H., Knight, Z. & Cutter, A.G. (2006). Evaluation of the Nash–Sutcliffe Efficiency Index. *Journal of Hydrologic Engineering*. 11 (6). p.pp. 597–602.
- Metcalf and Eddy, I. (1991). *Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, and Reuse*. Third. B. F. L. Tchobanoglous G. (ed.). New York.: McGraw-Hill.
- Meyer, D., Chazarenc, F., Claveau-Mallet, D., Dittmer, U., Forquet, N., Molle, P., Morvannou, A., Piffy, T., Petitjean, A., Rizzo, A., Samsó, R., Scholz, M., Soric, A. & Langergraber, G. (2014). Modelling constructed wetlands: Scopes and aims - a comparative review. *Ecological Engineering*. 80. p.pp. 205–213.
- Min, J.-H., Paudel, R. & Jawitz, J.W. (2011). Mechanistic Biogeochemical Model Applications for Everglades Restoration: A Review of Case Studies and Suggestions for Future Modeling Needs. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 41 (sup1). p.pp. 489–516.
- Miracle, R.M., Vicent, E. & Garay, E. (1984). L'Albufera de València i la problemàtica de la contaminació de les aigües continentals costaneres. *Llibre de ponències del XII Congrés de Metges i Biòlegs de llengua catalana*. p.pp. 153–166.
- Mitsch, W.J., Dorge, C.L. & Wiemhoff, J.R. (1977). *Forested wetlandss for water resource management in southern Illinois*.
- Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G. (2007). *Wetlands (4th ed.)*. In: New York: Wiley.
- Mitsch, W.J., Rust, W., Behnke, A. & Lai, L. (1979). *Environmental observations of a riparian*

- ecosystem during flood season*. Research Report 142, Water Resources Center, University of Illinois, Champaign-Urbana.
- Molle, P., Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G. & Iwema, A. (2005). How to treat raw sewage with constructed wetlands: An overview of the French systems. *Water Science and Technology*. 51 (9) p.pp. 11–21.
- Momblanch, A., Paredes-Arquiola, J., Munné, A., Manzano, A., Arnau, J. & Andreu, J. (2015). Managing water quality under drought conditions in the Llobregat River Basin. *Science of the Total Environment*. 503–504. p.pp. 300–318.
- Mondría, M. (2011). *Infraestructuras y eutrofización en l'Albufera de València. El modelo Cabhal*. Tesis Doctoral. Universitat Politècnica de València.
- Monjeau, C. (1901). *Patent: Purifying water. United States US 681,884. December 18, 1900*.
- Monod, J. (1949). The Growth of Bacterial Cultures. *Annual Review of Microbiology*. 3 (1). p.pp. 371–394.
- Morris, M.D. (1991). Factorial Sampling Plans for Preliminary Computational Experiments. *Technometrics*. 33 (2). p.pp. 161–174.
- Morvannou, A., Forquet, N., Michel, S., Troesch, S. & Molle, P. (2015). Treatment performances of French constructed wetlands: Results from a database collected over the last 30 years. *Water Science and Technology*. 71 (9). p.pp. 1333–1339.
- Motovilov, Y.G., Gottschalk, L., Engeland, K. & Rodhe, A. (1999). Validation of a distributed hydrological model against spatial observations. *Agricultural and Forest Meteorology*. 98. p.pp. 257–277.
- Moussa, M.S., Lubberding, H.J., Hooijmans, C.M., van Loosdrecht, M.C.M. & Gijzen, H.J. (2003). Improved method for determination of ammonia and nitrite oxidation activities in mixed bacterial cultures. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 63. p.pp. 217–221.
- Mulling, B.T.M. (2013). *Particles matter: Transformation of suspended particles in constructed wetlands*. Tesis Doctoral. University of Amsterdam.
- Murphy, C. & Cooper, D. (2010). The Evolution of Horizontal Subsurface Flow Reed Bed Design for Tertiary Treatment of Sewage Effluents in the UK. In: *Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands*. Springer, pp. 103–119.
- Nash, J.E. & Sutcliffe, J.V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology*. 10 (3). p.pp. 282–290.
- National Research Council (1990). *Groundwater Models. Scientific and Regulatory Applications*. Washington, DC: National Academies Press.
- Ni, B., Xie, W., Liu, S., Yu, H., Wang, Y., Wang, G. & Dai, X. (2009). Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater. *Water Research*. 43 (3). p.pp. 751–761.
