

**ADVERTIMENT.** La consulta d'aquesta tesi queda condicionada a l'acceptació de les següents condicions d'ús: La difusió d'aquesta tesi per mitjà del servei TDX ([www.tesisenxarxa.net](http://www.tesisenxarxa.net)) ha estat autoritzada pels titulars dels drets de propietat intel·lectual únicament per a usos privats emmarcats en activitats d'investigació i docència. No s'autoritza la seva reproducció amb finalitats de lucre ni la seva difusió i posada a disposició des d'un lloc aliè al servei TDX. No s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant al resum de presentació de la tesi com als seus continguts. En la utilització o cita de parts de la tesi és obligat indicar el nom de la persona autora.

**ADVERTENCIA.** La consulta de esta tesis queda condicionada a la aceptación de las siguientes condiciones de uso: La difusión de esta tesis por medio del servicio TDR ([www.tesisenred.net](http://www.tesisenred.net)) ha sido autorizada por los titulares de los derechos de propiedad intelectual únicamente para usos privados enmarcados en actividades de investigación y docencia. No se autoriza su reproducción con finalidades de lucro ni su difusión y puesta a disposición desde un sitio ajeno al servicio TDR. No se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al resumen de presentación de la tesis como a sus contenidos. En la utilización o cita de partes de la tesis es obligado indicar el nombre de la persona autora.

**WARNING.** On having consulted this thesis you're accepting the following use conditions: Spreading this thesis by the TDX ([www.tesisenxarxa.net](http://www.tesisenxarxa.net)) service has been authorized by the titular of the intellectual property rights only for private uses placed in investigation and teaching activities. Reproduction with lucrative aims is not authorized neither its spreading and availability from a site foreign to the TDX service. Introducing its content in a window or frame foreign to the TDX service is not authorized (framing). This rights affect to the presentation summary of the thesis as well as to its contents. In the using or citation of parts of the thesis it's obliged to indicate the name of the author

# Lixiviados en horticultura intensiva ornamental y su tratamiento mediante humedales artificiales

Lola Narváez Torres

TESIS DOCTORAL 2012



Dibujos portada, contraportada e interiores:

Ramón Preciado Jiménez

[www.mon-arch.es](http://www.mon-arch.es)

# Lixiviados en horticultura intensiva ornamental y su tratamiento mediante humedales artificiales

Tesis presentada para obtener el título de Doctora por la Universidad  
Politécnica de Cataluña

**Lola Narváez Torres**

Barcelona, Febrero de 2012

Universidad Politécnica de Cataluña  
Escuela Superior de Agricultura de Barcelona  
Programa: Tecnología Agroalimentaria y Biotecnología  
Departamento: Ingeniería Agroalimentaria y Biotecnología

**Dr. Oriol Marfà i Pagés**  
**Dra. Rafaela Cáceres Reyes**  
Directores de tesis  
Investigadores Dpto. Ingeniería y  
Agronomía de Biosistemas.  
Grupo de Agronomía.  
IRTA-Centro de Cabriels

**Dr. Xavier Martínez i Farré**  
Tutor y codirector de tesis  
Profesor Dpto. Ingeniería  
Agroalimentaria y Biotecnología.  
ESAB-UPC





## Acta de calificación de tesis doctoral

Curso académico: 2012

Nombre y apellidos  
LOLA NARVÁEZ TORRES

DNI / NIE / Pasaporte  
75881849-L

Programa de doctorado  
TECNOLOGÍA AGROALIMENTARIA Y BIOTECNOLOGÍA

Unidad estructural responsable del programa  
INGENIERÍA AGROALIMENTARIA Y BIOTECNOLOGÍA

## Resolución del Tribunal

Reunido el Tribunal designado a tal efecto, el doctorand / la doctoranda expone el tema de la su tesis doctoral titulada:

LIXIVIADOS EN HORTICULTURA INTENSIVA ORNAMENTAL Y SU TRATAMIENTO  
MEDIANTE HUMEDALES ARTIFICIALES

Acabada la lectura y después de dar respuesta a las cuestiones formuladas por los miembros titulares del tribunal, éste otorga la calificación:

APTA/O       NO APTA/O

(Nombre, apellidos y firma)		(Nombre, apellidos y firma)	
Presidente/a		Secretario/a	
(Nombre, apellidos y firma)	(Nombre, apellidos y firma)	(Nombre, apellidos y firma)	(Nombre, apellidos y firma)
Vocal	Vocal	Vocal	Vocal

\_\_\_\_\_, \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_

El resultado del escrutinio de los votos emitidos por los miembros titulares del tribunal, efectuado por la Oficina de Doctorado, a instancia de la Comisión de Doctorado de la UPC, otorga la MENCIÓN CUM LAUDE:

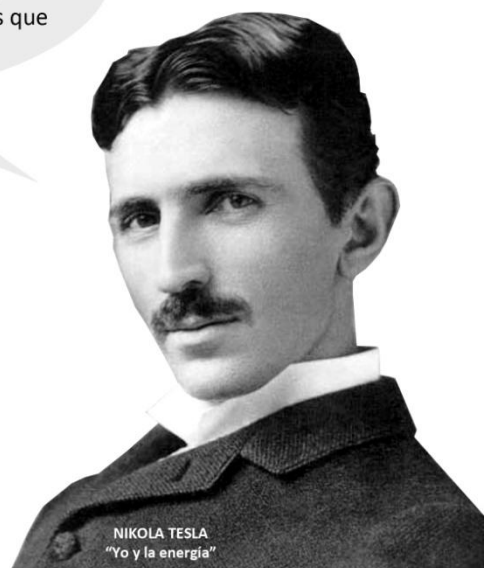
SI                      NO

(Nombre, apellidos y firma)	(Nombre, apellidos y firma)	(Nombre, apellidos y firma)
Vicerectora de Investigación Presidenta de la Comisión de Doctorado	Jefa de la Oficina de Doctorado Secretaria de la Comisión de Doctorado	Secretario/a del tribunal o miembro UPC del tribunal, coordinador o responsable administrativo de programa

Barcelona, \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_



El hombre de ciencia no aspira a un resultado inmediato. No espera que sus avanzadas ideas estén listas para ser asumidas. Su trabajo es como el del sembrador: para el futuro. Su deber es poner los cimientos para los que estén por venir y señalar el camino.

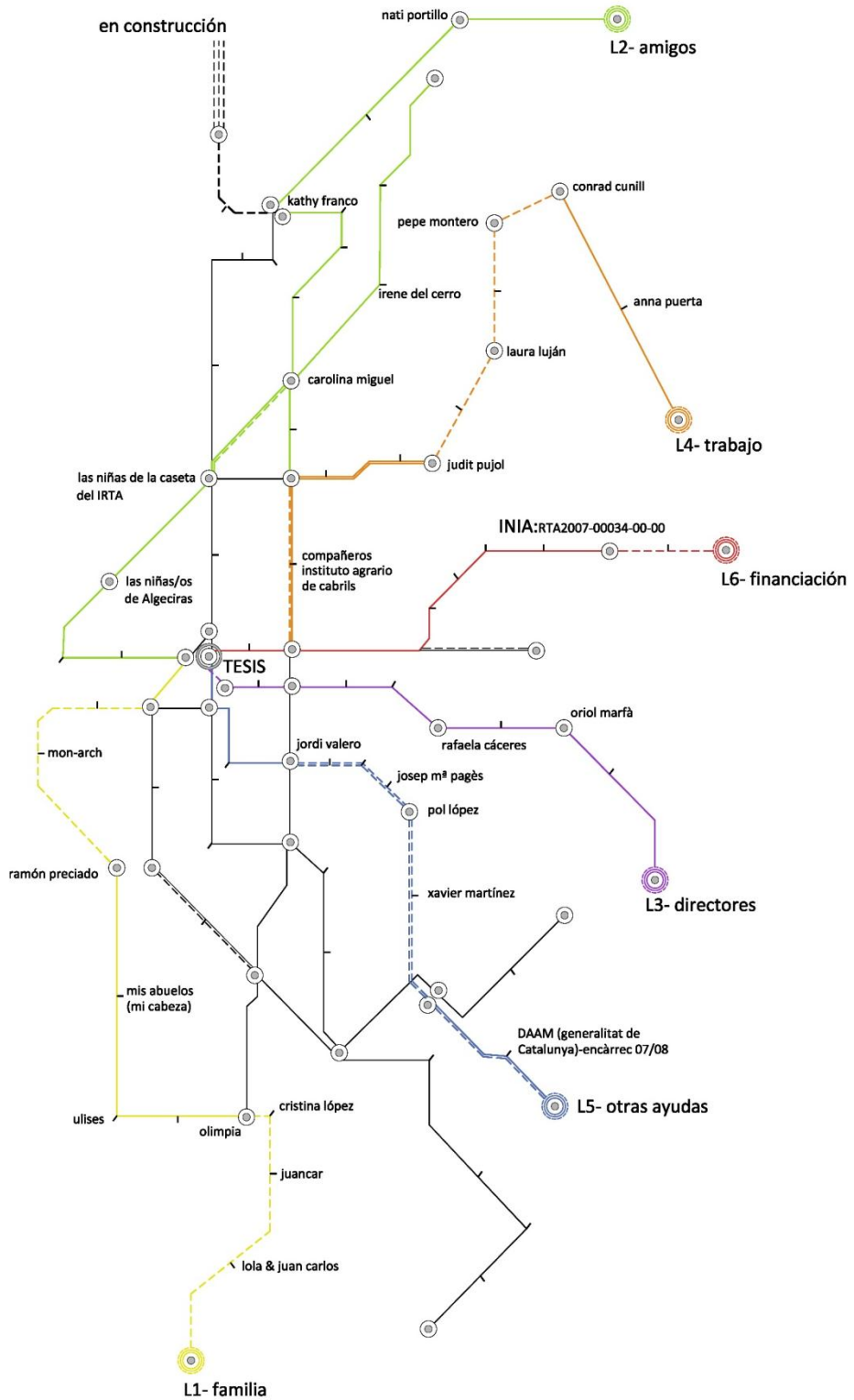


NIKOLA TESLA  
"Yo y la energía"





# AGRADECIMIENTOS





**RESUMEN**

El subsector productor de plantas ornamentales en contenedor al exterior constituye una actividad de remarcable importancia en el conjunto de la producción agrícola de Cataluña. Las provincias de Barcelona y Girona son las que más superficie dedican a este subsector. Como resultado de la actividad desarrollada y de las prácticas agrícolas adoptadas (modos de riego y fertilización), eventualmente se generarán lixiviados con un contenido variable en nutrientes procedentes de los fertilizantes, principalmente en nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ). El destino final de estos lixiviados es, frecuentemente, su vertido al medio circundante. Por este motivo, las zonas productoras de plantas ornamentales se consideran, entre otras, puntos de contaminación difusa del subsuelo por  $\text{NO}_3^-$ . Algunas técnicas para disminuir o evitar este tipo de contaminación consisten en adoptar ciertas prácticas agrícolas, como ajustar la dosis de riego o recircular los lixiviados, o bien proceder al tratamiento *in situ* de los mismos mediante desnitrificación.

Las consideraciones antes descritas ponen de manifiesto la necesidad de realizar estudios que evalúen el efecto de las prácticas agrícolas habituales, en el mencionado subsector productivo, sobre la composición de los lixiviados generados y, en el caso que proceda, proponer una alternativa para reducir la carga de  $\text{NO}_3^-$  en el mismo lugar de procedencia. Por tanto, los objetivos de la Tesis son:

- identificar los modos de fertilización y otras prácticas agrícolas habituales en el subsector productor de plantas ornamentales en contenedor al exterior en Barcelona y en Girona,
- determinar el efecto de aplicar los modos de fertilización identificados en la composición de los lixiviados generados por dos cultivos de plantas ornamentales en contenedor al exterior, y
- evaluar la idoneidad de realizar un tratamiento de los lixiviados mediante humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HSSH) y optimizar el proceso de desnitrificación desarrollado en los mismos.

Para responder a estos objetivos se realizaron diferentes trabajos experimentales. En el primero se diseñó y realizó una encuesta a los productores de plantas ornamentales en contenedor al exterior de Barcelona y Girona. Como resultado de este trabajo se identificaron los modos de fertilización habituales y, con esta información, se plantearon y llevaron a cabo otros dos estudios sucesivos para responder al segundo objetivo. Estos consistieron en aplicar a dos cultivos en contenedor al exterior (uno de planta ornamental leñosa y otro de planta ornamental herbácea), fertilizantes mediante diferentes modos (fertirrigación o fertilizantes de liberación controlada -FLC-) y a diferentes dosis. Una vez caracterizados los lixiviados, principalmente en cuanto a las diferentes formas de N, se diseñaron cuatro estudios para responder al tercer objetivo. Estos consistieron en realizar un tratamiento de los lixiviados mediante HSsH, un sistema biológico de depuración alternativo a la tecnología convencional existente para desnitrificar este tipo de efluentes generados en los viveros. Se diseñó y dimensionó una planta piloto según el modelo cinético de primer orden basado en la eliminación de  $\text{NO}_3^-$ , en la cual se realizaron los cuatro estudios sucesivamente, diferentes en cuanto al tipo de fuente carbonada y a la dosis añadida (acetato sódico -AcNa- o metanol -Me-) para promover la desnitrificación del influente.

Los resultados relativos al primer objetivo mostraron que los modos de fertilización y otras prácticas agrícolas relacionadas con la gestión del riego y de los lixiviados, son muy diferentes en función del tipo de cultivo realizado en cada provincia. Así, en Girona, donde son más frecuentes los cultivos de plantas leñosas, se suelen aplicar FLC y utilizar sistemas de riego aéreo por aspersión. Sin embargo, en Barcelona, donde predominan los cultivos de plantas herbáceas de temporada, se suelen aplicar soluciones nutritivas (SN) mediante fertirrigación continua por riego localizado o microaspersión. La práctica de recuperar o recircular los lixiviados generados no se realiza en el 81 % de la superficie, principalmente por los problemas estructurales y económicos que conllevan implementar este sistema en las fincas.

En cuanto a los resultados referidos al segundo objetivo, se puede destacar que el  $\text{N-NO}_3^-$  fue la forma de N predominante en los lixiviados de los dos cultivos realizados, independientemente del ratio  $\text{N-NH}_4^+:\text{N-NO}_3^-$  aportado con cada modo de fertilización. La aportación de FLC provocó la acidificación de los lixiviados respecto a la aplicación de SN mediante fertirrigación, debido a que aportan un mayor ratio  $\text{N-NH}_4^+:\text{N-NO}_3^-$  que la SN y favorecen la nitrificación de la solución del sustrato. Por otra parte, la coincidencia de altas temperaturas en el sustrato prolongadamente y episodios de lluvia intensos durante uno de los cultivos, implicó una mayor pérdida inicial de N por lixiviación al medio que cuando se aplica SN mediante fertirrigación continua y, consecuentemente, una disminución de la longevidad de los FLC respecto a la indicada por el fabricante.

Los resultados referentes al tercer objetivo mostraron que el diseño de la planta experimental con HSsH fue adecuado para el tratamiento de los lixiviados. La intensidad y estabilidad del proceso de desnitrificación dependió del tipo y de la dosis de fuente carbonada añadida para alcanzar diferentes ratios  $\text{C:N-NO}_3^-$ . Así, la tasa de desnitrificación fue máxima durante todo el periodo de operación al aplicar AcNa en un ratio  $\text{C:N-NO}_3^-$  de 3:1. Sin embargo, la aplicación de este ratio y de AcNa supone la adición de carbono y de sodio en exceso al efluente final depurado, respectivamente. La calidad del efluente y el proceso de desnitrificación mejoran al aplicar Me en un ratio  $\text{C:N-NO}_3^-$  de 1.5:1, siendo la tasa de desnitrificación máxima a partir de los 51 días de operación.



## RESUM

El subsector de plantes ornamentals cultivades en contenidor a l'aire lliure te una importància remarcable en el conjunt de la producció agrícola de Catalunya. Les comarques barcelonines i gironines són les que mes superfície dediquen a aquest tipus de producció. Com a conseqüència de l'activitat productiva i de les practiques agrícoles, en particular les referides a la irrigació i la fertilització, es solen generar lixiviats amb continguts més o menys elevats de nutrients provinents dels fertilitzants emprats, en particular de nitrats ( $\text{NO}_3^-$ ). És habitual que els esmentats lixiviats s'aboquin al medi que envolta els propis vivers on es produeixen. D'aquí que els vivers productors d'ornamentals en contenidor puguin ser considerats com a àrees de potencial contaminació difusa per nitrats del subsòl i de les aigües subsuperficials. Adequar les dosis de reg i fertilització als requeriments de les plantes cultivades o reciclar en la pròpia explotació els lixiviats són pràctiques que farien possible disminuir l'esmentada contaminació. També pot contribuir-hi tractar en el propi viver els lixiviats mitjançant tècniques de desnitrificació.

El que abans s'ha descrit palesa la necessitat de dur a terme estudis per avaluar l'efecte de les pràctiques agrícoles habituals en el subsector enunciat sobre la composició dels lixiviats. La informació obtinguda també permet proposar i desenvolupar mètodes i/o tècniques alternatives orientades a reduir la concentració i la quantitat de  $\text{NO}_3^-$  dels lixiviats generats en els cultius i a eliminar-los en la mesura que sigui posible. Per tant, els objectius de la tesis són els següents:

- Identificar els modes de fertilització i altres pràctiques agrícoles habituals en les explotacions del subsector a què ens referim ubicades en les esmentades demarcacions,
- Avaluar l'efecte resultant de l'aplicació de modes i dosis de fertilització habituals en la composició dels lixiviats que generen dos cultius de plantes ornamentals en contenidor



- Avaluar l'efecte descontaminant d'aiguamolls artificials de flux subsuperficial horitzontal (HSsH) pel que fa als nitrats, optimitzant el procés de desnitrificació que hi sol tenir lloc.

Per tal d'atendre als esmentats objectius s'han dut a terme diferents activitats experimentals. La primera ha consistit en una enquesta adreçada als viveristes de les demarcacions de Girona i de Barcelona. Els resultats d'aquesta prospecció han permès conèixer els modes habituals de fertilització i d'irrigació per part dels viveristes i els tipus de sistemes d'irrigació emprats amb major freqüència. Aquesta informació ha facilitat, al seu torn, plantejar i desenvolupar dos experiments orientats a atendre al segon dels objectius abans descrits. Aquest experiment han consistit en comparar els efectes combinats de dos modes de fertilització -fertirrigació o aportació en sementera de fertilitzants d'alliberament controlat (FLC)- i dues dosis de fertilitzants en el cultiu de dues espècies representatives (una herbàcia i l'altre arbustiva llenyosa) dels vivers de les demarcacions estudiades, cultivades en contenidor i a l'aire lliure. El coneixement de la composició i concentració en N dels lixiviats ha fet possible dur a terme experiments orientats a atendre al tercer dels objectius que s'han plantejat. Experiments consistents en tractar els lixiviats mitjançant HSsH, sistema de depuració alternatiu a altres tecnologies més convencionals, per tal de desnitrificar els efluent generats en els vivers. Per dur a terme aquests experiments es va dissenyar una planta pilot i es va dimensionar d'acord amb el model cinètic de primer ordre basat en l'eliminació de  $\text{NO}_3^-$ . En la planta pilot construïda es van dur a terme quatre experiments successius amb el propòsit de promoure la desnitrificació de l'influent; els experiments es van diferenciar quant a les fonts de carboni emprades (acetat sòdic – AcNa- o metanol –Me) i llurs dosis.

Els resultats relatius a l'activitat experimental que atén al primer objectiu van mostrar que els modes de fertilització i altres pràctiques agrícoles en els vivers estudiats relacionades amb la gestió del reg i dels lixiviats són força diferents depenent dels cultius duts a terme en cada demarcació. En efecte, a Girona, on són més freqüents els cultius d'espècies ornamentals llenyoses, solen aplicar-se FLC quan

es prepara el substrat i s'utilitzen sistemes d'irrigació aeris, preferentment per aspersió. Per contra, a les comarques barcelonines, hi predominen els cultius d'espècies ornamentals herbàcies de temporada i es fertilitzen mitjançant la tècnica de la fertirrigació emprant sistemes de reg localitzat o microaspersió. En el 81% de la superfície dels vivers no es duu a terme cap pràctica per a la recuperació/recirculació dels llixiviats generats; les raons adduïdes pels viveristes han estat relacionades amb el cost o bé amb la complexitat de transformació de la finca que implicaria implementar-les.