- Nivala, J., Hoos, M.B., Cross, C., Wallace, S. & Parkin, G. (2007). Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. *Science of the Total Environment*. 380 (1–3). p.pp. 19–27.
- OECD (1982). *Eutrophication of Waters, Monitoring, Assessment and Control*. Paris.

- OECD (2012). *OECD Environmental Outlook to 2050: The Consequences of Inaction*.
- Onandia, G., Gudimov, A., Miracle, M.R. & Arhonditsis, G. (2015). Towards the development of a biogeochemical model for addressing the eutrophication problems in the shallow hypertrophic lagoon of Albufera de Valencia, Spain. *Ecological Informatics*. 26. p.pp. 70–89.
- Ortigara, A.R.C., Foladori, P. & Andreottola, G. (2011). Kinetics of heterotrophic biomass and storage mechanism in wetland cores measured by respirometry. *Water Science and Technology*. 64 (2). p.pp. 409–415.
- Pálfy, T.G. & Langergraber, G. (2014). The verification of the constructed wetland model no. 1 implementation in HYDRUS using column experiment data. *Ecological Engineering*. 68 (1). p.pp. 105–115.
- Paredes, J., Andreu, J. & Solera, A. (2010). A decision support system for water quality issues in the Manzanares River (Madrid, Spain). *Science of the Total Environment*. 408 (12). p.pp. 2576–2589.
- Paredes Arquiola, J. (2004). *Integración de la modelación de la calidad del agua en un sistema de ayuda a la decisión para la gestión de recursos hídricos*. Tesis Doctoral. Universitat Politècnica de València.
- Paredes-Arquiola, J., Andreu-Álvarez, J., Martín, M. & Solera, A. (2010). Water Quantity and Quality Models Applied to the Jucar River Basin, Spain. *Water Resources Management*. 24 (11). p.pp. 2759–2779.
- Paudel, R. & Jawitz, J.W. (2012). Does increased model complexity improve description of phosphorus dynamics in a large treatment wetland? *Ecological Engineering*. 42. p.pp. 283–294.
- Paudel, R., Min, J.H. & Jawitz, J.W. (2010). Management scenario evaluation for a large treatment wetland using a spatio-temporal phosphorus transport and cycling model. *Ecological Engineering*. 36 (12). p.pp. 1627–1638.
- Paul, E. & Clark, F. (1996). *Soil microbiology and biochemistry*. Second. San Diego, California: Academic Press.
- Pedescoll, A. (2010). *Clogging in horizontal subsurface flow constructed wetlands: mesures, design factors and prevention strategies*. Tesis Doctoral. Universitat Politècnica de Catalunya.
- Petersen, E.E. (1965). *Chemical reaction analysis*. Prentice Hall.
- Petzold, L.R. (1983). A description of DASSL: a differential-algebraic system solver. *Scientific computing*. 94550. p.pp. 65–68.
- Phelps, E.B. & Lackey, J.B. (1944). *Stream Sanitation*. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Phillips, G. (2014). *Progress towards the implementation of the European Water Framework Directive (2000 - 2012)*. p.pp. 37–41.
- Pietro, K. (2012). Synopsis of the Everglades Stormwater Treatment Areas, Water Year 1996–2012. *Technical Publication ASB-WQTT-12-001, South Florida Water Management District, West Palm Beach, FL*. Pond, S. & Pickard, G.L. (1983). *Introductory Dynamical*

Oceanography. Oxford: Pergamon Press.

- Postma, L., Boderie, P.M.A., Van Gils, J.A.G. & Van Beek, J.K.L. (2003). Component software systems for surface water simulation. In: *International conference on Computational Science*. 2003, Springer, pp. 649–658.
- Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano.
- Reddy, K.R. & DeLaune, R.D. (2008). *Biogeochemistry of wetlands: science and applications*. CRC press.
- Redfield, a. C. (1934). On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. *University Press of Liverpool, James Johnstone Memorial Volume*. p.pp. 177–192.
- Redfield, a C., Ketchum, B.H. & Richards, F. a (1963). The influence of organisms on the composition of sea water. *The sea*. 2 p.pp. 26–77.
- Reichert, P. (1998). *AQUASIM 2.0 - User Manual. Computer Program for the Identification and Simulation of Aquatic Systems*. Dubendorf: Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG).
- Reichert, P. (1994). AQUASIM - A tool for simulation and data analysis of aquatic systems. *Water Science and Technology*. 30 (2). p.pp. 21–30.
- Reichert, P., Boarchardt, D., Henze, M., Rauch, W., Shanahan, P., Somlyódy, L., Vanrolleghem, P. (2001). *River Water Quality Model No.1*. IWA Publishing.
- Reutter, J.M. (1989). *Lake Erie: Phosphorus and eutrophication*. Columbus.
- Reynolds, C. (2006). *Ecology of phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press 2006.
- Reynolds, C.S. (1984). *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Rivas, A., Irizar, I. & Ayesa, E. (2008). Model-based optimisation of Wastewater Treatment Plants design. *Environmental Modelling and Software*. 23 (4). p.pp. 435–450.
- Rodhe, W. (1969). *Crystallization of eutrophication concepts in Northern Europe*. In: *Eutrophication: causes, consequences, correctives*. National Academy of Sciences, Washington, DC. p.pp 50–64.
- Rodrigo, M.A., Martín, M., Rojo, C., Gargallo, S., Segura, M. & Oliver, N. (2013a). 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. *Ecological Engineering*. 61. p.pp. 371–382.
- Rodrigo, M.A., Rojo, C., Alonso-Guillén, J.L. & Vera, P. (2013b). Restoration of two small Mediterranean lagoons: The dynamics of submerged macrophytes and factors that affect the success of revegetation. *Ecological Engineering*. 54. p.pp. 1–15.
- Rogers, J.S., Potter, K.W., Hoffman, A.R., Hoopes, J.A., Wu, C.H. & Armstrong, D.E. (2009). Hydrologic and water quality functions of a disturbed wetland in an agricultural setting. *Journal of the American Water Resources Association*. 45 (3). p.pp. 628–640.

- 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. & De Pauw, N. (2004). Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: A review. *Water Research*. 38 (6). p.pp. 1484–1493.
- Saaltink, M.W., Pifarré, F.B., Ayora, C., Carrera, J., Pastallé, S.O., Batlle, F., Ayora, C., Carrera, J. & Olivella, S. (2004). RETRASO, a code for modeling reactive transport in saturated and unsaturated porous media. *Geologica acta*. 2 (3). p.pp. 235–251.
- Saeed, T., Afrin, R., Muyeed, A. Al & Sun, G. (2012). Treatment of tannery wastewater in a pilot-scale hybrid constructed wetland system in Bangladesh. *Chemosphere*. 88 (9). p.pp. 1065–1073.
- Saeed, T. & Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management*. 112. p.pp. 429–448.
- Salas, J.J., Aragón, C., Real, A., Ortega de Miguel, E. & Ferrer-Medina, Y. (2010). *Manual para la implantación de sistemas de depuración en pequeñas poblaciones*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- Samsó, R. (2014). *Numerical modelling of Constructed Wetlands for wastewater treatment*. Tesis Doctoral. Universitat Politècnica de Catalunya.
- Samsó, R. & Garcia, J. (2013). BIO_PORE, a mathematical model to simulate biofilm growth and water quality improvement in porous media: Application and calibration for constructed wetlands. *Ecological Engineering*. 54. p.pp. 116–127.
- Samsó, R. & García, J. (2013). Bacteria distribution and dynamics in constructed wetlands based on modelling results. *Science of the Total Environment*. 461–462. p.pp. 430–440.
- Samsó, R., Meyer, D. & García, J. (2014). Subsurface Flow Constructed Wetland Models: Review and Prospects. In: *The Role of Natural and Constructed Wetlands in Nutrient Cycling and Retention on the Landscape*. Springer, pp. 149–174.
- Sánchez-Carrillo, S., Angeler, D.G. & Álvarez-Cobelas, M. (2011). Freshwater wetland eutrophication. In: *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*. p. 394.
- Sas, H. (1989). *Lake Restoration by Reduction of Nutrient Loading: Expectations, Experiences, Extrapolations*. ISBN 3-88345-379.
- Scheffer, M. (1998). *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall (ed.). London: Springer Netherlands.
- Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.L., Moss, B. & Jeppesen, E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in ecology & evolution*. 8 (8). p.pp. 275–9.
- Schmid, B.H., Stephan, U. & Hengl, M. a. (2005). Sediment deposition in constructed wetland ponds with emergent vegetation: Laboratory study and mathematical model. *Water Science and Technology*. 51 (9). p.pp. 307–314.