Quant als resultats derivats dels experiments relacionats amb el segon objectiu, es destaca que la forma de N predominant en els llixiviats és el  $\text{N-NO}_3^-$ , independentment de la relació  $\text{N-NH}_4^+:\text{N-NO}_3^-$  aportada amb la fertilització. L'aplicació de FLC va promoure l'acidificació dels llixiviats en contrast amb el cas d'aplicació nitrogenada per via de fertirrigació, i es va afavorir en el primer cas la nitrificació en la solució del substrat; aquest fet s'associa a que la relació  $\text{N-NH}_4^+:\text{N-NO}_3^-$  dels FLC és més elevada que la corresponent a la de les solucions nutritives habitualment aplicades mitjançant fertirrigació. Per altra banda, la simultaneïtat d'altres temperatures en el substrat i episodis de pluja intensos durant el cultiu de cicle més llarg, va significar una major pèrdua de N per llixiviació al principi del cultiu que no pas quan el N s'aplica amb fertirrigació continua; d'aquí que es va produir una minva de la longevitat del FLC emprat respecte del que s'assenyala en les especificacions del producte per part del fabricant.

Els resultats relatius al tercer dels objectius van fer palès que el disseny i el dimensionat de la planta pilot experimental amb HSsH fou adequat per al fi que es pretenia. Tant la intensitat com l'estabilitat de la desnitrificació que hi va tenir lloc va dependre del tipus i de la dosi de la font de carboni afegida per assolir diferents relacions  $\text{C}:\text{N-NO}_3^-$ . De manera que, la taxa de desnitrificació fou màxima durant tot el període experimental quan es va emprar AcNa amb una ratio  $\text{C}:\text{NO}_3^-$  de 3:1. No obstant, l'ús d'AcNa amb la relació abans esmentada comporta afegir carboni i sodi en excés al efluent que es pretén depurar. La qualitat de l'efluent i el procés de

## RESUM

---

desnitricació van millorar en aplicar Me amb una relació C:N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de 1,5:1, essent màxima la taxa de desnitricació a partir del dia 51è des de l'inici de l'experiment.

**ABSTRACT**

Nurseries growing potted ornamental plants carry an important activity in the overall agricultural production in Catalonia. The provinces of Barcelona and Girona are the largest area devoted to this activity. As a result of the activity developed and agricultural practices adopted by nursery growers (irrigation and fertilization methods) will eventually generate leachates containing nutrients from fertilizers, especially nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ). The final destination of the nursery leachates is frequently it discharges into the surrounding medium. For this reason, certain plant-growing areas such as outdoor crops cause non-point source  $\text{NO}_3^-$  pollution of the groundwater. Many cultural practices, such as improving the efficiency of irrigation or recycling leachates, have been adopted by nursery growers to limit this type of pollution. Another way of preventing environmental pollution is to treat the leachates by denitrification. The considerations described above highlight the need for studies evaluating the effect of agricultural practices on the leachates composition from outdoor crops and, if appropriate, propose an alternative to reduce  $\text{NO}_3^-$  in the same place of origin. Therefore, the objectives of the thesis are:

- to identify fertilization methods and other agricultural practices adopted by nurseries growing potted ornamental plants in Barcelona and Girona,
- to determine the effect of applying two fertilization methods on the leachates composition from two crops of potted ornamental plants, and
- to assess the appropriateness of using horizontal subsurface-flow constructed wetlands (HSsH) for treating nursery leachates and optimize the denitrification process developed in them.

Some experiments were carried out to meet these objectives. In the first experiment a survey was designed and conducted to the nursery growers of Barcelona and Girona. As a result of this work common fertilization methods were identified and, with this information, two successive experiments were raised and conducted to answer the second objective. These experiments consisted on using the two standard fertilization strategies of nurseries (fertigation or controlled released fertilizers-FLC-)

## ABSTRACT

---

for two outdoor potted crops (a woody ornamental plant and other herbaceous ornamental plant) and different doses. Once leachates were characterized in terms of the different forms of N, four experiments were designed to meet the third objective. These consisted on treating nursery leachates by HSsH, an effective alternative to conventional technology in treating water with a high  $\text{NO}_3^-$  content. A first-order plug-flow kinetic model based on  $\text{NO}_3^-$  removal was used to design a pilot plant with HSsH, in which experiments were conducted. These were different in the type of carbon source (sodium acetate -AcNa- or methanol -Me-) and dose added to promote influent denitrification.

The results related to the first goal showed that fertilization methods and other agricultural practices related to irrigation and leachates management are very different depending on the type of common crop in each province. Thus, in Girona, where woody crops are most frequent, growers usually apply FLC and use overhead irrigation. However, in Barcelona, where herbaceous crops in season are performed, growers usually apply nutrient solutions (NS) by continuous fertigation and use drip or micro-sprinkler irrigation systems. The practice of recovering or recirculate the leachates is not performed in 81 % of the nursery area, mainly due to structural and economic problems that lead to implement this system on the nursery.

The results related to the second objective showed that  $\text{N-NO}_3^-$  was the predominant form of N in the leachates from the two crops performed, regardless of  $\text{N-NH}_4^+ : \text{N-NO}_3^-$  ratio supplied with each fertilization method. The application of FLC to the crop resulted in the acidification of the leachates respect of the application of SN by fertigation. The reason of this is that FLC provides a higher  $\text{N-NH}_4^+ : \text{N-NO}_3^-$  ratio which favors the nitrification of the growing media solution. Moreover, the coincidence of high growing media temperatures and prolonged heavy rain events during one of the two crops, indicated a greater initial loss of N by leaching to the environment when FLC are applied and, consequently, a decrease of FLC longevity compared to that indicated by the manufacturer.

The results related to the third goal showed that the design of the pilot plant with HSsH was suitable for treating nursery leachates. The intensity and stability of the denitrification process depended on the type and dose of carbon source added to the influent to achieve different C:N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ratios. Thus, the denitrification rate was greatest applying AcNa to achieve a C:N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ratio of 3:1 during the operation period. However, the application of this ratio and AcNa involves the addition of carbon and sodium in excess of purified effluent, respectively. The quality of the effluent and the denitrification process were enhanced when Me is applied to reach C:N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ratio of 1:1.5, with the maximum denitrification rate from 51 days of operation.



<b>RESUMEN</b> .....	i
<b>RESUM</b> .....	v
<b>ABSTRACT</b> .....	ix

## **1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS GENERALES**

1.1. Características del cultivo de plantas ornamentales y problemática ambiental asociada a la generación de lixiviados en Cataluña .....	3
1.1.1. Características del cultivo de plantas ornamentales en Cataluña .....	3
1.1.2. Problemática ambiental asociada a la generación de lixiviados en los viveros de ornamentales en Cataluña .....	4
1.2. Gestión y tratamiento de los lixiviados de origen agrícola mediante humedales artificiales .....	6
1.3. Objetivos.....	10
1.4. Estructura de la tesis .....	10
1.4.1. Parte I (Capítulos I y II) .....	10
1.4.2. Parte II (Capítulo III).....	12

## **2. CAPÍTULO I. Análisis de la situación del subsector productor de plantas ornamentales en contenedor respecto a las fuentes agrícolas de contaminación por nitratos en las provincias de Girona y Barcelona**

2.1. INTRODUCCIÓN .....	17
2.1.1. Características del subsector productor de planta ornamental en contenedor .....	17
2.1.2. Problemática asociada a la lixiviación de los nitratos procedentes de los fertilizantes.....	18
2.1.3. Objetivos y planteamiento del estudio .....	22
2.2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	22
2.2.1. Descripción general de la encuesta.....	23
2.2.2. Diseño y procesamiento de la base de datos.....	25
2.2.2.1. Sector.....	25
a. Cultivo, sistema de riego y fertilización.....	26
b. Gestión de los lixiviados .....	28



# ÍNDICE

---

2.2.3. Organización de los cultivos en grupos .....	30
2.2.4. Corrección de la superficie en función del tiempo de ocupación: Superficie Equivalente de Ocupación .....	32
2.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	34
2.3.1. Estructura productiva .....	34
2.3.1.1. Distribución de las superficies de cultivo .....	34
2.3.1.2. Superficies de cubierta del cultivo .....	35
2.3.1.3. Superficies de base de los cultivos .....	36
2.3.2. Gestión del riego.....	38
2.3.2.1. Origen y características del agua de riego.....	38
2.3.2.2. Sistemas de riego.....	40
2.3.3. Composición de los sustratos .....	43
2.3.4. Gestión de los fertilizantes .....	44
2.3.4.1. Abonos de fondo .....	44
2.3.4.2. Fertirrigación .....	45
2.3.5. Gestión de lixiviados.....	48
2.4. CONCLUSIONES Y CONSIDERACIONES GENERALES PARA LA MEJORA DE LAS PRÁCTICAS AGRÍCOLAS.....	54
2.4.1. Conclusiones generales .....	54
2.4.2. Consideraciones generales para la mejora de las prácticas agrícolas.....	56
ANEXO CAPÍTULO I .....	59
<b>3. CAPÍTULO II. Importancia de la estrategia de fertilización en el balance de nitrógeno en cultivos de plantas ornamentales al exterior en contenedor y su relación con parámetros meteorológicos</b>	
3.1. INTRODUCCIÓN .....	63
3.1.1. Composición química de los lixiviados procedentes de cultivos sin suelo.....	63
3.1.2. Influencia de las prácticas agrícolas y de las condiciones climáticas en la composición de los lixiviados .....	65
3.1.3. Objetivos y planteamiento de los experimentos.....	68
3.2. MATERIALES Y MÉTODOS .....	69
3.2.1. Experimento con <i>Viburnum tinus</i> L. (Exp.1) .....	69

3.2.1.1. Condiciones del cultivo.....	69
3.2.1.2. Fertilización .....	70
3.2.1.3. Determinaciones en el sustrato, los lixiviados y las plantas. Balance de nitrógeno.....	71
3.2.1.4. Registro de la temperatura ambiental, del sustrato y de las precipitaciones durante el Exp. 1 .....	74
3.2.1.5. Análisis estadísticos.....	75
3.2.2. Experimento con <i>Osteospermum ecklonis</i> (DC.) Norl. `Purple Red` (Exp. 2) ...	75
3.2.2.1. Condiciones del cultivo.....	75
3.2.2.2. Fertilización .....	76
3.2.2.3. Determinaciones en los lixiviados y las plantas. Balance de nitrógeno ....	77
3.2.2.4. Registro de la temperatura ambiental, del sustrato y de las precipitaciones durante el Exp. 2 .....	78
3.2.2.5. Análisis estadísticos.....	79
3.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	79
3.3.1. Experimento con <i>Viburnum tinus</i> L. cv. `Eve Price` (Exp. 1).....	79
3.3.1.1. Nitrógeno y parámetros físico-químicos de los lixiviados.....	79
3.3.1.2. Productividad del cultivo.....	86
3.3.1.3. Balance de nitrógeno .....	88
3.3.1.4. Modelo de regresión lineal múltiple para la predicción de la concentración de nitrógeno en los lixiviados.....	91
3.3.1.5. Conclusiones parciales .....	93
3.3.2. Experimento con <i>Osteospermum ecklonis</i> (DC.) Norl. `Purple Red` (Exp. 2) ...	94
3.3.2.1. Nitrógeno y parámetros físico-químicos de los lixiviados.....	94
3.3.2.2. Productividad del cultivo.....	101
3.3.2.3. Balance y tasa de extracción de nitrógeno .....	103
3.3.2.4. Modelo de regresión lineal múltiple para la predicción de la concentración de nitrógeno en los lixiviados.....	106
3.3.2.5. Conclusiones parciales .....	108
3.4. CONCLUSIONES .....	109

3.4.1. Conclusiones generales .....	109
3.4.2. Consideraciones prácticas .....	110
<b>4. CAPÍTULO III. Tratamiento de lixiviados procedentes de cultivos en contenedor mediante humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal</b>	
4.1. INTRODUCCIÓN .....	115
4.1.1. Problemática de la producción de lixiviados en cultivos sin suelo.....	115
4.1.2. Tratamiento de los lixiviados mediante humedales artificiales para la eliminación de nitratos.....	116
4.1.3. Objetivos y planteamiento de los experimentos.....	118
4.2. MATERIALES Y MÉTODOS .....	119
4.2.1. Diseño de los humedales artificiales .....	119
4.2.2. Descripción de la ubicación y de la planta piloto .....	120
4.2.3. Líneas experimentales.....	123
4.2.4. Recogida de muestras y caracterización .....	125
4.2.5. Experimentos.....	126
4.2.5.1. Experimento 1. Fuente carbonada: acetato sódico. Relación C:N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 3:1 .....	127
4.2.5.2. Experimento 2. Fuente carbonada: acetato sódico. Relación C:N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 0.5:1 .....	127
4.2.5.3. Experimento 3. Fuente carbonada: acetato sódico. Relación C:N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 1.5:1 .....	127
4.2.5.4. Experimento 4. Fuente carbonada: metanol. Relación C:N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 1.5:1..	128
4.2.6. Interpretación de los resultados en función de la tasa de eliminación de nitrógeno y el proceso de desnitrificación .....	130
4.2.7. Análisis estadísticos .....	132
4.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	132
4.3.1. Experimento 1. Fuente de carbono: acetato sódico. Relación C:N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> de 3:1 .....	132
4.3.1.1. Eliminación de N y de DQO del influente .....	132
4.3.1.2. Eliminación del resto de iones del influente .....	139

4.3.1.3. pH y CE en el efluente tratado .....	141
4.3.1.4. Conclusiones parciales .....	142
4.3.2. Experimento 2. Fuente de carbono: acetato sódico. Relación C:N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> de 0.5:1 .....	143
4.3.2.1. Eliminación de N y de DQO del influente .....	143
4.3.2.2. Eliminación del resto de iones del influente .....	146
4.3.2.3. pH y CE en el efluente tratado .....	147
4.3.2.4. Conclusiones parciales .....	147
4.3.3. Experimento 3. Fuente de carbono: acetato sódico. Relación C:N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> de 1.5:1 .....	148
4.3.3.1. Eliminación de N y de DQO del influente .....	148
4.3.3.2. Eliminación del resto de iones del influente .....	154
4.3.3.3. pH y CE en el efluente tratado .....	156
4.3.3.4. Conclusiones parciales .....	156
4.3.4. Experimento 4. Fuente de carbono: metanol. Relación C:N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> de 1.5:1 ...	157
4.3.4.1. Eliminación de N y de DQO del influente .....	157
4.3.4.2. Eliminación del resto de iones del influente .....	164
4.3.4.3. pH y CE en el efluente tratado .....	164
4.3.4.4. Conclusiones parciales .....	165
<b>4.4. CONCLUSIONES .....</b>	<b>166</b>
4.4.1. Conclusiones generales .....	166
4.4.2. Sugerencias operacionales y de diseño .....	168
<b>5. CONCLUSIONES GENERALES .....</b>	<b>171</b>
<b>6. BIBLIOGRAFÍA .....</b>	<b>177</b>

## **2. CAPÍTULO I**

<b>Tabla 2.1.</b> Ficha general de la encuesta. ....	23
<b>Tabla 2.2.</b> Posibles tipos de cubierta, sub-base y base de cultivo y grupos de cubierta que definen al sector .....	26
<b>Tabla 2.3.</b> Clasificación de los motivos para no utilizar los lixiviados. ....	29
<b>Tabla 2.4.</b> Cultivos escogidos de la provincia de Barcelona .....	31
<b>Tabla 2.5.</b> Cultivos escogidos de la provincia de Girona .....	31

## **3. CAPÍTULO II**

<b>Tabla 3.1.</b> Características del sustrato usado en el Exp. 1, a base de una mezcla de compost de corteza de pino con turba rubia de esfagno, antes de aplicar los tratamientos (n=3).....	70
<b>Tabla 3.2.</b> Formulación de la solución nutritiva aplicada mediante fertirrigación continua en los tratamientos S1 y S2 durante el experimento con <i>Viburnum tinus</i> L...	71
<b>Tabla 3.3.</b> Características del sustrato de turba usado en el Exp. 2 antes de aplicar los tratamientos (n=3).....	76
<b>Tabla 3.4.</b> Formulación de la solución nutritiva aplicada mediante fertirrigación continua en los tratamientos S1 y S2 durante el experimento con <i>Osteospermum ecklonis</i> (DC.) Norl. `Purple Red´ .....	77
<b>Tabla 3.5.</b> Efecto de la estrategia de fertilización en la altura (H), cobertura foliar (CF), contenido relativo en clorofila (CRC), índice del tamaño de la planta (ITP) $((H+\text{diámetro})/2)$ , concentración de N en planta, incremento de biomasa total producida durante el cultivo ( $\Delta BT$ ) y eficiencia en el uso del N (EUN) $(\Delta BT / N_A)$ en un cultivo de <i>Viburnum tinus</i> L. cv. `Eve Price´ de 7 meses de duración.....	87
<b>Tabla 3.6.</b> Balance de N para un cultivo en contenedor al exterior de <i>Viburnum tinus</i> L. `Eve Price´ .....	89

**Tabla 3.7.** Ecuaciones obtenidas del modelo de regresión lineal múltiple ( $Y = A + \beta_1 \times PR + \beta_2 \times H_{T21}$ ) para la predicción de la concentración de N en los lixiviados (variable dependiente) en función de los parámetros  $H_{T21}$  y PR (variables independientes) para un cultivo en contenedor al exterior de *Viburnum tinus* L. cv. 'Eve Price' fertilizado con solución nutritiva (tratamientos S1 y S2) o con fertilizante de liberación controlada (tratamientos F1 y F2). .....92

**Tabla 3.8.** Efecto de la estrategia de fertilización en la altura (H), cobertura foliar (CF), contenido relativo en clorofila (CRC), índice del tamaño de la planta (ITP)  $((H+\text{diámetro})/2)$ , concentración de N en planta, incremento de biomasa total producida durante el cultivo ( $\Delta BT$ ) y eficiencia en el uso del N (EUN) ( $\Delta BT / N_A$ ) en un cultivo de *Osteospermum ecklonis* (DC.) Norl. 'Purple Red' de 8 semanas de duración. ....102

**Tabla 3.9.** Balance de N para un cultivo en contenedor y al exterior de *Osteospermum ecklonis* (DC.) Norl. 'Purple Red'. ....105

**Tabla 3.10.** Ecuaciones obtenidas del modelo de regresión lineal múltiple ( $Y = A + \beta_1 \times PR + \beta_2 \times H_{T21}$ ) para la predicción de la concentración de nitrógeno en los lixiviados (variable dependiente) en función de los parámetros  $H_{T21}$  y PR (variables independientes) para un cultivo en contenedor de *Osteospermum ecklonis* (DC.) Norl. 'Purple Red' fertilizado con solución nutritiva (tratamientos S1 y S2) o con fertilizante de liberación controlada (tratamientos F1 y F2). .....107

#### **4. CAPÍTULO III**

**Tabla 4.1.** Descripción de los tratamientos o líneas experimentales.....124

**Tabla 4.2.** Composición media del influente (n=4) y error estándar en la zona de entrada de los humedales tras añadir la fuente de carbono en el Experimento 1. ....128

**Tabla 4.3.** Composición media del influente (n=4) y error estándar en la zona de entrada de los humedales tras añadir la fuente de carbono en el Experimento 2. ....128

**Tabla 4.4.** Composición media del influente (n=4) y error estándar en la zona de entrada de los humedales tras añadir la fuente de carbono en el Experimento 3. ....129

**Tabla 4.5.** Composición media del ifluente (n=4) y error estándar en la zona de entrada de los humedales tras añadir la fuente de carbono en el Experimento 4. ....129

**Tabla 4.6.** Clasificación de la intensidad de las tasas de eliminación de  $N-NO_3^-$ ,  $N-NH_4^+$  y  $N-NO_2^-$ , y del proceso de desnitrificación según el rango de valores asignado.....131

<b>Tabla 4.7.</b> Tasa de eliminación de nutrientes durante el periodo de operación del Experimento 1 ((influyente-efluente/influyente) x 100) y pH y conductividad eléctrica (CE) en el efluente tratado..	133
<b>Tabla 4.8.</b> Tasa de eliminación de nutrientes durante el periodo de operación del Experimento 2 ((influyente-efluente/influyente) x 100)..	145
<b>Tabla 4.9.</b> Tasa de eliminación de nutrientes durante el periodo de operación del Experimento 3 ((entrada-salida/entrada) x 100) y pH y conductividad eléctrica (CE) a la salida.....	149
<b>Tabla 4.10.</b> Tasa de eliminación de nutrientes durante el periodo de operación del Experimento 4 ((entrada-salida/entrada) x 100) y pH y conductividad eléctrica (CE) a la salida.....	158