- Serrano, L., de la Varga, D., Ruiz, I. & Soto, M. (2011). Winery wastewater treatment in a hybrid constructed wetland. *Ecological Engineering*. 37 (5). p.pp. 744–753.
- Shiklomanov, I. (1993). World fresh water resources. In: P. H. Gleick (ed.). *Water in Crisis: A Guide to the World's Fresh Water Resources*. New York: Oxford University Press.
- Šimůnek, J., Šejna, M. & van Genuchten, M.T. (1999). *The HYDRUS-2D software package for simulating the two-dimensional movement of water, heat, and multiple Solutes in variably-saturated media. Version 2.0*.
- Sin, G., Gernaey, K. V., Neumann, M.B., van Loosdrecht, M.C.M. & Gujer, W. (2009). Uncertainty analysis in WWTP model applications: A critical discussion using an example from design. *Water Research*. 43 (11). p.pp. 2894–2906.
- Skei, J., Larsson, P., Rosenberg, R., Jonsson, P., Olsson, M. & Broman, D. (2000). Eutrophication and contaminants in aquatic ecosystems. *Ambio*. 29 (4–5). p.pp. 184–194.
- Smith, R.A. (1980). The theoretical basis for estimating phytoplankton production and specific growth rate from chlorophyll, light and temperature data. *Ecological Modelling*. 10. p.pp. 243–264.
- Solimeno, A., Samsó, R., Uggetti, E., Sialve, B., Steyer, J., Gabarró, A. & García, J. (2015). New mechanistic model to simulate microalgae growth. *ALGAL*. 12. p.pp. 350–358.
- Solimeno, A., Samsó, R. & García, J. (2016). Parameter sensitivity analysis of a mechanistic model to simulate microalgae growth. *Algal Research*. 15 p.pp. 217–223.
- Somlyódy, L. (1982). Water-quality modelling: A comparison of transport-oriented and ecology-oriented approaches. *Ecological Modelling*. 17 (3–4). p.pp. 183–207.
- Søndergaard, M., Kristensen, P. & Jeppesen, E. (1992). Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind-exposed Lake Arresø, Denmark. *Hydrobiologia*. 228 (1). p.pp. 91–99.
- Søvik, A.K. & Kløve, B. (2007). Emission of N₂O and CH₄ from a constructed wetland in southeastern Norway. *Science of the Total Environment*. 380 (1). p.pp. 28–37.
- Stumm, W. & Morgan, J.P. (1981). *Aquatic Chemistry*. 2nd Ed. New York: John Wiley.
- Tang, X., Huang, S., Scholz, M. & Li, J. (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, and Soil Pollution*. 197 (1–4). p.pp. 61–73.
- Tanner, C.C., Clayton, J.S. & Upsdell, M.P. (1995). Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands: removal of oxygen demand, suspended solids and fecal coliforms. *Water Research*. 29. p.pp. 17–26.
- Teiter, S. & Mander, Ü. (2005). Emission of N₂O, N₂, CH₄, and CO₂ from constructed wetlands for wastewater treatment and from riparian buffer zones. *Ecological Engineering*. 25 (5). p.pp. 528–541.
- Thomann, R. V & Fitzpatrick, J.J. (1982). *Calibration and Verification of a Mathematical Model of the Eutrophication of the Potomac Estuary*. DC Department of Environmental Sciences.
- Thomas, P.R., Glover, P. & Kalaroopan, T. (1995). An evaluation of pollutant removal from

- secondary treated sewage effluent using a constructed wetland system. *Water Science & Technology*. 32. p.pp. 87–93.
- Thornton, J.A., Rast, W., Holland, M.M., Jolankai, G. & Ryding, S.O. (1999). *Assessment and control of nonpoint source pollution of aquatic ecosystems. A practical approach*. UNESCO, Paris.
- Toscano, A., Langergraber, G., Consoli, S. & Cirelli, G.L. (2009). Modelling pollutant removal in a pilot-scale two-stage subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*. 35 (2). p.pp. 281–289.
- Tsanis, I.K., Prescott, K.L. & Shen, H. (1998). Modelling of phosphorus and suspended solids in Cootes paradise Marsh. *Ecological Modelling*. 114 (1). p.pp. 1–17.
- Tuncsiper, B., Ayaz, S.C. & Akca, L. (2006). Modelling and evaluation of nitrogen removal performance in subsurface flow and free water surface constructed wetlands. *Water Science and Technology*. 53 (12). p.pp. 111–120.