**1.INTRODUCCIÓN GENERAL Y OBJETIVOS**

**Fig. 1.1.** Mapa de las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos de origen agrícola en Cataluña.....6

**Fig. 1.2.** Esquema de un humedal tipo de flujo subsuperficial horizontal y sus componentes principales. ....9

**Fig. 1.3.** Esquema de la estructura general de la Tesis. ....13

**2. CAPÍTULO I**

**Fig. 2.1.** Distribución de la frecuencia de viveros encuestados en Barcelona respecto al total existentes.....24

**Fig. 2.2.** Distribución de la frecuencia de viveros encuestados en Girona respecto al total existentes.....24

**Fig. 2.3.** Organización general del formulario de la base de datos de la encuesta.....25

**Fig. 2.4.** Formularios de sector y de gestión de lixiviados.....28

**Fig. 2.5.** Distribución global de cultivos en Barcelona y Girona según la SeO. ....34

**Fig. 2.6.** Distribución de cultivos en Barcelona según la SeO.....35

**Fig. 2.7.** Distribución de cultivos en Girona según la SeO. ....35

**Fig. 2.8.** Distribución de las superficies según el tipo de base del cultivo por provincia .....36

**Fig. 2.9.** Grado de permeabilidad estimado según el tipo de base y sub-base del cultivo por provincia. ....37

**Fig. 2.10.** Satisfacción de las necesidades de agua de riego según el origen del agua.. 39

**Fig. 2.11.** Distribución de los intervalos de CE del agua de pozo en las provincias de Barcelona y Girona. ....40

**Fig. 2.12.** Distribución del sistema de riego según la superficie equivalente de ocupación en Barcelona y Girona.....40



<b>Fig. 2.13.</b> Distribución de la superficie regada por cada tipo de riego en Barcelona y Girona. ....	41
<b>Fig. 2.14.</b> Distribución del tipo de sustrato usado en función de los titulares de las fincas encuestadas y de superficie de cultivo para las provincias de Barcelona y Girona. ....	44
<b>Fig. 2.15.</b> Términos de liberación de nutrientes de los fertilizantes de liberación controlada utilizados en Barcelona y Girona.....	45
<b>Fig. 2.16.</b> Utilización de fertirrigación en los cultivos según el nº de parcelas de los principales cultivos y la superficie equivalente de ocupación (SeO) en Barcelona y Girona. ....	46
<b>Fig. 2.17.</b> Superficie equivalente de ocupación (SeO) de los principales cultivos que utilizan fertirrigación en Barcelona. ....	46
<b>Fig. 2.18.</b> Superficie equivalente de ocupación (SeO) de los principales cultivos que utilizan fertirrigación en Girona. ....	47
<b>Fig. 2.19.</b> Superficie equivalente de ocupación (SeO) con fertirrigación frecuente (> 4 meses mes <sup>-1</sup> ) según el sistema de riego en Barcelona y Girona.....	48
<b>Fig. 2.20.</b> Motivos para no reutilizar los lixiviados. ....	49
<b>Fig. 2.21.</b> Motivación para reutilizar los lixiviados referido al número de encuestados en Barcelona y Girona. ....	50
<b>Fig. 2.22.</b> Motivos para reutilizar los lixiviados según la superficie de sector en Barcelona y Girona. ....	51
<b>Fig. 2.23.</b> Destino de los lixiviados recogidos en un sector. ....	52
<b>Fig. 2.24.</b> Existencia o control de mezcla de los lixiviados. ....	52
<b>Fig. 2.25.</b> Principales dificultades observadas y previstas por los viveristas de Barcelona y Girona que realizan recirculación de los lixiviados y por aquellos que no la realizan, respectivamente.....	53

**3. CAPÍTULO II**

**Fig. 3.1.** Climograma correspondiente al periodo 1999-2009 en la localidad de Cabrils (Barcelona), incluyendo la temperatura ambiental media y la precipitación.....67

**Fig. 3.2.** Temperatura ambiental media y pluviometría correspondiente al año 2007 en la localidad de Cabrils (Barcelona). .....74

**Fig. 3.3.** Temperatura ambiental media y pluviometría correspondiente al año 2010 en la localidad de Cabrils (Barcelona). .....78

**Fig. 3.4.** Concentración de N ( $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ ) en los lixiviados y temperatura del sustrato en el transcurso de un cultivo de *Viburnum tinus* L. cv. `Eve Price´ .....80

**Fig. 3.5.a.** Pérdidas de N ( $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ ) en el transcurso de un cultivo en contenedor al exterior de *Viburnum tinus* L. cv. `Eve Price´ .....82

**Fig. 3.5.b.** Tasa de lixiviación de N ( $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ ) en el transcurso de un cultivo en contenedor al exterior de *Viburnum tinus* L. cv. `Eve Price´ .....83

**Fig. 3.6.** Conductividad eléctrica (CE) en los lixiviados durante el transcurso de un cultivo al exterior en contenedor de *Viburnum tinus* L. cv. `Eve Price´ .....84

**Fig. 3.7.** pH en los lixiviados en el transcurso de un cultivo al exterior en contenedor de *Viburnum tinus* L. cv. `Eve Price´ .....85

**Fig. 3.8.** Concentración de N ( $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ ) en los lixiviados y temperatura del sustrato en el transcurso de un cultivo de *Osteospermum ecklonis* (DC.) Norl. `Purple Red´ .....95

**Fig. 3.9.a.** Pérdidas de N ( $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ ) en el transcurso de un cultivo en contenedor al exterior de *Osteospermum ecklonis* (DC.) Norl. `Purple Red´ .....97

**Fig. 3.9.b.** Tasa de lixiviación de N ( $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ ) en el transcurso de un cultivo en contenedor al exterior de *Osteospermum ecklonis* (DC.) Norl. `Purple Red´ .....98

**Fig. 3.10.** Conductividad eléctrica (CE) en los lixiviados en el transcurso de un cultivo al exterior en contenedor de *Osteospermum ecklonis* (DC.) Norl. `Purple Red´ .....99

**Fig. 3.11.** pH en los lixiviados en el transcurso de un cultivo al exterior en contenedor de *Osteospermum ecklonis* (DC.) Norl. `Purple Red´ .....101

**Fig. 3.12.** Efecto de la estrategia de fertilización en la tasa de extracción de N por unidad de tiempo ( $\text{g mes}^{-1}$ ) por parte de las plantas del Exp. 1 (% N planta x  $\Delta\text{BT}/7$  meses) y del Exp. 2 (% N planta x  $\Delta\text{BT}/2$  meses). ..... 104

## **4. CAPÍTULO III**

**Fig. 4.1.** Vista general de la planta piloto con 6 humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal. .... 121

**Fig. 4.2.** Datos técnicos y perfil de un humedal como ejemplo.. ..... 122

**Fig. 4.3.** Disposición de los tratamientos o líneas experimentales. .... 124

**Fig. 4.4.a.** Eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$  (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 1. .... 134

**Fig. 4.4.b.** Eliminación de  $\text{N-NO}_2^-$  (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 1. .... 134

**Fig. 4.4.c.** Eliminación de DQO (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 1. .... 136

**Fig. 4.4.d.** Eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 1. .... 137

**Fig. 4.4.e.** Eliminación de PT (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 1. .... 139

**Fig. 4.4.f.** Eliminación de  $\text{K}^+$  (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 1. .... 141

**Fig. 4.5.a.** Eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$  (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 3. .... 150

**Fig. 4.5.b.** Eliminación de  $\text{N-NO}_2^-$  (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 3. .... 151

**Fig. 4.5.c.** Eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 3. .... 152

**Fig. 4.5.d.** Eliminación de DQO (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 3. .... 154

**Fig. 4.5.e.** Eliminación de PT (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 3. ....155

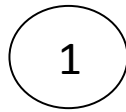
**Fig. 4.6.a.** Eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$  (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 4. ....159

**Fig. 4.6.b.** Eliminación de  $\text{N-NO}_2^-$  (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 4. ....160

**Fig. 4.6.c.** Eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 4. ....162

**Fig. 4.6.d.** Eliminación de DQO (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 4. ....163





## INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS GENERALES

---

**Lixiviados en horticultura intensiva ornamental y su tratamiento mediante humedales artificiales**



## **1.1. Características del cultivo de plantas ornamentales y problemática ambiental asociada a la generación de lixiviados en Cataluña**

### **1.1.1. Características del cultivo de plantas ornamentales en Cataluña**

El subsector productor de planta ornamental constituye una actividad de remarcable importancia en el conjunto de la producción agrícola de Cataluña, superando en volumen productivo y superficie al cultivo de flor cortada (MARM, 2010). La actividad propia de este subsector difiere de otros sistemas de producción agrícola principalmente por el grado de intensidad (inversión por unidad de superficie), por la diversidad de productos que ofrece (especies, cultivares y formatos), y por la elevada especialización y tecnificación que comporta. El cultivo de plantas ornamentales se realiza directamente en el suelo natural o en contenedor. En el primer caso los cultivos se realizan al exterior y, en el caso de realizar cultivos en contenedor, éstos también se realizan en parcelas al exterior o bajo algún tipo de protección (invernadero o umbráculo), según las exigencias de la especie cultivada. Las actividades experimentales presentadas en esta memoria se centran en diferentes aspectos vinculados a los cultivos de plantas ornamentales realizados exclusivamente en contenedor y al aire libre.

La eficiencia en el uso del agua y de los nutrientes en el cultivo de plantas ornamentales en contenedor es, a menudo, baja (Marfà, 2000b; Grant *et al.*, 2009), lo que se traduce en grandes pérdidas de nitrógeno (N) y otros nutrientes por lixiviación. Normalmente, las causas están relacionadas con el uso generalizado de diferentes tipos de riego por aspersión o microaspersión en lugar de sistemas de riego por goteo (Colangelo y Brand, 2001) y la baja utilización de dispositivos o sensores de control del riego (Cáceres *et al.*, 2007) y/o métodos para controlar la composición de la solución del sustrato que permitirían ajustar la fertilización a los requerimientos de las plantas cultivadas (Marfà *et al.*, 2002).

Como ya se ha comentado, la producción de ornamentales en contenedor es importante en Cataluña, principalmente en las provincias de Barcelona y de Girona. Las condiciones meteorológicas permiten que se cultiven diferentes especies de



plantas y, por lo tanto, que existan diferencias en las prácticas culturales según la localización geográfica de cada vivero. De esta manera, en los viveros de Girona se suelen emplear fertilizantes de liberación controlada (FLC) y sistemas aéreos de riego por aspersión en los cultivos, esencialmente de coníferas y plantas arbustivas ornamentales. Por el contrario, en los viveros de Barcelona se suele usar la fertirrigación y riego localizado por goteo o microaspersión, vinculado al cultivo de plantas herbáceas vivaces o anuales de diversas especies (Cunill *et al.*, 2010). Esta variabilidad de las prácticas agrícolas habituales dentro de un área determinada, también repercutirá en la manera de gestionar los lixiviados producidos.

### **1.1.2. Problemática ambiental asociada a la generación de lixiviados en los viveros de ornamentales en Cataluña**

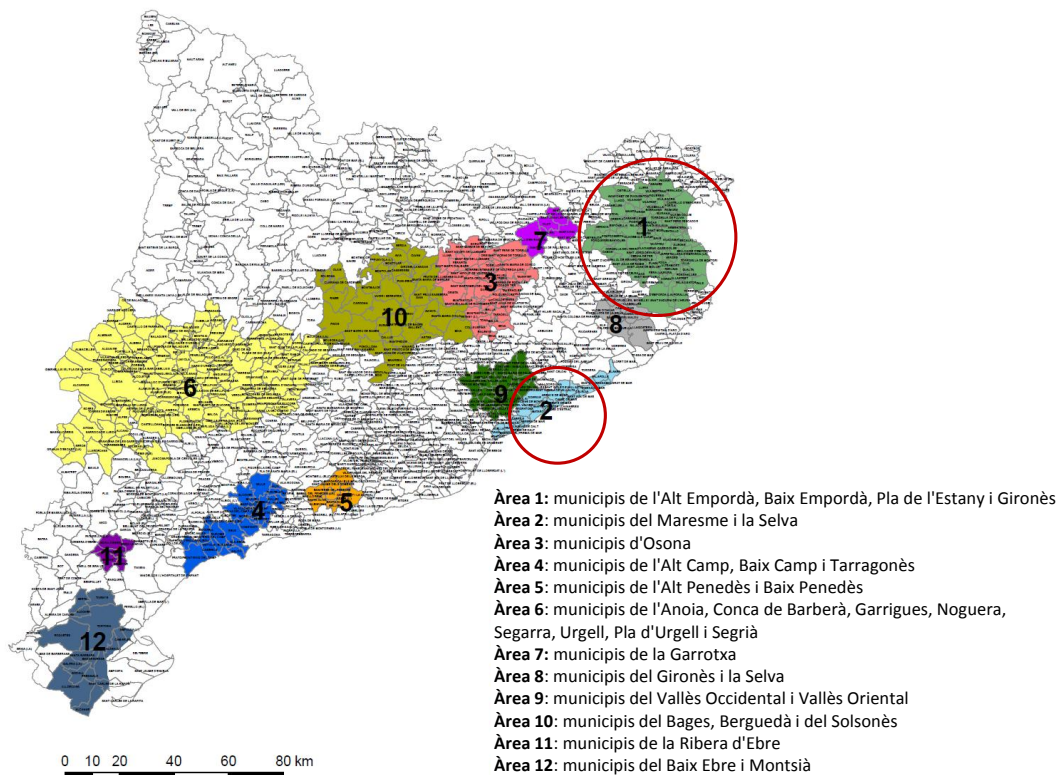
Como resultado de la actividad agrícola antes descrita, se generan lixiviados en mayor o menor volumen con un contenido variable en nutrientes, principalmente en N y fósforo (P) procedentes de los fertilizantes (Marfà, 2000a), y con una distribución espacial y temporal de los mismos. Por ejemplo, en cultivos de plantas arbustivas en contenedor fertirrigadas y empleando un sistema de riego por goteo en áreas del litoral de Cataluña, se han registrado pérdidas anuales de agua por lixiviación de hasta 200 L m<sup>-2</sup> y pérdidas de 35 g m<sup>-2</sup> de N y de 9 g m<sup>-2</sup> de P, representando cerca del 50% del agua y de los nutrientes aportados, respectivamente (Guérin *et al.*, 2001).

Las condiciones meteorológicas acontecidas durante un cultivo determinado, también pueden influir en la cantidad de nutrientes perdidos por lixiviación. Así, cuando se aplican fertilizantes mediante fertirrigación continua y los requerimientos nutricionales de las plantas son bajos, puede llegar a acumularse cierta cantidad de formas nitrogenadas solubles en la solución del sustrato. Si ocurriera un evento de precipitación intensa, la concentración y la cantidad de N soluble de los lixiviados podrían verse anormalmente aumentadas por el efecto de lavado. En el caso de que se aplicaran FLC, una elevada temperatura en el sustrato de manera prolongada, podría

favorecer la liberación de N al sustrato y después ser lavado al medio circundante por acción de la lluvia.

En el caso de que los lixiviados no sean gestionados adecuadamente o no se apliquen prácticas agrícolas correctas para minimizarlos, su vertido al medio circundante podría dar lugar a una contaminación difusa del subsuelo por nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ). Las aguas superficiales y subterráneas contaminadas por  $\text{NO}_3^-$  experimentan procesos de eutrofización, afectando gravemente a la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos. La legislación vigente en Cataluña, en relación a la Directiva 91/676/CEE relativa a la protección de aguas contra la contaminación producida por  $\text{NO}_3^-$  procedentes de fuentes agrarias, contempla actualmente el Decreto 205/2000 (DOGC, 2000) y el Decreto 136/2009 (DOGC, 2009) de aprobación del programa de medidas agronómicas aplicables a las *zonas vulnerables* en relación a la contaminación por  $\text{NO}_3^-$  procedentes de fuentes agrarias. Se definen como *zonas vulnerables* aquellas en las que existen aguas superficiales y subterráneas afectadas por la contaminación por  $\text{NO}_3^-$  o susceptibles de ser contaminadas. Muchas de las principales zonas productoras de plantas ornamentales en Cataluña, se encuentran localizadas en estas *zonas vulnerables* (Fig. 1.1).

Según la legislación antes mencionada, si no se reciclan los lixiviados en los viveros productores de plantas en contenedor (modalidad de cultivo sin suelo), éstos tendrán consideración de vertido (DOGC, 2000). En este caso, los lixiviados deben ser tratados por agentes especializados o ser depurados en el mismo lugar de producción para poder ser devueltos al medio, si es que no son reintegrados a la red de riego (Marfà *et al.*, 2006).



**Fig. 1.1.** Mapa de las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos de origen agrícola en Cataluña (Decreto 136/2009, DOGC 5457, 2009). *Las áreas delimitadas por círculos incluyen los viveros estudiados en el Capítulo I* Fuente: Consorci de Gestió de la Fertilització Agrària de Catalunya (GESFER). Generalitat de Catalunya (www.gencat.cat).

## 1.2. Gestión y tratamiento de los lixiviados de origen agrícola mediante humedales artificiales

Los agricultores disponen de un Código de Buenas Prácticas Agrarias que contiene una serie de medidas encaminadas a disminuir la contaminación del medio ambiente asociada a la actividad agraria que realizan, aunque no son de carácter obligatorio (DOGC, 1998). Por otra parte, la mayoría de las técnicas de cultivos sin suelo actualmente utilizadas, constituyen sistemas abiertos en los cuales se vierten al suelo lixiviados contaminantes (Marfà *et al.*, 2006). Muchos productores optan por utilizar balsas de almacenamiento de agua para su reutilización, aprovechamiento o reciclaje, y así reducir el volumen de lixiviados y la carga de nutrientes y sedimentos

(Mangiafico *et al.*, 2008). En el caso de que las medidas encaminadas a disminuir el vertido de lixiviados no puedan ser aplicables por los viveristas, otra vía para evitar la contaminación del medio por su vertido, consiste en proceder a su tratamiento.

El  $\text{NO}_3^-$  procedente de los fertilizantes es la forma de N predominante en los lixiviados de origen agrícola (Cabrera, 1997; Fernández - Escobar *et al.*, 2004; Oliet, 2004). Por este motivo, el tratamiento más eficaz estaría focalizado en producir o provocar una desnitrificación o una eliminación de iones  $\text{NO}_3^-$  de los lixiviados antes de ser vertidos al medio. Existen diversas tecnologías desarrolladas para eliminar los  $\text{NO}_3^-$  de las aguas residuales o contaminadas, tales como el intercambio iónico, la ósmosis inversa, la electrodiálisis o la desnitrificación biológica (Rittmann y Huck, 1989; Fernández-Nava *et al.*, 2008). Entre estas tecnologías, suele ser aconsejable emplear un tratamiento biológico debido a su sencillez operativa, selectividad, ahorro energético y bajo coste de mantenimiento (Lin *et al.*, 2008; Gottschall *et al.*, 2007).

Los humedales artificiales (HA) se muestran como una alternativa eficaz frente a la tecnología convencional a la hora de tratar aguas contaminadas de diferentes orígenes. En un principio se diseñaron para tratar aguas residuales de origen doméstico o municipal. Recientemente también se han mostrado eficaces para tratar aguas contaminadas de origen industrial (procedentes de refinerías, de fábricas de productos químicos, de papel, de curtiduría y textiles, de destilerías y mataderos), alimentario (originadas durante la producción y procesado de leche, quesos, patatas o azúcar) o agrícola (producidas en las granjas de cerdos o vacas), además de tratar aguas residuales de piscifactorías o lixiviados procedentes de la agricultura, aeropuertos, autopistas, invernaderos, viveros o vertederos de basura (Vymazal, 2009).

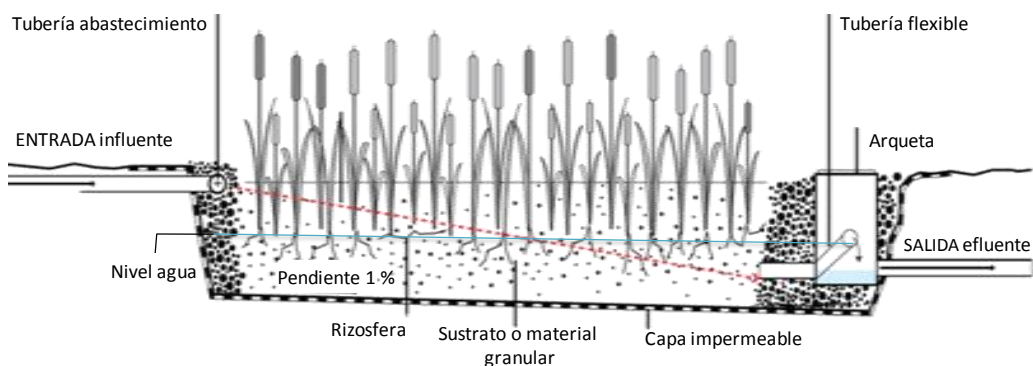
Básicamente, los HA son zonas construidas por el hombre en las que se reproducen, de manera controlada, los procesos físicos, químicos y biológicos de eliminación de contaminantes que ocurren normalmente en los humedales naturales (Salas *et al.*, 2008). Principalmente están compuestos por:

- un sustrato o material granular: sirve de soporte a la vegetación y permite la fijación de la biopelícula bacteriana que interviene en la mayoría de los procesos de eliminación de contaminantes presentes en las aguas a tratar.
- la vegetación: principalmente compuesta por macrófitas emergentes que contribuyen a la oxigenación del sustrato a nivel de la rizosfera, a la eliminación de nutrientes por absorción/extracción y al desarrollo de la biopelícula bacteriana.
- el agua a tratar o influente: circula a través del sustrato y la vegetación.

Existen diferentes tipos de HA en función de que el flujo del agua circule a través del sustrato (humedales de flujo subsuperficial) o por encima del sustrato (humedales de flujo superficial) y en función del sentido del flujo (humedales de flujo horizontal o vertical). La elección del tipo de humedal dependerá de las características del agua a tratar, ya que cada tipo de humedal favorece a que se desarrollen unos procesos microbiológicos frente a otros. En el caso que nos ocupa, y como se ha comentado anteriormente, el tratamiento más adecuado para los lixiviados de origen agrícola es la desnitrificación. Éste es el proceso predominante en los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HSsH). A diferencia de otros tipos de HA, los HSsH se caracterizan por tener una alimentación continua de influente o agua a tratar, siendo su flujo horizontal a través del sustrato filtrante de unos 0.6 m de espesor, en el que se fija la vegetación. A la salida de los humedales se incorpora una tubería flexible que permite controlar y mantener el nivel freático unos 0.05 m por debajo del nivel del sustrato, lo que impide la visibilidad y la oxigenación del agua (Fig. 1.2) (Salas y col., 2008).

La eficacia de los HSsH se ha comprobado en el tratamiento de aguas con un alto contenido en  $\text{NO}_3^-$  como, por ejemplo, las procedentes de acuíferos contaminados, aguas residuales nitrificadas o aguas de riego recirculadas (Baker, 1998). Sin embargo, se desconoce de la existencia de aplicaciones a escala real de estos sistemas en España para la depuración de lixiviados procedentes de la

agricultura en general y de la agricultura intensiva en particular, como es el caso de los viveros de ornamentales.



**Fig. 1.2.** Esquema de un humedal tipo de flujo subsuperficial horizontal y sus componentes principales.

Básicamente, la desnitrificación consiste en la reducción desasimilativa del  $\text{NO}_3^-$  a  $\text{N}_2$  por parte de bacterias heterótrofas, las cuales usan el  $\text{NO}_3^-$  como aceptor de electrones en condiciones anaerobias o anóxicas, y una fuente de carbono como donador de electrones (Sirivedhin y Gray, 2006; Wu *et al.*, 2009). Debido a que el contenido en carbono de los lixiviados de origen agrícolas es muy bajo o nulo, es necesario realizar un aporte externo del mismo para iniciar y mantener el proceso de desnitrificación de manera adecuada en los humedales (Gagnon *et al.*, 2010). Para obtener un rendimiento adecuado de los HSSH, deben ser bien considerados tanto el criterio de diseño como la dosis y el tipo de fuente carbonada aplicada. Una dosis elevada de esta fuente carbonada podría añadir al efluente final carbono en exceso no contenido en los lixiviados originalmente, y una dosis baja podría ser insuficiente para iniciar la desnitrificación. Por tanto, la optimización del proceso de desnitrificación consistiría en la búsqueda de una dosis mínima de carbono suficiente para iniciar y mantener una adecuada tasa de desnitrificación. La elección del tipo de fuente carbonada también es importante, ya que podría añadir al efluente final nuevos contaminantes no contenidos en el influente y así afectar a su calidad final.

### 1.3. Objetivos

Las consideraciones mencionadas anteriormente ponen de manifiesto la necesidad de realizar estudios que evalúen la contribución de los lixiviados, generados en los viveros donde se cultivan plantas ornamentales en contenedor, a la contaminación del subsuelo por  $\text{NO}_3^-$  y proponer prácticas agrícolas adecuadas para reducir la carga iónica contaminante de los lixiviados sin alterar la producción del cultivo, o métodos para su tratamiento en el mismo lugar donde se generan.

Por tanto, los objetivos generales de la Tesis son:

- identificar los modos de fertilización y otras prácticas agrícolas habituales en el subsector productor de plantas ornamentales en contenedor al exterior en Barcelona y en Girona,
- determinar el efecto de aplicar los modos de fertilización identificados en la composición de los lixiviados generados por dos cultivos de plantas ornamentales en contenedor al exterior, y
- evaluar la idoneidad de realizar un tratamiento de los lixiviados mediante humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HSsH) y optimizar el proceso de desnitrificación desarrollado en los mismos.

### 1.4. Estructura de la tesis

Esta Tesis consta de tres capítulos agrupados en dos partes en función de la actividad desarrollada en cada caso. En cada parte y capítulo se exponen diferentes trabajos experimentales organizados según la cronología de su realización (Fig. 1.3).

#### 1.4.1. Parte I (Capítulos I y II)

El capítulo I es un estudio orientado a identificar las prácticas agrícolas más utilizadas por los productores de plantas ornamentales en las áreas de mayor densidad de viveros en Cataluña. Para ello se diseñó una encuesta destinada concretamente a los principales productores de cultivo de planta ornamental en

contenedor al exterior en las provincias de Barcelona y de Girona. El análisis de las prácticas agrícolas agrupó, de manera general, el modo de fertilización, la gestión del riego (sistemas de riego utilizados) y la gestión de los lixiviados generados (recirculación de lixiviados, sistemas de tratamiento, etc...). Una vez identificadas las prácticas agrícolas más habituales en cuanto a la fertilización, se diseñaron dos experimentos descritos en el Capítulo II (Fig. 3.1).

Estos dos experimentos se realizaron para determinar el efecto de los dos modos de fertilización más habituales en los viveros de Barcelona y de Girona, identificadas en la encuesta realizada previamente (Capítulo I), sobre:

- la concentración de N y la composición físico-química de los lixiviados generados, y
- el balance de N y la productividad del cultivo de plantas ornamentales propias de la costa Mediterránea.

Los modos de fertilización consistieron en aplicar los fertilizantes solubles al cultivo mediante el riego, técnica conocida como fertirrigación, o en incorporar al sustrato un fertilizante de liberación controlada. Además, las dosis de N aplicadas con cada modo de fertilización fueron diferentes entre sí para cada experimento y entre los dos experimentos. Las diferentes dosis de N aplicadas en cada caso se basaron en las utilizadas por los viveristas normalmente. En ambos casos se empleó un sistema de goteo para el riego, considerado más eficiente que el riego por aspersión. Estos tratamientos (aplicación de diferentes dosis de N mediante dos modos de fertilización) fueron aplicados en un primer experimento a un cultivo de una especie leñosa de crecimiento lento, comúnmente cultivada en los viveros de Girona como es el *Viburnum tinus* L. cv. 'Eve Price'. Al año siguiente los mismos tratamientos fueron aplicados, en un segundo experimento, a un cultivo de una planta herbácea de crecimiento rápido, cultivada frecuentemente en los viveros de Barcelona, como es el *Osteospermum ecklonis* (DC.) Norl. 'Purple Red'. Ambos cultivos se realizaron en contenedor al exterior. Los resultados globales obtenidos en esta primera parte de la



tesis, principalmente los referentes a la concentración de  $\text{N-NO}_3^-$  de los lixiviados, fueron considerados para el diseño de la segunda parte de la Tesis (Fig. 1.3).

#### **1.4.2. Parte II (Capítulo III)**

En este capítulo se pretende valorar la eficacia de un tratamiento para los lixiviados de origen agrícola mediante el uso de HSsH. Teniendo en cuenta los resultados incluidos en la Parte I, en particular los referentes a la concentración de  $\text{N-NO}_3^-$  de los lixiviados, se diseñó una planta piloto con diferentes líneas experimentales de HSsH para promover la desnitrificación del influente. Las líneas experimentales consistieron en humedales rellenos de dos tipos de sustratos (grava granítica o grava volcánica) y con diferentes tiempos de retención hidráulica.

Teniendo en cuenta la necesidad de optimizar el proceso de desnitrificación en este tipo de humedales, como se describió anteriormente en el apartado 1.2, se realizaron un total de cuatro experimentos en la planta piloto. Éstos consistieron en determinar el efecto de la aplicación de diferentes tipos y dosis de fuente de carbono al influente (lixiviados con alto contenido en  $\text{N-NO}_3^-$ ) en la tasa de eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$  y el proceso de desnitrificación en sí.

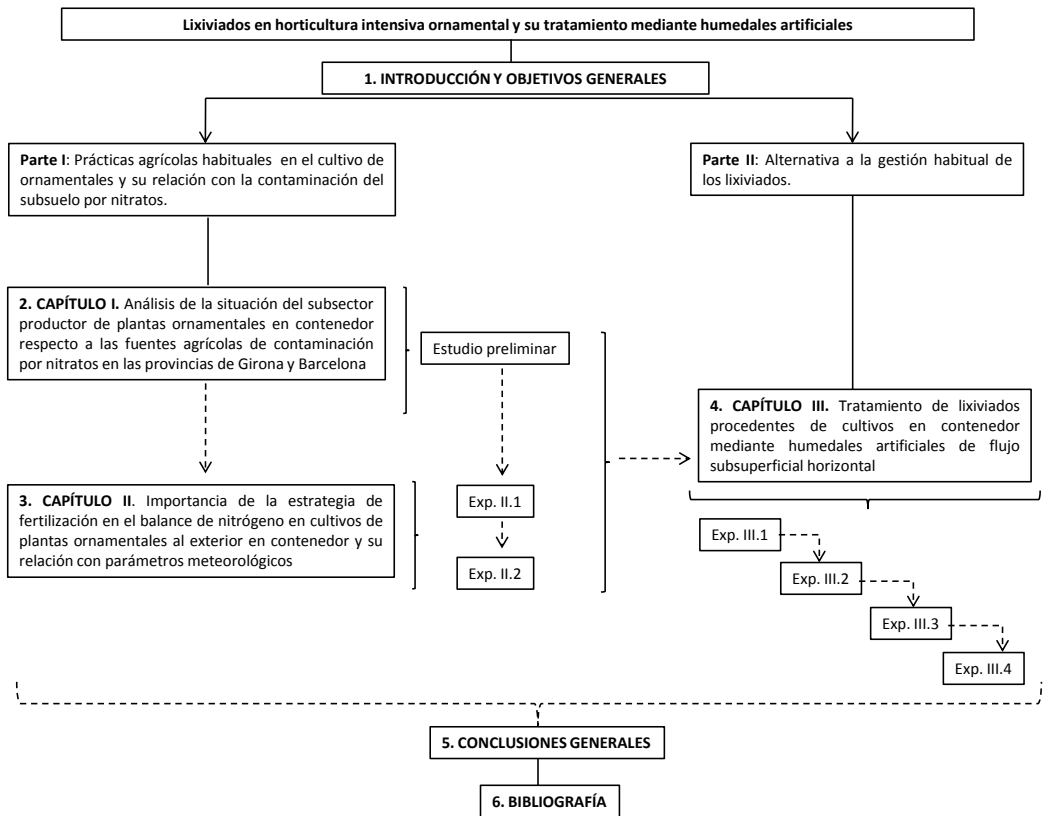


Fig. 1.3. Esquema de la estructura general de la Tesis.



**Análisis de la situación del subsector productor de plantas ornamentales en contenedor respecto a las fuentes agrícolas de contaminación por nitratos en las provincias de Girona y Barcelona**



## 2.1. INTRODUCCIÓN

### 2.1.1. Características del subsector productor de planta ornamental en contenedor

El sector productor de flor cortada y planta ornamental ocupa en España una superficie total de 5616 Ha (MARM, 2010). El 59 % de esta superficie está dedicada a la producción de planta ornamental, el 39 % a la producción de flor cortada y el 2 % restante a la producción de esquejes (MARM, 2010). El subsector productor de planta ornamental, constituye en Cataluña una actividad de remarcable importancia en el conjunto de la producción agrícola, superando en producción y superficie al cultivo de flor cortada (MARM, 2010). Según los últimos datos publicados en el “Informe d’Estadística de l’estructura de les explotacions agràries” (Institut d’Estadística de Catalunya, Generalitat de Catalunya, 2010), existen 405 explotaciones dedicadas al cultivo de flor cortada y planta ornamental en Cataluña, ocupando una superficie agrícola de 1186 Ha y siendo las provincias de Girona y Barcelona las que más superficie dedican a este tipo de cultivos. Sin embargo, estos datos difieren notablemente de los obtenidos en otros estudios o de los datos ofrecidos por las asociaciones de viveristas de la zona. De esta manera, Teixidor (2003), estima la superficie de viveros en la provincia de Girona en 1600 Ha, la Asociación de Viveristas de Barcelona estima la superficie de viveros en esta provincia en 600 Ha y la Asociación de Horticultura Ornamental de Tarragona estima una superficie de 250 Ha de viveros en Tarragona. Teniendo en cuenta estos datos, la superficie total de viveros sería de unas 2450 Ha, una cifra que duplica a los datos oficiales ofrecidos por el “Institut d’Estadística de Catalunya”. Por otra parte, el número de empresas viverísticas registradas en la “Federació d’Agricultors Viveristes de Catalunya” era de 171 en el año 1999 y aumentó a 211 en el año 2004 (Anónimo, 2005).

El cultivo de plantas ornamentales se realiza bien directamente en el suelo natural, para ser posteriormente comercializado a raíz desnuda o con cepellón, o bien en contenedor. En la primera modalidad (raíz desnuda o con cepellón), los cultivos se realizan al exterior y en el caso de realizar cultivos en contenedor, éstos también se realizan en parcelas al exterior o bajo algún tipo de protección (invernadero u

umbráculo). La producción de plantas ornamentales en contenedor presenta una serie de características que hacen que la actividad propia de este subsector difiera de otros sistemas de producción agrícola, principalmente por el grado de intensidad (inversión por unidad de superficie), por la diversidad de productos que ofrece (especies, cultivares y formatos), y por la elevada especialización y tecnificación de la actividad productiva. En este tipo de cultivos la gestión del riego y de los fertilizantes es muy diversa debido a la producción de diversos formatos, especies de plantas y cultivares con requerimientos hídricos y nutricionales diferentes, a los objetivos de mercado, a la utilización de diferentes tamaños de contenedores, al empleo de un determinado tipo de sustrato, al número de plantas existentes por unidad de superficie o a la época del año y a la zona geográfica en que se realice un determinado cultivo, vinculados al clima y a las prácticas agrícolas propias de cada área viverística, (Fain *et al.*, 2000; Yeager *et al.*, 2010; Wilson *et al.*, 2010).

### **2.1.2. Problemática asociada a la lixiviación de los nitratos procedentes de los fertilizantes**

Como resultado de la aplicación de agua para el riego y el aporte eventual de agua de lluvia durante el cultivo de plantas en contenedor al exterior, se generan lixiviados en mayor o menor volumen (soluciones acuosas que percolan a lo largo del perfil del contenedor hasta su base). Estos lixiviados se caracterizan por tener una composición variable en cuanto al contenido de nutrientes (principalmente en nitrógeno, fósforo y potasio procedentes de los fertilizantes), además de tener una distribución espacial y temporal diversa en función de la ubicación del vivero, de las especies cultivadas, de las prácticas de cultivo (riego, fertilización o sustrato), del periodo de cultivo, y de la lluvia en el caso de los viveros al aire libre (Fain, *et al.*, 2002). Por todo ello, las zonas viverísticas donde se producen plantas ornamentales en contenedor, son consideradas como puntos de contaminación difusa del subsuelo por nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) (Directiva Marc de l'Aigua a Catalunya, 2005), ya que éste es el ión mayoritario presente en los lixiviados respecto al resto (Cabrera, 1997; Fernández -

Escobar *et al.*, 2004; Oliet, 2004). Además, se da la circunstancia de que ciertas áreas viverísticas de Catalunya, como en otros lugares, están localizadas en áreas vulnerables a la contaminación por  $\text{NO}_3^-$ . Es el caso de los viveros situados en la comarca del Maresme en Barcelona o en el Baix Ter, la comarca de La Selva o el Montseny-Guilleries en Girona, entre otros (Directiva Marc de l'Aigua a Catalunya, 2005).

En relación con esta problemática, si los lixiviados no son minimizados, recirculados, tratados o depurados antes de su descarga al medio, pueden contribuir a la aceleración de los procesos de eutrofización de las aguas superficiales circundantes, afectando gravemente a la calidad ambiental del ecosistema acuático. De la misma manera, su descarga al medio también puede contribuir a la contaminación de las reservas de agua subterráneas y acuíferos ocasionando un problema de salud humana. Es por ello que la Organización Mundial de la Salud (OMS), la Comunidad Europea y el Ministerio de Sanidad español, fijan el límite de  $\text{NO}_3^-$  en el agua de consumo humano en  $50 \text{ mg L}^{-1}$  (DOUE, 1998). En relación al problema derivado del uso de los fertilizantes en la agricultura, la Directiva 91/676/CEE tiene por objetivo proteger las aguas contra la contaminación por  $\text{NO}_3^-$  mediante la adopción de una serie de medidas cuya aplicación compete a los Estados miembros de la Unión Europea (DOUE, 1991). La aplicación de la Directiva se realiza en varias etapas y los Estados miembros deben, entre otras cosas, identificar las aguas superficiales y subterráneas afectadas por la contaminación o vulnerables a ella, designar las *zonas vulnerables* (todas las zonas conocidas en su territorio que albergan las aguas identificadas), establecer Códigos de Buenas Prácticas Agrarias (CBPA) en dichas zonas y elaborar programas de acción vinculantes para los agricultores que operen en esas zonas. En consecuencia, la gestión de estos lixiviados cobra especial interés si las actividades productoras se incluyen dentro de las denominadas *zonas vulnerables*.

La legislación vigente en Cataluña en relación a la Directiva 91/676/CEE, contempla actualmente el Decreto 205/2000 (DOGC, 2000) y el Decreto 136/2009 (DOGC, 2009) de aprobación del programa de medidas agronómicas aplicables a las



## 2 · INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS GENERALES

---

*zonas vulnerables* en relación a la contaminación por  $\text{NO}_3^-$  procedentes de fuentes agrarias. Esta legislación no pone límites a la hora de aplicar nitrógeno a los cultivos sin suelo donde se recicle la solución nutritiva (SN), de hecho, tampoco se exige llevar un libro de gestión de los fertilizantes nitrogenados cuando se utiliza fertirrigación y recirculación (DOGC, 2009). Sin embargo, en el caso de que no se reciclen los lixiviados, éstos tendrán consideración de vertido (DOGC, 2000), por lo que deben ser tratados por agentes especializados o depurados en el mismo lugar de producción. Por otra parte, el CBPA no tiene carácter obligatorio, siendo más bien una recopilación de prácticas concretas que voluntariamente podrán llevar a efecto los agricultores. No obstante, una vez que la Administración designa las *zonas vulnerables* y establece para las mismas los programas de acción correspondientes, las medidas contenidas en ellos son de obligado cumplimiento (DOGC, 1998).

La bibliografía refiere diversos estudios en los que, mediante encuestas dirigidas a viveristas productores de plantas ornamentales, se pretende determinar la adecuación de las prácticas agrícolas que normalmente utilizan a aquellas contenidas en el CBPA, en relación a la gestión del agua, de los fertilizantes y de los pesticidas (Fain *et al.*, 2000; Garber *et al.*, 2002; Schoene *et al.*, 2006; Yeager *et al.*, 2010). En uno de estos estudios, Schoene *et al.*, (2006) propusieron una serie de mejoras a tener en cuenta a la hora de aplicar el CBPA en el Estado de Florida (EE.UU). Algunas de estas mejoras incluyen: controlar la uniformidad de los sistemas de riego aéreos, usar, conservar y reutilizar el agua de lluvia y de riego, determinar la capacidad de retención de agua del sustrato, controlar la fracción de lavado, aplicar riegos frecuentes a dosis bajas para minimizar la pérdida de agua y nutrientes o usar sensores para iniciar los riegos en función de la humedad del sustrato. En un estudio similar posterior en el mismo Estado de Florida, Yeager *et al.* (2010) pudieron determinar que sigue habiendo viveros donde generalmente no se aplican prácticas como la determinación de nutrientes en el sustrato, el uso de sensores para medir la humedad del sustrato y las condiciones medioambientales o la vigilancia de la uniformidad del riego. Sin embargo, las prácticas que incluyen el uso de fertilizantes de liberación controlada (FLC) o la

agrupación de las plantas según el método de riego y necesidades hídricas, son bastante frecuentes. En relación al uso y aprovechamiento del agua, cabe destacar el uso de balsas de almacenaje de aguas procedentes de la lluvia y de los lixiviados. Este sistema permite reducir el volumen, la cantidad de sedimentos y nutrientes de los lixiviados vertidos al medio, y reciclar el agua para el riego (Mangiafico *et al.*, 2008). En ocasiones, el espacio disponible en las fincas limita la implantación de estos sistemas, por lo que es más frecuente observarlos en viveros de grandes superficies (Fain *et al.*, 2000). Otros autores apuntan la necesidad de tratar los lixiviados antes de su descarga al medio, debido a la alta concentración en  $\text{NO}_3^-$  que suelen presentar (detectaron hasta un máximo de  $386 \text{ mg L}^{-1}$ ) (Wilson *et al.*, 2010). Para ello proponen la implementación de un sistema de bioremediación basado en la desnitrificación microbológica, de manera que el  $\text{NO}_3^-$  es transformado a  $\text{N}_2$  (Wilson *et al.*, 2010). De manera general, los resultados de estas encuestas y estudios revelan que existen diferencias regionales a la hora de gestionar las actividades propias de este subsector, por lo que estas diferencias podrían ser consideradas a la hora de desarrollar un CBPA específico para cada zona o programas educacionales para los viveristas (Schoene *et al.*, 2006). En muchas ocasiones, la implementación de ciertas prácticas agrícolas por parte de los viveristas no se realiza por la escasez de transferencia tecnológica, la falta de criterios comunes para categorizar a las plantas según sus requerimientos hídricos y nutricionales o por la escasez de estudios de investigación que contrasten la idoneidad de una determinada práctica frente a otra (Yeager *et al.*, 2010).