- U.S. EPA (1993). *Design manual: Nitrogen control, EPA 625/R- 93/010*. Washington D.C.: U.S. EPA Office of Research and Development.
- Uggetti, E., Ferrer, I., Llorens, E. & García, J. (2010). Sludge treatment wetlands: A review on the state of the art. *Bioresource Technology*. 101 (9). p.pp. 2905–2912.
- UNE 77034:2002. Calidad del agua. Determinación de los sólidos en suspensión fijos y volátiles.
- UNE 77303:1997. Calidad del suelo. Pretratamiento de muestras para análisis físico-químico.
- UNE 77306:1999. Calidad del suelo. Determinación de nitrógeno nítrico, nitrógeno amoniacal y nitrógeno soluble total en suelos secados al aire utilizando cloruro de calcio como disolución extractora.
- UNE 77311:2000. Calidad del suelo. Determinación del contenido en materia seca y agua en base al peso. Método gravimétrico.
- UNE 77318:2001. Calidad del suelo. Determinación de nitrógeno total. Método Kjeldahl modificado.
- UNE 77324:2003. Calidad del suelo. Determinación de fósforo. Determinación espectrométrica del fósforo soluble en una disolución de hidrogenocarbonato de sodio.
- 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).
- UNE-EN ISO 7027:2001. Calidad del agua. Determinación de la turbiedad. (ISO 7027:1999).
- UNEP (1994). The Pollution of Lakes and Reservoirs. *Environ Libr*. 10. p.pp. 1–36.
- Vanrolleghem, P.A., Spanjers, H., Petersen, B., Ginestet, P. & Takacs, I. (1999). Estimating (combinations of) Activated Sludge Model No. 1 parameters and components by respirometry. In: *Water Science and Technology*. 1999, pp. 195–214.

- Vymazal, J. (1995). *Algae and Element Cycling in Wetlands*. Chelsea, Michigan.
- Vymazal, J. (2007). *Removal of nutrients in various types of constructed wetlands*. 380. p.pp. 48–65.
- Vymazal, J. (2002). The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecological Engineering*. 18 (5). p.pp. 633–646.
- Vymazal, J. (2001). Types of constructed wetlands for wastewater treatment: Their potential for nutrient removal. In: J. Vymazal (ed.). *Transformations of Nutrients in Natural and Constructed Wetlands*. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers.
- Vymazal, J. & Kropfelová, L. (2011). A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation. *Ecological Engineering*. 37 (1). p.pp. 90–98.
- Wallace, S. & Kadlec, R. (2005). BTEX degradation in a cold-climate wetland system. *Water Science and Technology*. 51 (9). p.pp. 165–171.
- Wang, N. & Mitsch, W.J. (2000). A detailed ecosystem model of phosphorus dynamics in created riparian wetlands. *Ecological Modelling*. 126 (2–3). p.pp. 101–130.
- Wang, Y.C., Lin, Y.P., Huang, C.W., Chiang, L.C., Chu, H.J. & Ou, W.S. (2012). A system dynamic model and sensitivity analysis for simulating domestic pollution removal in a free-water surface constructed wetland. *Water, Air, and Soil Pollution*. 223 (5). p.pp. 2719–2742.
- Wanner, O., Eberl, H.J., Morgenroth, E., Noguera, D.R., Picioreanu, C., Rittmann, B.E. & van Loosdrecht, M.C.M. (2006). *Mathematical Modeling of Biofilms*.
- Weber, K.A. (1907). *Aufbau und vegetation der Moore Norddeutschlands*.
- Weyhenmeyer, G.A., Hfikanson, L. & Meili, M. (1997). A validated model for daily variations in the flux, origin, and distribution of settling particles within lakes. *Limn*. 42 (7).
- Wu, D. & Hua, Z. (2014). The effect of vegetation on sediment resuspension and phosphorus release under hydrodynamic disturbance in shallow lakes. *Ecological Engineering*. 69. p.pp. 55–62.
- Wynn, T.M. & Liehr, S.K. (2001). Development of a constructed subsurface-flow wetland simulation model. *Ecological Engineering*. 16 (4). p.pp. 519–536.
- Zouiten, H. (2012). *Análisis Mediante Modelado Avanzado de Procesos de Eutrofización en Lagunas Litorales: Aplicación a Masas de Agua Atlánticas y Mediterráneas*. Tesis Doctoral. Universidad de Cantabria.