Debido a la complejidad de las actividades realizadas dentro del subsector productor de planta ornamental en contenedor, sería de interés conocer las prácticas agrícolas habituales a nivel regional de los viveros con cultivos en contenedor respecto al uso del agua y los fertilizantes y analizarlas en cuanto a su adecuación al tratamiento de los efluentes o lixiviados generados y a su potencial carga contaminante. El conocimiento de estas prácticas o actividades podría aportar información útil para ayudar a la mejora de las prácticas agrícolas y a su regulación, de forma que se garantice el cumplimiento de la normativa legal vigente.

### 2.1.3. Objetivos y planteamiento del estudio

Los objetivos principales de este estudio fueron:

- i) conocer la distribución de las diferentes superficies de cultivo,
- ii) conocer las prácticas de riego y los modos de fertilización, y
- iii) conocer la gestión de los lixiviados generados

Para poder realizar un análisis detallado del subsector que comprende exclusivamente la producción de planta ornamental en contenedor en Cataluña, se diseñó una encuesta para establecer los posibles perfiles de los sistemas de producción que se pueden encontrar actualmente en las provincias con mayor número de viveros, Barcelona y Girona.

### 2.2. MATERIALES Y MÉTODOS

Para diseñar la encuesta se elaboró una base de datos Access preliminar (Microsoft Office Access v. 2003), la cual se completó con información adicional aportada por los viveristas para así definir la encuesta final (Anexo situado al final del documento). Debido al volumen de información obtenida, los resultados y el procesado de los datos (Materiales y métodos) mostrados en este estudio, han sido seleccionados y acotados para atender únicamente a los objetivos expuestos anteriormente. Los conceptos básicos empleados para la estructuración de la encuesta fueron los siguientes:

**Titular:** titular de la empresa agrícola.

**Finca:** espacio sensiblemente continuo que se gestiona uniformemente, independientemente de la titularidad de los terrenos, términos municipales o referencias catastrales.

**Sector:** zona o zonas incluidas dentro de cada finca, definido por las características comunes de la cubierta del cultivo, de la base y sub-base sobre las que se dispone el cultivo y por la gestión de los lixiviados.

### 2.2.1. Descripción general de la encuesta

Las encuestas se realizaron entre Febrero y Mayo del 2007. Se dirigieron a un total de 73 titulares de empresas viverísticas vinculados a 101 fincas y englobando un total de 286 Ha de cultivo de planta ornamental en contenedor de las provincias de Barcelona y Girona (Tabla 2.1). Las encuestas en ningún caso fueron dirigidas a áreas dedicadas al cultivo de planta ornamental directamente en el suelo natural.

**Tabla 2.1.** Ficha general de la encuesta.

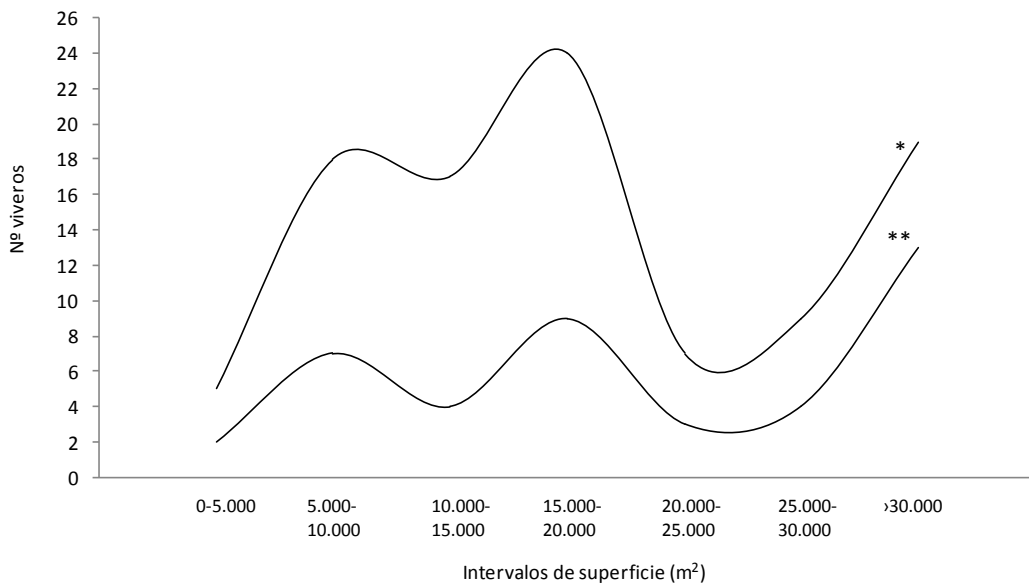
	Número de encuestados		
	Global	Barcelona	Girona
Titulares	73		
Fincas	101	66	35
Sectores	247	152	95
Cultivos	532	359	173
Superficie (Ha)	285.6	109.6	176.0

Al ser inviable, y estar fuera del objetivo de este estudio, realizar un censo completo de la actividad del cultivo de planta ornamental en contenedor, se hizo una comparación entre las fincas encuestadas (muestra) y las existentes (población), considerando la información proporcionada por los técnicos de las diferentes asociaciones de viveristas. Estos datos se ordenaron en intervalos de superficie para cada provincia (Fig. 2.1 y Fig. 2.2).

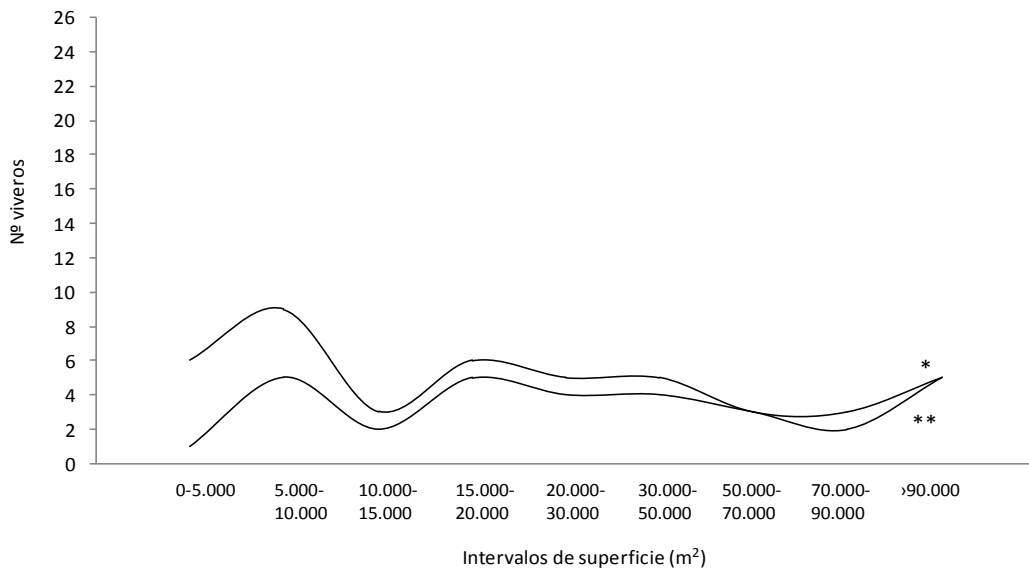
Se encuestaron al 32% de los viveros existentes en Barcelona, representando alrededor de un 40% de la superficie dedicada al cultivo en contenedor (Fig. 2.1). En Girona, donde la superficie media de cada explotación es mayor que en Barcelona, los viveros encuestados alcanzaron el 88% del total de la superficie dedicada al cultivo en contenedor y el 55% del total del número de viveros existentes (Fig. 2.2).

Una vez introducidos los resultados obtenidos de las encuestas en la base de datos, se crearon las consultas necesarias para vincular y crear los aspectos más

significativos. Los datos también se introdujeron a hojas de Excel (Microsoft Office Excel v. 2003) para realizar los cálculos y crear gráficos.



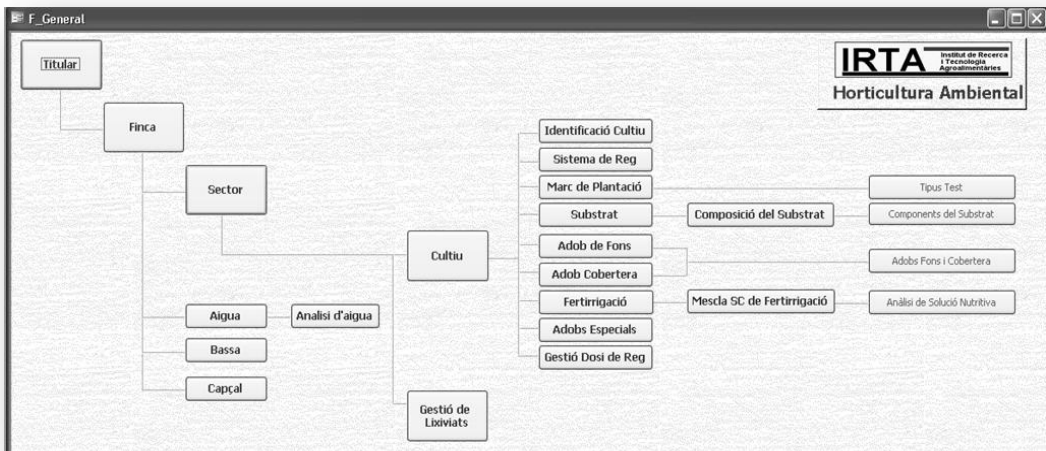
**Fig. 2.1.** Distribución de la frecuencia de viveros encuestados en Barcelona respecto al total existentes. \*Nº de viveros totales existentes. \*\*Nº de viveros encuestados.



**Fig. 2.2.** Distribución de la frecuencia de viveros encuestados en Girona respecto al total existentes. \*Nº de viveros totales existentes. \*\*Nº de viveros encuestados.

## 2.2.2. Diseño y procesamiento de la base de datos

Una vez definidos los datos que se querían conocer, se agruparon y relacionaron entre ellos siguiendo un esquema básico. La organización de la base de datos siguió un eje común en función de los formularios principales: *titular-finca-sector-cultivo-gestión de los lixiviados*, con la posibilidad de vincular al formulario *titular* (FT) una o varias fincas y, al formulario *finca* (FF), uno o varios sectores (Fig. 2.3). Al FF se vinculó un subformulario diseñado para recopilar información acerca del agua de riego (Fig. 2.3). Este subformulario incluyó la posibilidad de preguntar a los productores por el origen del agua de riego, disponibilidad de analíticas del agua y conocimiento del valor de la conductividad eléctrica del agua (CE).



**Fig. 2.3.** Organización general del formulario de la base de datos de la encuesta.

### 2.2.2.1. Sector

En el formulario *sector* (FS) se incorporó información acerca del sector o sectores de los que disponía la finca. De esta manera, para poder identificar los diferentes tipos de cubierta, base y sub-base del cultivo que definen cada sector, se diseñó una tabla con diferentes posibilidades (Tabla 2.2).

**Tabla 2.2.** Posibles tipos de cubierta, sub-base y base de cultivo y grupos de cubierta que definen al sector.

Tipos de cubierta	Grupos de cubierta	Tipos de sub-base	Tipos de base
Exterior	Exterior	Suelo impermeable y grava	Grava o similar
Invernadero con lámina de plástico	Invernadero	Suelo permeable y grava	Lámina de plástico
Invernadero con placas semirígidas	Invernadero	Suelo impermeable con tubos de drenaje	Malla de propileno
Invernadero de vidrio	Invernadero	Suelo impermeable con pendiente	Pavimento
Malla de sombreado	Malla	Suelo impermeable sin pendiente	Suelo natural
Túnel o bitúnel	Invernadero	Lámina impermeable	plástica Tabla de reja o madera
Malla para viento	Malla	Suelo permeable con pendiente	Tabla de subirrigación
		Suelo permeable sin pendiente	

### a. Cultivo, sistema de riego y fertilización

En el formulario *cultivo* (FC) (Fig. 2.3), se almacenó la información más importante referente a la identificación del cultivo, sistema de riego, marco de plantación, sustrato, abono de fondo, abono de cobertera, fertirrigación y gestión de la dosis de riego. Los sistemas de riego se agruparon en tres tipologías:

#### 1. Sistemas aéreos:

- Aspersores. Normalmente aspersores de impacto que pueden ser sectoriales, con un radio superior a los 4 m.
- Microaspersores y difusores. Pequeños aspersores sin martillo de impacto, giratorios o de radio fijo, con un radio efectivo menor a 4 m.
- Riego con manguera.
- Mist, fog system o similares. Sistemas para generar pequeñas gotas o nieblas con el objetivo de incrementar la humedad del aire.
- Carro de riego. Soporte autopropulsado con difusores y que avanza mediante un sistema automático sobre el cultivo.

#### 2. Sistemas localizados:

- Goteo. Mecanismo que provoca internamente una pérdida de carga con la finalidad de emitir un pequeño caudal en forma de goteo.
- Microtubo. Riego localizado sin gotero, empleando un tubito cuyo diámetro interior suele ser inferior a 1 mm, pero que da lugar a un pequeño caudal como en el caso anterior.
- Minitubo. Riego localizado de alto caudal con un tubo de diámetro interior entre 1 y 2 mm.
- Surtidor. Sistema de riego localizado de alto caudal que comprende algún deflector del chorro de agua con objeto de evitar la escorrentía.

### 3. Subirrigación:

- Manta de riego. Superficie hidrófila que facilita el reparto horizontal del agua en la base de los contenedores y la continuidad hidráulica con el sustrato para su posterior ascenso por capilaridad. La manta también actúa como receptor de los lixiviados de los propios contenedores, siendo en este caso un elemento que mejora la uniformidad del riego.
- Subinundación. Sistema basado en la inundación temporal de unos pocos milímetros de la base de los contenedores dispuestos en bancadas especiales. Se requiere que dichas bancadas sean estancas y con una nivelación muy precisa.

La utilización de abono de fondo antes mencionada, hace referencia al uso de los fertilizantes de liberación lenta y controlada como una alternativa a los sistemas basados en la incorporación de fertilizantes durante el cultivo, ya sea en aportaciones puntuales de fertilizantes sólidos (abonado de cobertera) o mediante soluciones nutritivas más o menos continuas (fertirrigación). Existen diferencias entre los fertilizantes de liberación lenta y controlada, las cuales radican en la composición de la cubierta (Shaviv, 2001):

- Fertilizantes de liberación controlada. Gránulos con envuelta polimérica que hace que los nutrientes inorgánicos que contienen se liberen según un patrón, dosis y duración controlada. Este tipo de fertilizantes se presentan con



diferentes longevidades en función de las características de la membrana y la velocidad de liberación.

- Fertilizantes de liberación lenta. Gránulos con envuelta inorgánica basados en la baja solubilidad de las formas nitrogenadas, normalmente derivados de la urea. En este caso la liberación de los nutrientes no se puede considerar controlada.

### b. Gestión de los lixiviados

En el formulario de *gestión de los lixiviados* (FG) (Fig. 2.3), se identificaron, por una parte, las dificultades que aducían los productores que no utilizaban recirculación de lixiviados para no incorporar dicha práctica. Por otra parte, en el caso de las fincas que empleaban recirculación de lixiviados, las cuestiones planteadas pretendían identificar los motivos por los que se adoptó dicha práctica de recirculación, identificar las dificultades que observaron los productores durante la fase de implantación y posterior funcionamiento y, por último, caracterizar las metodologías empleadas en las parcelas donde se recirculaban los lixiviados (Fig. 2.4).

The figure displays two screenshots of software forms. The left screenshot, titled 'F\_T21\_Sector', shows a form for sector management with fields for 'Finca\_ID', 'NomSect', 'Supsector', 'Hiver\_ID\$', 'TracSubSol', 'BasCult\_ID\$', 'DescSect', and 'PosRecPluv'. The right screenshot, titled 'F\_xT49\_GesLix', shows a form for 'Gestió Lixiviats' with fields for 'Sector\_ID\$', 'Recollida', 'TipReut\_ID\$', 'GesMes\_ID\$', 'BassRecExc', 'AnaLix', 'AnyInReut', 'ConVolReut', 'QuantReut', 'UnitReut', 'MotiUSReut', 'PiridifReut', and 'MotiNoReut'. Arrows indicate the flow from the first form to the second.

Fig. 2.4. Formularios de sector y de gestión de lixiviados.

También se compararon las dificultades previstas por aquellos productores que no recirculaban con las dificultades observadas por aquellos que sí lo hacían. En el momento de realizar la encuesta, no se estableció ninguna pauta previa de los motivos que se podían dar para no reutilizar los lixiviados, por lo que se registraron las respuestas dentro de un campo de texto libre en la base de datos.

Una vez cumplimentadas las encuestas, los resultados relativos a la no utilización de los lixiviados se organizaron en un primer nivel de *Motivo* y éste en un segundo nivel de *Tipos* (Tabla 2.3). Las respuestas se compatibilizaron con el esquema descrito, con la posibilidad de que para un mismo sector se dieran varios motivos.

**Tabla 2.3.** Clasificación de los motivos para no utilizar los lixiviados.

<i>Tipos</i>	<i>Motivo</i>
Otros	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Fincas de alquiler</li> <li>- Dificultad en obtener permisos para construir balsas</li> </ul>
Técnicos	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Complicado / complejo</li> <li>- Falta asesoramiento</li> </ul>
Conceptuales	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Otros motivos singulares: No hay obligación. No hay escorrentía superficial, todo cuela abajo. La misma tierra lo absorbe. No es necesario. No se ha previsto</li> <li>- No hay problemas de cantidad de agua</li> <li>- Poco lixiviado. No es necesario.</li> </ul>
Económicos	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Coste inversión / económico</li> <li>- Falta subvenciones y ayudas</li> </ul>
Estructurales	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Construcción balsa o depósito</li> <li>- Falta de superficie para construir balsa</li> <li>- Instalaciones no adecuadas o viejas. Hay que impermeabilizar la superficie. Se tendría que levantar todo.</li> <li>- Pendientes / dificultad orográfica</li> <li>- Poca superficie de vivero</li> </ul>
Calidad del agua y sanitarios	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Agua muy mala</li> <li>- Riesgos sanitarios</li> </ul>

Cabe destacar que el sistema de riego y las precipitaciones (en el caso de cultivos al exterior), condicionan la distribución del agua aplicada al cultivo y la subsiguiente salida del sistema. De esta manera, se consideran tres componentes:

- Pérdidas por lixiviación. Entendiendo como tal la fracción del agua aplicada que atraviesa el perfil del sustrato y se evacua a través de los orificios de la base del contenedor. Independientemente de la gestión de la dosis de riego, los sistemas menos uniformes generan una fracción superior de lixiviación para asegurar una dosificación de agua adecuada a los contenedores menos favorecidos, por ejemplo, debido a una distribución poco uniforme de la precipitación debida al sistema de aspersión o microaspersión.
- Pérdidas por escorrentía directa. Entendiendo por escorrentía directa la fracción de agua aplicada con el riego que cae directamente sobre el área de cultivo, sin atravesar el sustrato. Los sistemas aéreos (aspersión, microaspersión), dan lugar a este tipo de pérdida de agua, donde una fracción del agua aplicada cae directamente fuera de los contenedores.
- Precipitaciones. Los cultivos al exterior están expuestos a precipitaciones eventuales de mayor o menor intensidad que pueden aumentar la fracción de lixiviación respecto a la programada para el riego.

El conjunto de la lixiviación y de escorrentía directa constituyen un “output” de agua del área regada. La percolación de los lixiviados y de la escorrentía al suelo natural, estará condicionada además de por el sistema de riego, a la permeabilidad del conjunto base y sub-base de cultivo dependiendo de si está o no impermeabilizado, de las pendientes, etc...). Por este motivo se relacionó la permeabilidad estimada de la base o superficie en la que se disponen los contenedores (alta, media, baja o muy baja) con los sistemas de riego (subirrigación, localizado o aéreo).

### **2.2.3. Organización de los cultivos en grupos**

Dada la diversidad de especies que se cultivan en los viveros, es necesario establecer una agrupación de plantas. Primeramente se estableció una jerarquía de criterios, proponiéndose los siguientes:

- Botánicos
- Comerciales

- De uso para el consumidor
- De sistema o condiciones de producción
- Otros

Después se adoptó un criterio de clasificación similar al utilizado por las principales empresas comercializadoras de la zona (Intermediació del Mercat de la Flor i Planta Ornamental de Catalunya y Cooperativa de Plantes Ornamentals del Maresme), por el que se priorizan las características comerciales y de uso posterior por parte del consumidor, respecto de las botánicas o de producción. En una primera clasificación los cultivos se agruparon en 20 grupos. Así mismo, se observó que algunos cultivos, por su frecuencia y superficie, había que considerarlos independientemente del grupo al cual pertenecían y se adoptó un segundo nivel de agrupación, denominado *cultivos escogidos*, para representar los cultivos y grupos principales. Estos *cultivos escogidos* resultaron ser diferentes en Barcelona (Tabla 2.4) y en Girona (Tabla 2.5) y, por tanto, se generaron dos listas. Los cultivos tipo Garden identificados en Girona, hacen referencia a una agrupación de diferentes especies de plantas ornamentales con formatos similares que se encuentran expuestas a la venta (Tabla 2.5).

**Tabla 2.4.** Cultivos escogidos de la provincia de Barcelona

<b>Cultivos escogidos</b>	
Arbustivas	
Aromáticas,	culinarias y
Cyclamen	
Enredaderas	
Geranio	
Planta de temporada y flor	
Poinsettia	
Otros	

**Tabla 2.5.** Cultivos escogidos de la provincia de Girona

<b>Cultivos</b>
Árbol
Arbustivas
Coníferas
Garden
Otros

### 2.2.4. Corrección de la superficie en función del tiempo de ocupación: Superficie Equivalente de Ocupación

El considerar directamente la superficie de un cultivo para determinar su incidencia en determinados aspectos, como pueden ser las necesidades de riego o la generación de lixiviados, puede dar lugar a información errónea debido a diversas circunstancias:

- La superficie sumada del total de cultivos puede ser más grande que la del sector donde se encuentra
- Hay que tener en cuenta la duración del cultivo para considerar correctamente su implicación en riegos, abonos y lixiviados
- Existen periodos dentro del año en que una parte de la superficie del sector puede no ser cultivada, y en este caso ni se riega ni fertiliza
- Durante el tiempo de cultivo pueden existir espacios vacíos en la parcela que, según la técnica de riego empleada, se pueden regar igualmente y, por tanto, provocar escorrentía
- Pueden existir cultivos que ocupen su superficie en un periodo superior al año, sin que necesariamente el final de un ciclo coincida con el inicio del siguiente, por lo que habría que hacer un cálculo proporcional del tiempo de ocupación anual

Para determinar la ocupación de la superficie de un sector por parte de un cultivo, se planteó el procedimiento que a continuación se detalla. Denominamos:

**Sr:** Superficie real ocupada por un cultivo.

**Tc:** Tiempo de cultivo medido en meses.

**ST:** Superficie total que ocupa cada uno de los cultivos un tiempo determinado.

Estos tres parámetros se relacionan según la siguiente ecuación:

$$ST = Sr * Tc \quad (\text{Ec. 2.1})$$

Por otra parte se definieron los siguientes parámetros:

**Ss:** Superficie de sector que incluye uno o varios ciclos de cultivo y espacios no cultivados desocupados.

**LL:** Ratio de ocupación de cada cultivo (fracción del sector ocupado por un tiempo determinado).

Relacionando estos parámetros obtenemos la siguiente ecuación:

$$\mathbf{LL} = \frac{\mathbf{Sr * Tc}}{\mathbf{Ss * 12}} \quad (\text{Ec. 2.2})$$

Por último se definió el parámetro final:

**SeO:** Superficie equivalente de ocupación. Superficie de cultivo proporcional al tiempo de ocupación de la parcela.

$$\mathbf{SeO} = \mathbf{LL * Ss} \quad (\text{Ec. 2.4})$$

Por simplificación de las expresiones anteriores obtenemos la ecuación:

$$\mathbf{SeO} = \frac{\mathbf{Sr * Tc}}{\mathbf{12}} \quad (\text{Ec. 2.5})$$

Para cuantificar los aspectos vinculados a la presencia de cultivo se utilizó la SeO; por ejemplo, la superficie de sistema de riego utilizado, la fertilización o consideraciones sobre el volumen de los lixiviados. Para los aspectos relacionados con instalaciones o unidades de plantas, se utilizó la Sr; por ejemplo, la superficie de sistema de riego instalado, la superficie de base de cultivo, de cubierta, las unidades de plantas cultivadas o la superficie dedicada a los sistemas de recirculación de los lixiviados.

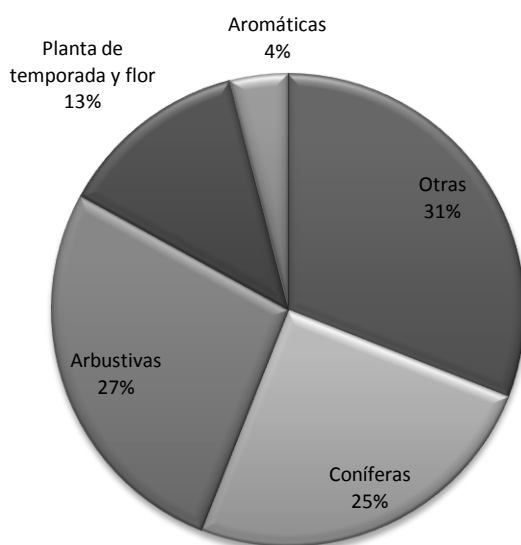
### 2.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 2.3.1. Estructura productiva

##### 2.3.1.1. Distribución de las superficies de cultivo

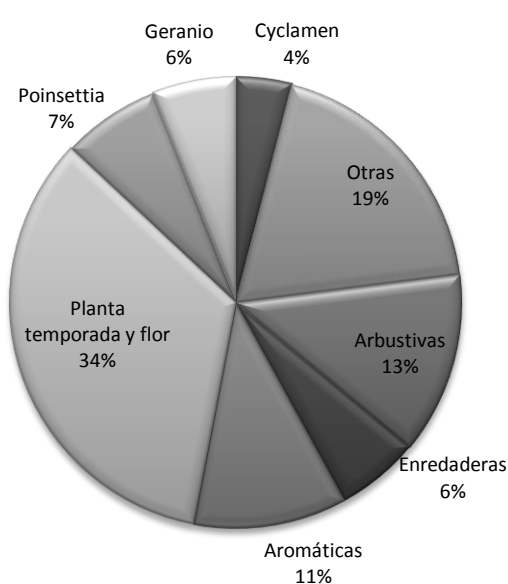
Considerando globalmente las dos provincias en las que se realizaron las encuestas, destaca la producción de plantas arbustivas y de coníferas frente al resto de cultivos (Fig. 2.5).

Cuando los resultados se analizan para cada provincia, se observa como en Barcelona la producción de planta de temporada junto con los cultivos de Poinsettia, Geranio y Cyclamen, representan más del 50 % de la SeO (Fig. 2.6). En el caso de Girona, los cultivos de coníferas y arbustivas representan con mucha diferencia los grupos más importantes (77 % de la SeO), seguidos por los árboles ornamentales y los cultivos tipo Garden (Fig. 2.7). En Barcelona, los cultivos tienen generalmente una duración breve (unos 4 meses), siguiendo programaciones de plantación y venta muy concentradas, con ciclos de una sola plantación o de varias, que pueden dar lugar a ciclos paralelos o consecutivos del mismo cultivo. Las plantas que no se venden en el tiempo establecido, normalmente se desechan.

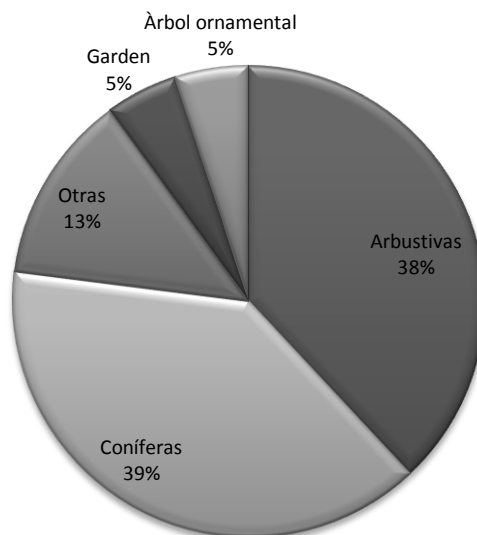


**Fig. 2.5.** Distribución global de cultivos en Barcelona y Girona según la SeO.

En el caso de Girona, el ciclo de cultivo suele ser anual, normalmente con plantación preferentemente en otoño y en menor cuantía en primavera. Las ventas pueden ser muy continuas desde la primavera siguiente hasta el otoño. Las plantas que no se venden suelen trasplantarse a un formato mayor de contenedor o bien trasplantarse al suelo para formar ejemplares de mayor tamaño que posteriormente se venderán con cepellón.



**Fig. 2.6.** Distribución de cultivos en Barcelona según la SeO.



**Fig. 2.7.** Distribución de cultivos en Girona según la SeO.

### 2.3.1.2. Superficies de cubierta del cultivo

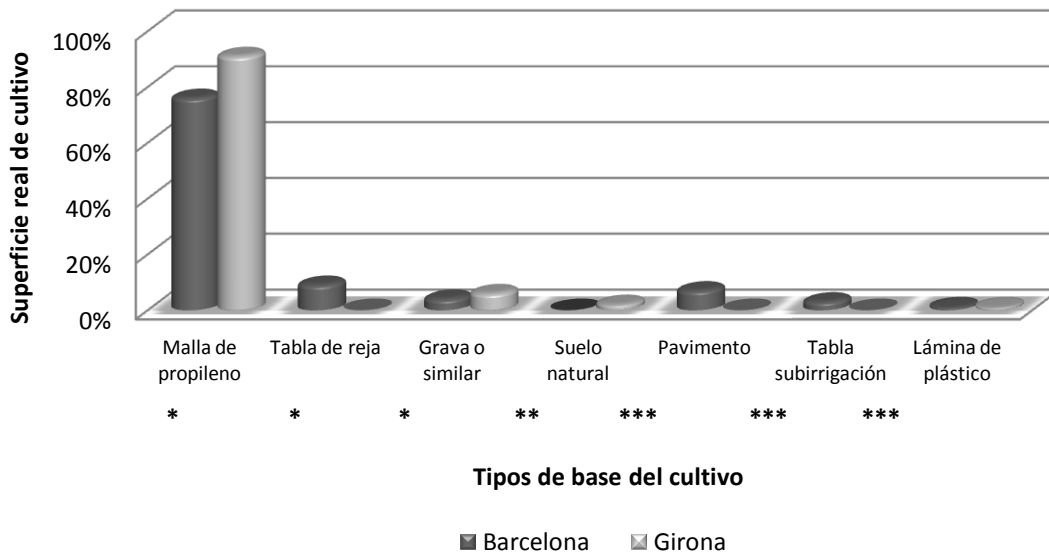
Los resultados obtenidos en Barcelona mostraron que la proporción de cultivos al exterior (55 %) es algo superior a la de cultivos bajo invernadero (43 %). Sin embargo, en Girona casi la totalidad de los cultivos se realizan al aire libre (96 %) y solo un 3 % bajo invernadero. En cuanto al tipo de cubierta de invernadero, en la mayoría de los casos es lámina de plástico. El uso de la cubierta de malla (umbráculo) representa un 2 % de la Sr de los viveros de Barcelona y un 1 % de los de Girona. Las diferencias entre ambas provincias en relación al uso de la cubierta de malla radican



en el tipo de malla. Mientras que en Girona la malla se utiliza exclusivamente con la finalidad de sombrear el cultivo, en Barcelona se utiliza como cortaviento en un 72 % de los casos.

### 2.3.1.3. Superficies de base de los cultivos

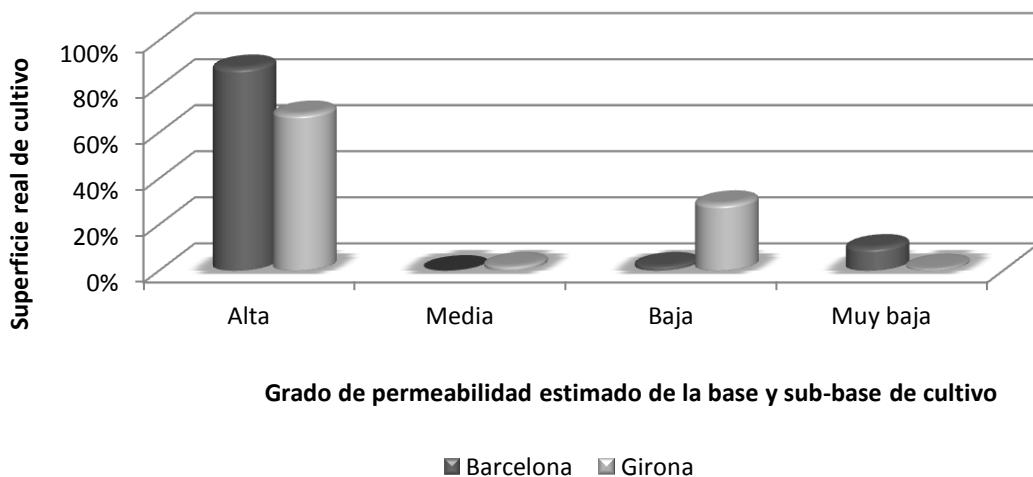
Los datos globales mostraron cómo el material mayoritariamente usado es la malla permeable antiraíces de polipropileno, denominada a menudo malla *hors sol* (86 % de la Sr de cultivo). A pesar de que el material más frecuente es la malla tanto en Barcelona como en Girona, hay diferencias con el resto de materiales. En Barcelona, las tablas de cultivo y el suelo pavimentado tienen cierta relevancia a diferencia de la provincia de Girona, donde no se emplean estos tipos de bases en los cultivos. En todo caso, en ninguna de las dos provincias se alcanza el 10 % de la Sr de los viveros encuestados (Fig. 2.8).



**Fig. 2.8.** Distribución de las superficies según el tipo de base del cultivo por provincia.  
 \*permeabilidad considerada: muy alta. \*\*permeabilidad considerada: media.  
 \*\*\*permeabilidad considerada: muy baja.

La identificación de la base de cultivo y las características de la sub-base (Tabla 2.2), permitieron hacer una estimación de la permeabilidad del conjunto. Los datos obtenidos mostraron cómo la permeabilidad conjunta estimada, de la base y sub-base de cultivo, es alta en un 75 % de la superficie y baja en un 20 %. Cuando se observan los resultados por provincias, se observa un perfil ligeramente diferente. En el caso de Barcelona un 88 % de la Sr presenta una permeabilidad combinada alta y un 10 % muy baja (vinculada a las superficies pavimentadas y a las tablas de cultivo y de subirrigación) (Fig. 2.9).

En el caso de Girona, la Sr con permeabilidad conjunta alta corresponde al 68 % y la Sr con permeabilidad baja corresponde al 29 % (Fig. 2.9). Un factor determinante a la hora de cualificar la permeabilidad del conjunto base y sub-base de cultivo es la permeabilidad de la malla de polipropileno, que según las especificaciones de los materiales, presenta una permeabilidad muy alta. Este dato contradice la opinión común de los encuestados de que se trata de un material muy impermeable.



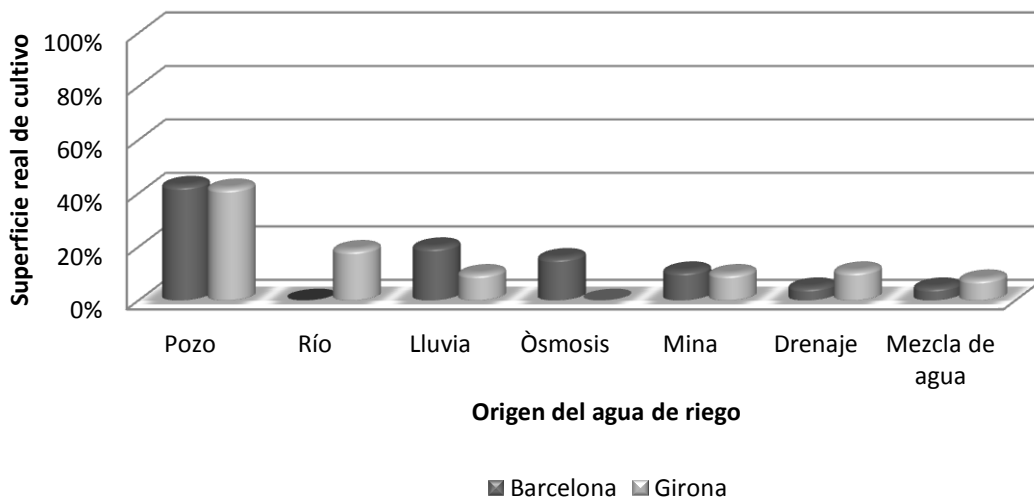
**Fig. 2.9.** Grado de permeabilidad estimado según el tipo de base y sub-base del cultivo por provincia.

### 2.3.2. Gestión del riego

#### 2.3.2.1. Origen y características del agua de riego

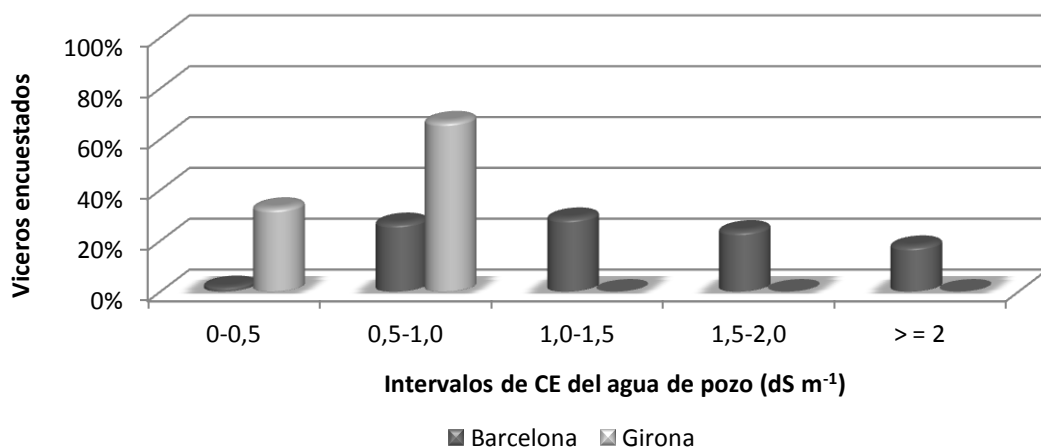
Los resultados mostraron que tanto en Barcelona como en Girona, el agua para el riego proviene mayoritariamente de pozos, y según los resultados de la encuesta y proporcionalmente a la Sr de cultivo, atienden en un 40 % las necesidades de riego (Fig. 2.10). La disponibilidad de análisis del agua de riego dependió de la provincia y del origen del agua. De esta manera, más del 90 % de los encuestados en Barcelona afirmaron disponer de análisis del agua de pozo, mientras que en Girona este valor se situó por debajo del 70 %. El agua procedente de ríos o rieras cubre en segundo lugar las necesidades de riego en Girona (Fig. 2.10) y el 83 % de los encuestados aseguraron tener analíticas de este agua. El agua procedente de lluvia, mina, drenaje y mezcla de aguas de diferentes orígenes, cubren en aproximadamente un 10 % las necesidades de riego en Girona y tan sólo se disponen de análisis de las aguas de lluvia (50 % de los encuestados) y de mina (100 % de los encuestados). En Barcelona destaca en segundo lugar el uso de agua de lluvia para el riego (procedente de la recogida de las cubiertas de los invernaderos) (Fig. 2.10) y tan solo un 10 % de los encuestados disponían de análisis. El agua procedente de las plantas de tratamiento de ósmosis inversa cubre en tercer lugar las necesidades de riego en los viveros de Barcelona (Fig. 2.10) y, en este caso, un 30 % de los encuestados aseguraron disponer de análisis. Cabe destacar que en ninguno de los casos en los que se recogía el agua de drenaje de los cultivos del vivero, se disponía de análisis físico-químicos.

En estudios similares realizados en zonas donde la producción de planta en contenedor es relevante, se observa como el uso del agua de pozo para el riego es bastante generalizado. Así, los resultados de una encuesta dirigida a viveristas de Florida (EE.UU) mostraron que el 93 % de los viveros encuestados utilizaba agua de pozo para el riego, seguida de los que utilizaban aguas de cursos superficiales (Schoene *et al.*, 2006). En un trabajo análogo realizado en Georgia (EE.UU), el 50 % del agua de riego proviene de pozos y el otro 50 % restantes de la recirculación del drenaje procedente de los cultivos o de lluvia (Garber *et al.*, 2002).



**Fig. 2.10.** Satisfacción de las necesidades de agua de riego según el origen del agua. Valores ponderados por superficies y obtenidos del 70 % de los encuestados.

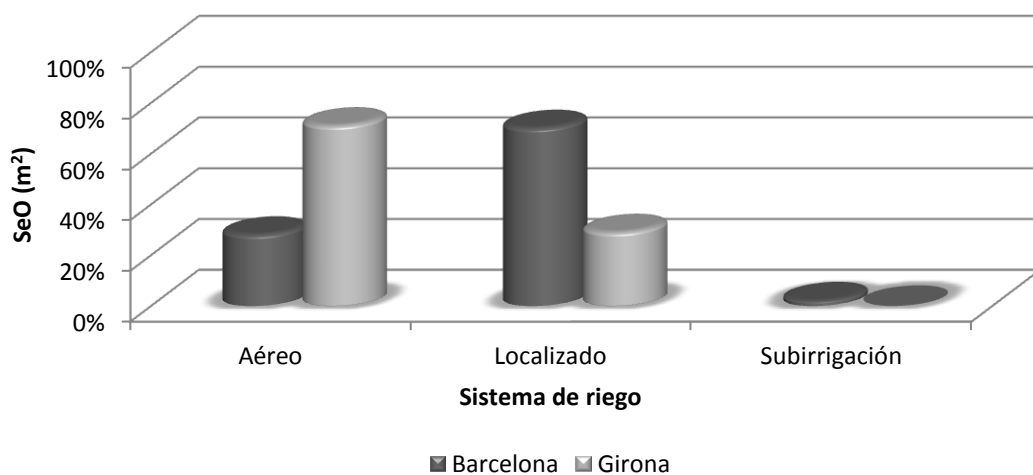
En Barcelona, todos los viveristas encuestados declararon que la CE de sus aguas de riego variaba entre  $0.5 \text{ dS m}^{-1}$  y valores algo superiores a  $2 \text{ dS m}^{-1}$ . Sin embargo, en Girona, el 68 % de los encuestados aseguraron que la CE de las aguas de riego oscilaba entre  $0.5$  y  $1.0 \text{ dS m}^{-1}$  y el 32 % valores por debajo de los  $0.5 \text{ dS m}^{-1}$ . Por otra parte, los valores de la CE son claramente diferentes según el origen del agua, destacando la CE media del agua de pozo en la provincia de Barcelona, que alcanza un valor de  $1.7 \text{ dS m}^{-1}$ . Este valor se corresponde con cerca del 45 % de los viveros encuestados (Fig. 2.11) y obliga a los viveristas a mezclar agua de pozo con aguas con CE menores, como aguas procedentes de minas (estacionales), de lluvia o tratadas mediante ósmosis inversa. Sin embargo, en Girona, más del 60 % de los encuestados aseguraron que las aguas de pozo con las que riegan, tienen una CE entre  $0.5$  y  $1.0 \text{ dS m}^{-1}$  (Fig. 2.11).



**Fig. 2.11.** Distribución de los intervalos de CE del agua de pozo en las provincias de Barcelona y Girona.

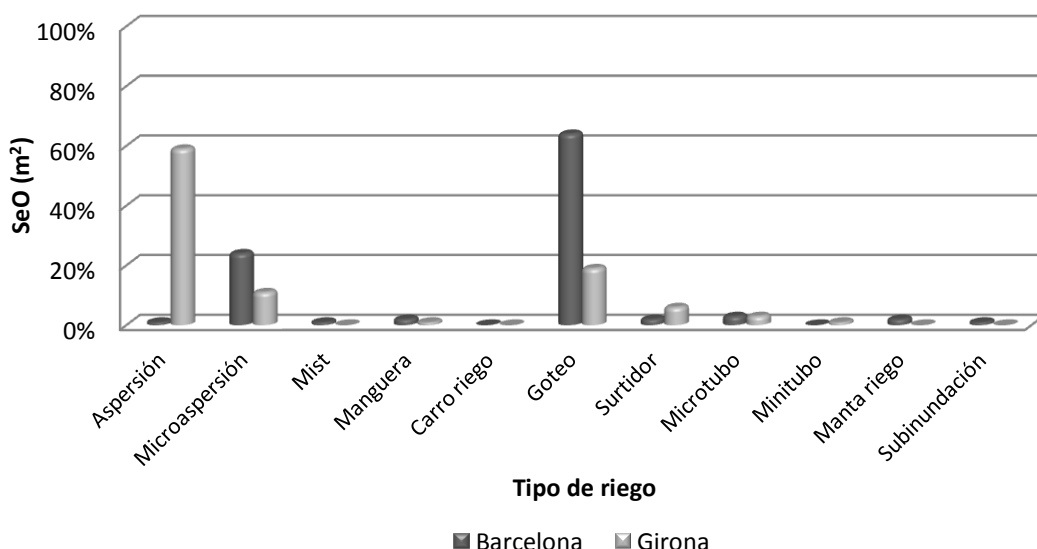
### 2.3.2.2. Sistemas de riego

La distribución de los grupos correspondientes a los sistemas de riegos que se utilizan, es prácticamente inversa entre Barcelona y Girona. Mientras que en Barcelona el 70 % del riego es localizado y el 28 % es aéreo, en Girona el riego localizado es del 29 % y el aéreo del 71 % (Fig. 2.12). También se puede observar que en una pequeña proporción de la SeO en Barcelona, se riega por subirrigación (Fig. 2.12).



**Fig. 2.12.** Distribución del sistema de riego según la superficie equivalente de ocupación en Barcelona y Girona.

Los resultados obtenidos mostraron que, en el caso de Barcelona, el tipo de riego más usado es por goteo, sin embargo, en Girona es el riego aéreo por aspersión el más frecuente. El tipo de riego aéreo mayoritario en Barcelona es el de microaspersión, siendo su uso muy limitado en Girona (Fig. 2.13).



**Fig. 2.13.** Distribución de la superficie regada por cada tipo de riego en Barcelona y Girona.

Como se ha comentado anteriormente, el tipo de cultivo condiciona frecuentemente el tipo de riego utilizado, ya sea directamente por las características de la planta (Poinsettia, Cyclamen y algunos geranios no toleran el riego aéreo), como por el formato utilizado. Los árboles ornamentales y los de reforestación se cultivan en contenedores muy grandes (> 50 L) y es habitual que se rieguen con minitubos o difusores (surtidores). En cuanto a la distribución de los sistemas de riego en los principales cultivos en Barcelona, el segmento de riego localizado es siempre el más importante y casi exclusivo en algunos cultivos. El riego con microaspersión tiene relevancia en la planta de temporada y flor, ya que son frecuentes los formatos de contenedor pequeños (0.5-1 L). En el caso de las plantas arbustivas y aromáticas,

culinarias y medicinales, el riego por microaspersión tiene también una incidencia superior que en el resto de cultivos, probablemente vinculado al hecho de que son cultivos menos intensivos y que permiten el riego aéreo. En el caso de la provincia de Girona, se confirma el uso mayoritario de los riegos aéreos en los principales cultivos (coníferas y arbustivas). Destaca la incidencia de los riegos localizados en los grupos de árboles ornamentales y tipo Garden, asociados a los formatos grandes, con especial importancia del surtidor. La elección del sistema de riego depende de varios condicionantes:

- Medida del contenedor. En Barcelona es habitual optar por el riego localizado a partir de los contenedores de 1 L, mientras que en Girona, suele ser a partir de los 3 L.
- Cultivo. Hay cultivos donde no es conveniente humedecer la parte aérea, al menos durante algún momento de su ciclo, por lo que requiere forzosamente de riego localizado.
- Coste de la instalación. Los riegos localizados tienen un coste por m<sup>2</sup> muy superior a los de aspersión o microaspersión.
- Disponibilidad y calidad del agua. Las fincas con pocos recursos o con aguas de poca calidad, priorizan la utilización de riegos localizados.

Otros autores en encuestas dirigidas a viveristas, observaron también la relación entre la capacidad del contenedor y el sistema de riego empleado, siendo frecuente el riego por aspersión para los formatos pequeños (contenedores de 1 a 5 L) y el riego localizado para los formatos más grandes (contenedores de 7 a 25 L) (Garber *et al.*, 2002).

Cuando se relacionan o se cruzan los resultados de permeabilidad de la base de los cultivos con el tipo de riego, los resultados mostraron que en bases con alta permeabilidad, el 65 % de la SeO en Barcelona se corresponde con el uso de sistemas de riego localizado y el 23 % con riego aéreo. En el caso de Girona, el 43 % de la SeO con bases de cultivo con alta permeabilidad se emplean sistemas de por riego aéreo y en el 10 % de la SeO sistemas de riego localizado. Para bases de cultivo con muy baja

permeabilidad o impermeables, en el 7 % de la SeO en Barcelona se riega con sistemas localizados y el 2 % de la SeO mediante sistemas de riego aéreo. En Girona, con bases de cultivo de permeabilidad baja, el 28 % de la SeO se riega mediante riego aéreo y el 17 % de la SeO mediante riego localizado.

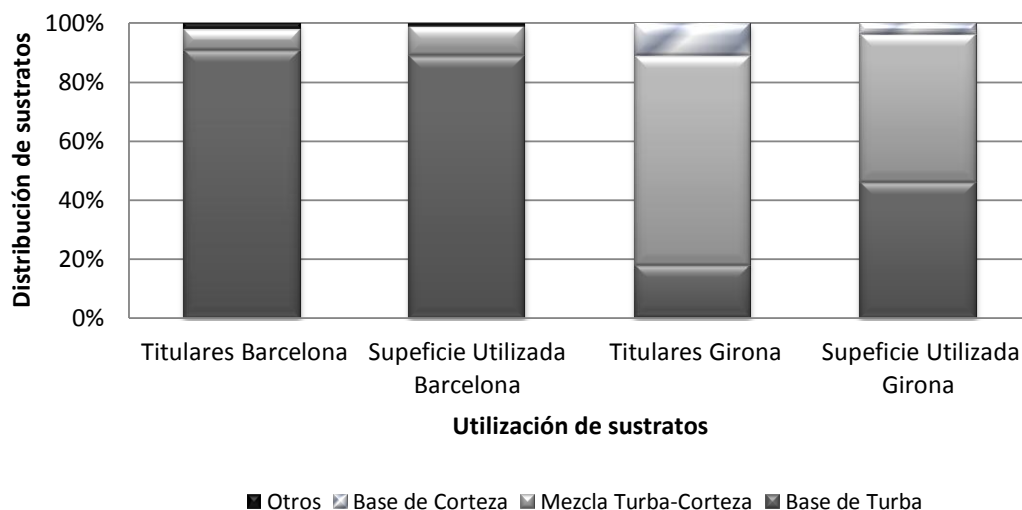
### 2.3.3. Composición de los sustratos

De manera general, y considerando las dos provincias encuestadas, el tipo de sustrato más usado es la turba en un 62 %, seguido de la mezcla de turba con compost de corteza de pino en un 35 %. El uso del sustrato a base de compost de corteza de pino representa tan solo un 2 % (datos no mostrados).

Estos resultados varían cuando se presentan en función de los titulares de las fincas encuestadas y de la superficie que supone el uso de cada tipo de sustrato para cada provincia. Así, en Barcelona, el empleo del sustrato a base de turba es predominante, siendo utilizado por el 91 % de los titulares de las fincas de esta provincia y representando su uso el 89 % de la superficie de cultivo (Fig. 2.14). Por el contrario, en Girona predomina el uso del sustrato a base de una mezcla de turba con corteza frente al uso del sustrato a base de turba exclusivamente, siendo empleado por el 71 % de los titulares de las fincas. Cuando se observa la distribución del tipo de sustrato en función de la superficie cultivada, el uso de la mezcla de turba con corteza y el uso del sustrato a base de turba es muy parecido, representando el 50 % y el 46 %, respectivamente (Fig. 2.14).

Estas diferencias existentes en la elección del tipo de sustrato según la provincia, pueden ser debidas a la distribución de los cultivos. De esta manera, en Barcelona predomina el uso de sustratos a base de turba asociados a los cultivos de plantas ornamentales herbáceas y, en Girona, el uso de sustratos a base de una mezcla de turba y corteza asociados a los cultivos de plantas ornamentales leñosas.





**Fig. 2.14.** Distribución del tipo de sustrato usado en función de los titulares de las fincas encuestadas y de superficie de cultivo para las provincias de Barcelona y Girona.

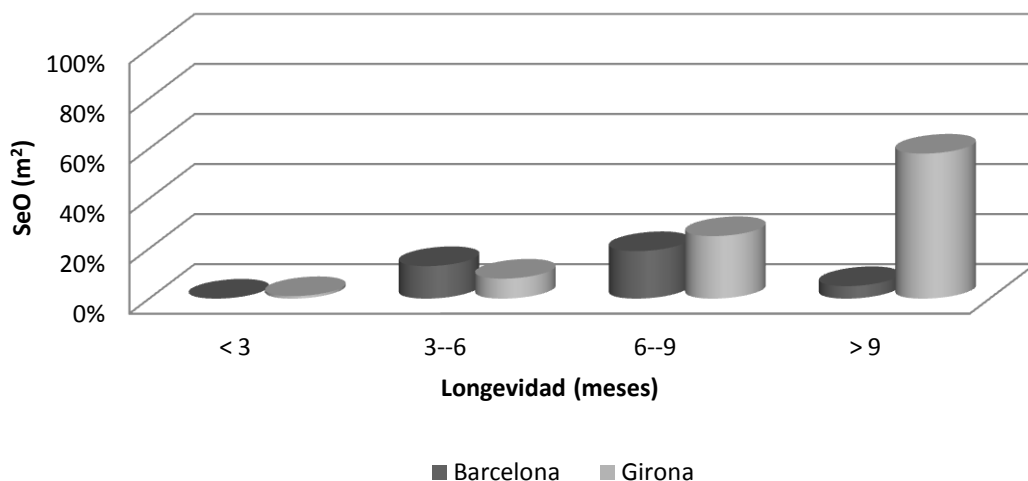
### 2.3.4. Gestión de los fertilizantes

#### 2.3.4.1. Abonos de fondo

Los resultados de la encuesta mostraron que en el caso de utilizar abonos de fondo, casi siempre el producto utilizado es el fertilizante de liberación controlada (FLC). Este tipo de fertilizante se utiliza en un 37 % de la SeO muestreada en Barcelona frente al 92 % en Girona, existiendo una clara diferencia en la estrategia de fertilización entre ambas provincias. También se observó cómo la elección de la longevidad de los fertilizantes está vinculada a la duración del cultivo. En Girona, cerca del 60 % de la SeO utiliza FLC de longevidades superiores a los 9 meses (Fig. 2.15). Por el contrario, en Barcelona, el 32 % de la SeO utiliza FLC con longevidades de entre 3 y 9 meses debido a la menor duración de los cultivos y a la mayor diversidad de los mismos (Fig. 2.15).

En cuanto a la dosis media de FLC aplicada por cultivo, en Girona se aplica prácticamente el doble que en Barcelona ( $3.5 \text{ kg m}^{-3}$  de sustrato frente al  $1.7 \text{ Kg m}^{-3}$  aplicado en Barcelona) pero hay que considerar que en dosis anuales serían similares, ya que en el caso de Girona se hace un solo cultivo por año y en Barcelona el equivalente a dos. Los resultados también mostraron que la utilización de fertilizante

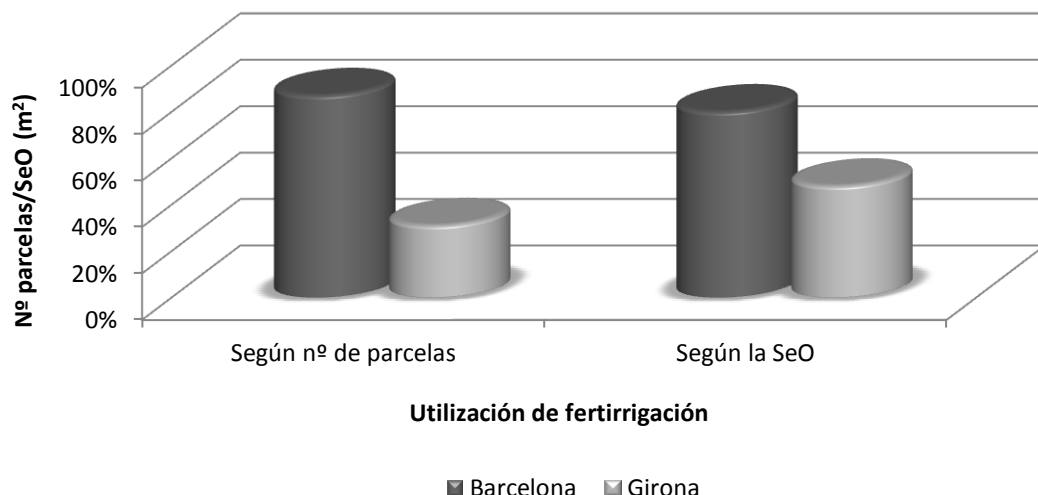
en Barcelona va muy ligada al suministrador del sustrato, de forma que cuando los sustratos proceden del centro y norte de Europa, ya llevan incorporados abonos de liberación lenta o controlada y el viverista no suele añadir más. Cuando el proveedor del sustrato es un fabricante catalán, es habitual que se incorporen fertilizantes de liberación lenta o controlada al sustrato por parte del viverista.



**Fig. 2.15.** Términos de liberación de nutrientes de los fertilizantes de liberación controlada utilizados en Barcelona y Girona.

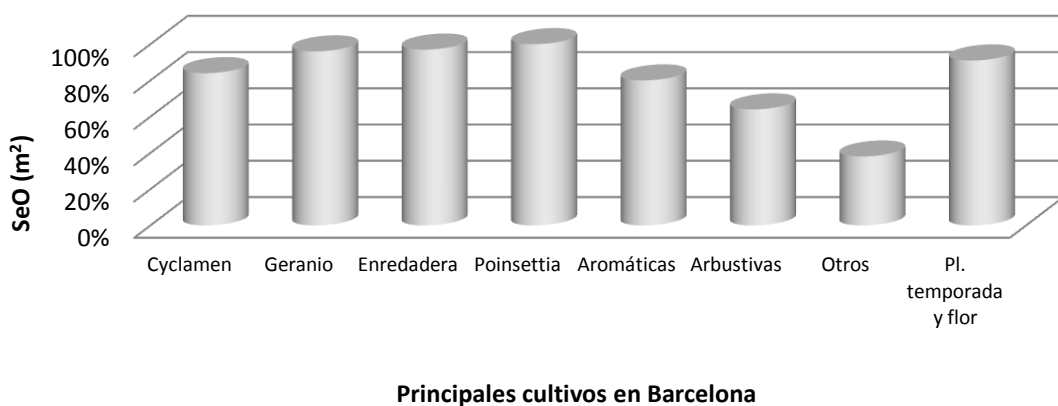
#### 2.3.4.2. Fertirrigación

En Barcelona, en el 87 % de las parcelas con los principales cultivos se aplica fertirrigación, mientras que en Girona en sólo el 31 % (Fig. 2.16). Este resultado es coherente con los resultados de utilización de FLC descritos en el apartado anterior. El uso de la fertirrigación en Girona aumenta hasta el 48% de la SeO frente al 31 % resultante cuando se considera el número de parcelas de los principales cultivos (Fig. 2.16). Esto indica que los viveros de mayores dimensiones de Girona utilizan con más frecuencia la fertirrigación que los de pequeñas dimensiones. Sin embargo, la distribución de la técnica de fertirrigación es más generalizada en Barcelona, ya que más del 80 % de la SeO utiliza fertirrigación (Fig. 2.16).



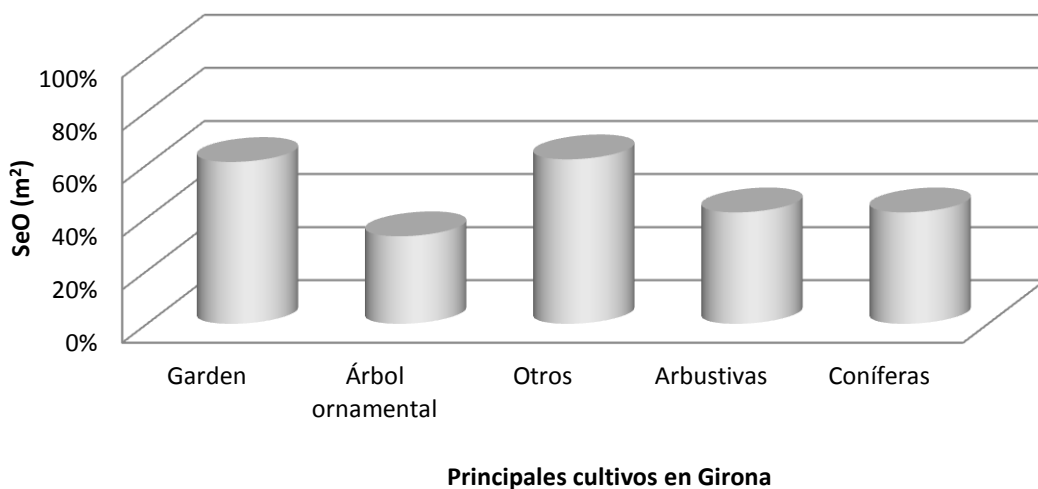
**Fig. 2.16.** Utilización de fertirrigación en los cultivos según el nº de parcelas de los principales cultivos y la superficie equivalente de ocupación (SeO) en Barcelona y Girona.

Considerando los principales cultivos realizados en Barcelona (Cyclamen, Geranio, trepadoras, Poinsettia, aromáticas y planta de temporada), la utilización de la fertirrigación es generalizada. Sin embargo, su uso se ve reducido a un 60 % de la SeO en los cultivos de plantas arbustivas, alcanzando el valor más bajo (Fig. 2.17).



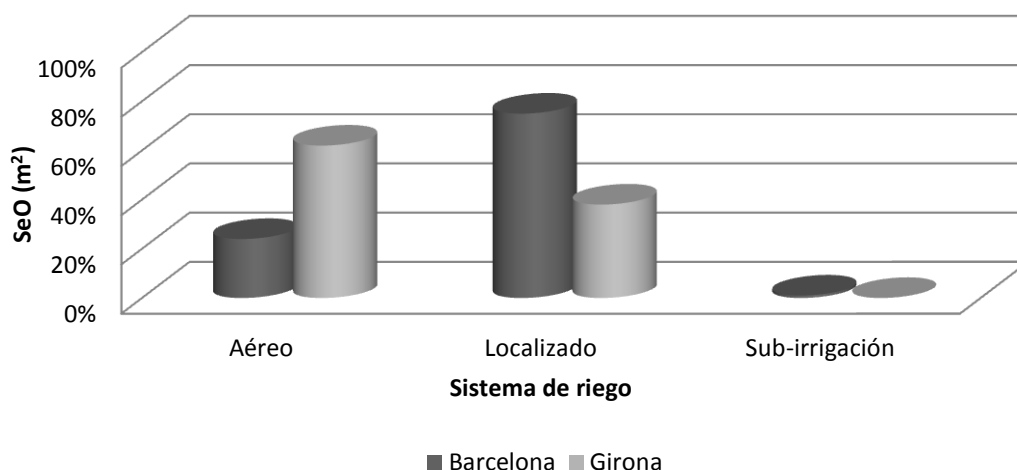
**Fig. 2.17.** Superficie equivalente de ocupación (SeO) de los principales cultivos que utilizan fertirrigación en Barcelona.

En el caso de Girona no hay grandes diferencias en cuanto al uso de la fertirrigación en los diferentes cultivos, utilizándose esta técnica en aproximadamente un 40 % de la SeO para los cultivos de árbol ornamental, arbustivas y coníferas (Fig. 2.18). En el caso de los cultivos incluidos en el grupo de "Garden" y "otros", el uso de la fertirrigación aumenta a un 60 % de la SeO (Fig. 2.18).



**Fig. 2.18.** Superficie equivalente de ocupación (SeO) de los principales cultivos que utilizan fertirrigación en Girona.

De manera general, las dos estrategias de fertilización mayoritarias en ambas provincias, son la utilización de FLC y la fertirrigación. En determinados casos se utilizan las dos técnicas a la vez, normalmente con una dosis menor de FLC. La utilización de fertirrigación continua (siempre que se riega se añaden fertilizantes al agua de riego) y la aplicación de FLC, pueden suponer un factor importante en la generación de lixiviados con alto contenido en  $\text{NO}_3^-$ , especialmente en el caso que se utilicen sistemas de riego aéreos, susceptibles de generar un alto volumen de lixiviados. En el caso de Barcelona, el 24 % de la SeO que utiliza fertirrigación de alta frecuencia ( $> 4 \text{ veces mes}^{-1}$ ), aplica simultáneamente riegos aéreos, mientras que en Girona es el 62 % de la SeO (Fig. 2.19).



**Fig. 2.19.** Superficie equivalente de ocupación (SeO) con fertirrigación frecuente ( $> 4$  meses  $\text{mes}^{-1}$ ) según el sistema de riego en Barcelona y Girona.

La aplicación de riegos localizados junto con fertirrigación alcanza el 75 % de la SeO en Barcelona y el 38 % de la SeO en Girona (Fig. 2.19). Para valorar hasta qué punto la fertirrigación se realizaba de forma continua, se consideraron las frecuencias de riego mensuales en el momento de máxima demanda según el sistema de riego. Una vez filtrados los casos que utilizaban la fertirrigación menos de una vez a la semana, los valores de frecuencias obtenidos mostraron que la práctica utilizada es la de fertirrigación continua, sin importar el sistema de riego utilizado en cada provincia.

### 2.3.5. Gestión de lixiviados

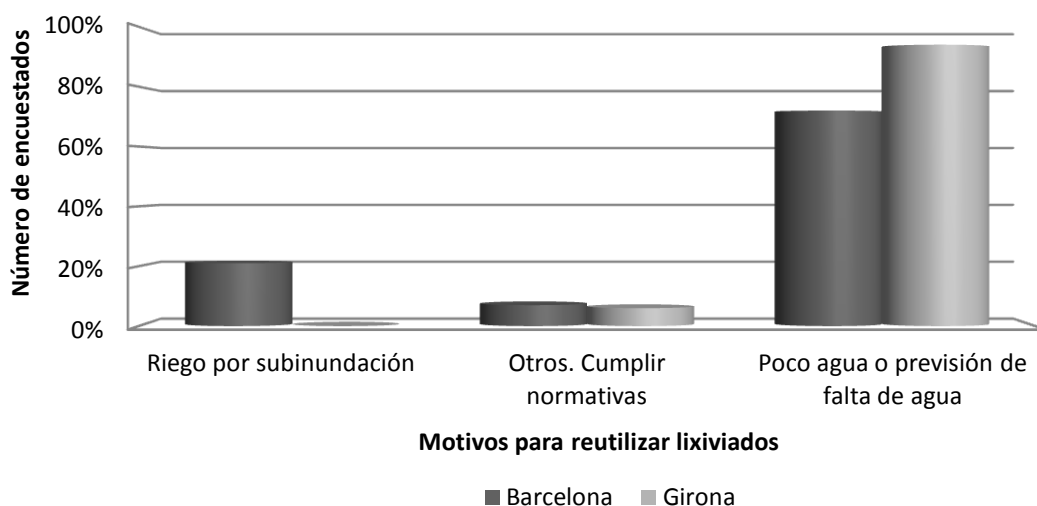
Los resultados mostraron que, generalmente, no se realiza recuperación o recirculación de los lixiviados en el 81 % de la Sr de cultivo. En más del 90 % de la Sr de cultivo en Barcelona no se realiza recirculación frente al 74 % de la superficie de los viveros de Girona en los que tampoco se recircula. El principal motivo para no reutilizar los lixiviados en las dos provincias es de tipo estructural. Los motivos conceptuales y económicos muestran una distribución diferente entre Barcelona y Girona, siendo más nombrados los motivos conceptuales en Girona y los económicos en Barcelona (Fig. 2.20). Por otra parte, destaca la poca frecuencia en que se citan los

problemas técnicos y de calidad o sanidad del agua (Fig. 2.20). Las dificultades de tipo estructural se refieren fundamentalmente a la necesidad de modificar las pendientes de las parcelas y su impermeabilización. Tienen, por tanto, un componente económico importante, por lo que además del coste de ejecución, su implantación requeriría la interrupción del cultivo.



Fig. 2.20. Motivos para no reutilizar los lixiviados.

En cuanto a los motivos para reutilizar los lixiviados, los resultados son diferentes si se considera la frecuencia de respuestas o bien si se vincula a la superficie afectada. De esta manera, considerando la frecuencia de las respuestas, el motivo más citado para la adopción de técnicas de recirculación está en la escasez de agua disponible o el temor a tener este problema en un futuro próximo (Fig. 2.21). En Barcelona aparece una motivación destacable, que es la de utilizar riego por subirrigación o inundación (Fig. 2.21).



**Fig. 2.21.** Motivación para reutilizar los lixiviados referido al número de encuestados en Barcelona y Girona.

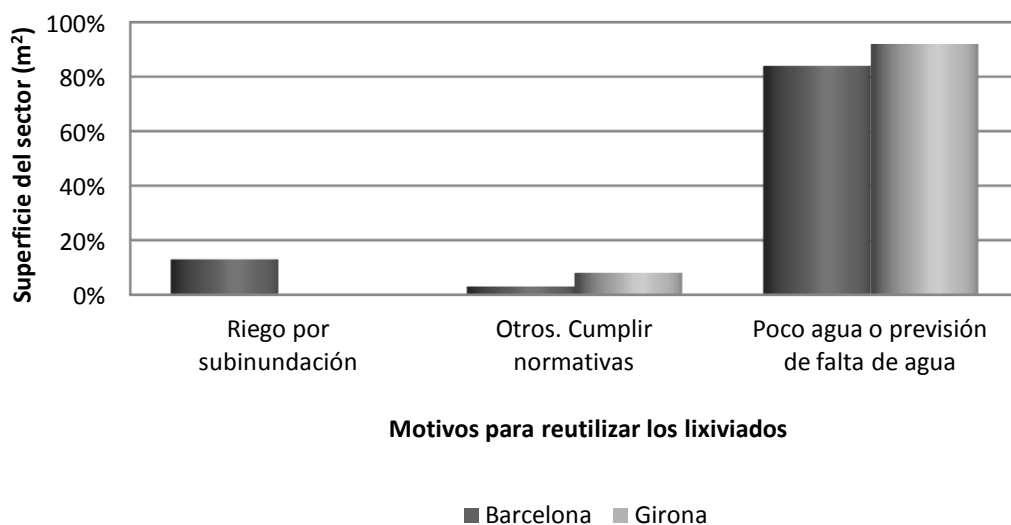
En ambas provincias, la motivación relativa al cumplimiento de la normativa, referente a la gestión de los lixiviados con alto contenido en  $\text{NO}_3^-$ , representa un valor muy bajo y similar del 6 al 7 % (Fig. 2.21).

En el caso de presentar los datos en relación a las superficies afectadas, la magnitud de los motivos varía significativamente en la provincia de Barcelona. Así, el porcentaje derivado del riego por subirrigación o inundación disminuye hasta el 13 % debido a que es una técnica poca extendida. También se reduce significativamente la motivación atribuida al cumplimiento de la normativa a un 3 %. En el caso de Girona los cambios son irrelevantes (Fig. 2.22).

Cabe destacar que únicamente el 22 % de los encuestados disponía de balsas dedicadas exclusivamente a la recogida de drenajes. Este aspecto condiciona las posibilidades de gestión de los lixiviados, por lo que en los casos en los que no se dispone de estas balsas de lixiviados, a menudo se mezclan aleatoriamente otros orígenes de agua, dificultando cualquier tipo de control sobre las cantidades realmente recicladas o la composición de la solución resultante. Esta carencia de control es más patente al comprobar que ningún encuestado disponía de análisis de

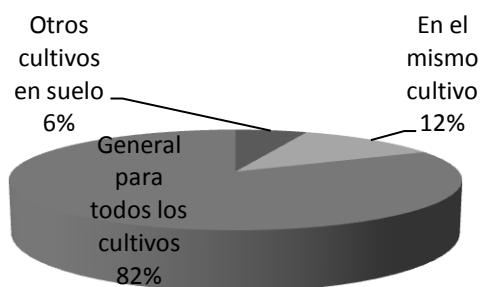
lixiviados ni tenía ningún control sobre el volumen reutilizado. En más del 80 % de los casos, los lixiviados recogidos se utilizaban de forma general para todos los cultivos (en suelo y sin suelo), y únicamente en un 12 % se reutilizaban en el mismo cultivo que generó los lixiviados (Fig. 2.23).

Existe una situación singular en la cual se utiliza para el riego los lixiviados originados en otro cultivo, concretamente procedentes de cultivo sin suelo de flor cortada. Estos lixiviados se recogen en una balsa específica, se desinfectan con alta temperatura, se almacenan en otra balsa específica y finalmente se mezclan con agua limpia de forma controlada, mediante una válvula de tres vías motorizada, que gestiona el mismo equipo que prepara la fertirrigación. Este control de la mezcla es también una excepción entre los viveros encuestados, donde por lo general o no hay ningún tipo de control en la mezcla de lixiviados con otros orígenes de agua, o bien no hay mezcla (Fig. 2.24).

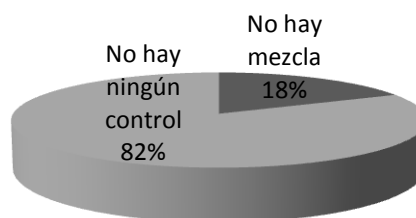


**Fig. 2.22.** Motivos para reutilizar los lixiviados según la superficie de sector en Barcelona y Girona.



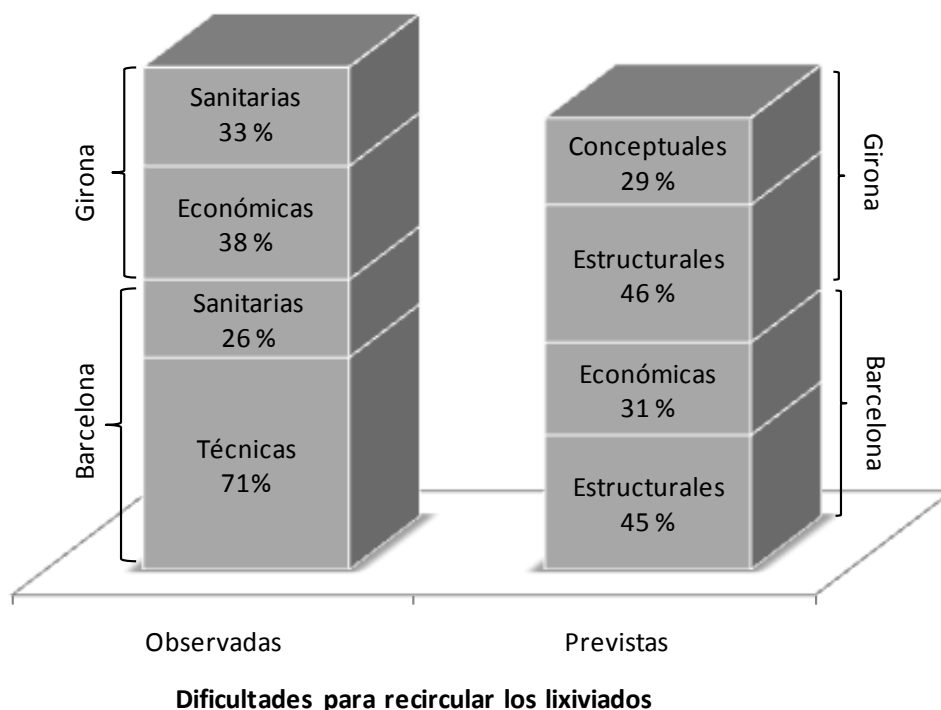


**Fig. 2.23.** Destino de los lixiviados recogidos en un sector.



**Fig. 2.24.** Existencia o control de mezcla de los lixiviados.

En Barcelona, la mayoría de las dificultades observadas al instalar y gestionar un sistema de recirculación de lixiviados, fueron las relacionadas con aspectos técnicos (descensos de pH, deriva de la composición de la SN o residuos de herbicidas) (71 % de los encuestados). En Girona, las dificultades observadas más destacadas fueron las de tipo económico (38 % de los encuestados). La segunda dificultad en importancia observada por los viveristas a la hora de instalar sistemas de recirculación, fue la calidad del agua y razones de índole sanitaria (entre el 26 y el 33 % de los encuestados en ambas provincias) (Fig. 2.25). En este último caso los productores coinciden en el problema ocasionado por la suciedad del agua procedente de la lixiviación y la escorrentía (restos de sustrato y hojas del mismo cultivo). Este hecho provoca problemas en las balsas de almacenamiento, obturaciones en las bombas y en los sistemas de riego. También se cita con frecuencia el problema de la proliferación de enfermedades favorecidas por la recirculación de lixiviados, lo que es motivo determinante para no realizar la recirculación. Se aduce que este problema tiene especial incidencia en el caso de riego aéreo, debido a la especial sensibilidad de algunos cultivos al mojarse la parte aérea de las plantas. En este aspecto, los cultivos mayoritarios en Girona (coníferas y arbustivas), presentan en general menos problemas que los cultivos habituales en Barcelona. Por otra parte, se opina que las aguas con alto contenido salino también dificultan o impiden la implantación de sistemas de recirculación.



**Fig. 2.25.** Principales dificultades observadas y previstas por los viveristas de Barcelona y Girona que realizan recirculación de los lixiviados y por aquellos que no la realizan, respectivamente.

Al comparar las dificultades previstas por los productores que no realizaban recirculación de lixiviados con las dificultades observadas por aquellos que sí lo hacían, se observó que lo más significativo y que coincide para ambas provincias, es que las dificultades previstas y observadas no tuvieron correspondencia alguna. Como se ha comentado anteriormente, los problemas mayoritarios observados por los productores que recirculaban los lixiviados en Barcelona fueron los de índole técnico y los relacionados con la calidad del agua y sanitarios. Los problemas estructurales y económicos fueron los más citados como previstos por los productores que no realizaban recirculación, sin embargo, no fueron citados como problemas observados por los productores con experiencia en estos sistemas (Fig. 2.25). En el caso de Girona, y según lo expuesto anteriormente, las dificultades observadas por los productores al reutilizar los lixiviados fueron de tipo económico y las relacionadas con la calidad del agua y sanitarios, dificultad también observada por los productores de Barcelona. Por

el contrario, las dificultades previstas fueron principalmente las estructurales en un 46 %, también prevista por los productores de Barcelona, seguida de las dificultades conceptuales en un 29 % (Fig. 2.25).

De manera general, y respecto a las dificultades estructurales (pendientes, impermeabilizaciones, etc...) y económicas encontradas, hay que destacar que algunas fincas donde se recirculan los lixiviados ya se diseñaron y proyectaron con las pendientes, impermeabilizaciones y conducciones necesarias para la recuperación de los mismos. Por otra parte, a menudo existen soluciones técnicas de bajo coste para la implantación de sistemas de recirculación que ya se están utilizando, pero que son desconocidas por la mayoría del sector viverístico (Marfà, 2000b). Existe la tendencia a no citar como problemas observados los que ya se han solucionado definitivamente (estructurales) y destacar, por el contrario, los de gestión o manejo de las instalaciones.

### **2.4. CONCLUSIONES Y CONSIDERACIONES GENERALES PARA LA MEJORA DE LAS PRÁCTICAS AGRÍCOLAS**

Los resultados obtenidos en este estudio, derivados de las encuestas realizadas a productores de planta ornamental en exterior en las provincias de Barcelona y Girona, permitieron establecer unas conclusiones generales y unas consideraciones prácticas a la hora de realizar este tipo de cultivos.

#### **2.4.1. Conclusiones generales**

- Los viveros con cultivos de plantas ornamentales en las provincias de Barcelona y de Girona, muestran unos perfiles muy diferentes en cuanto a la gestión de los cultivos, el riego, los fertilizantes y los lixiviados generados. Estas diferencias se encuentran vinculadas principalmente a la distribución de los cultivos en ambas provincias. En Barcelona se realizan cuatro cultivos muy definidos que ocupan más del 50 % de la SeO, principalmente de planta de temporada y flor de ciclo muy breve (2-3 meses), Poinsettia, Cyclamen y geranio, tanto al exterior como en invernadero. Sin embargo,

en Girona predomina el cultivo de coníferas y arbustivas en el 77 % de la SeO, realizándose exclusivamente al exterior.

- Generalmente, el cultivo en contenedores de tamaño pequeño (0.5-1 L), como es el caso de Barcelona, se asocia al riego con microaspersión o en los formatos medianos (1-20 L), al riego localizado por goteo y a la aplicación de los fertilizantes mediante fertirrigación continua. Por el contrario, el cultivo en contenedores de tamaño grande (20-50 L) o muy grande (> 50 L), frecuente en los viveros de Girona, se asocia al riego aéreo por aspersión y a la aplicación de FLC de longevidades altas.
- En la mayoría de la superficie de los cultivos en ambas provincias, no se realiza recirculación de los lixiviados y tampoco existen balsas para su recogida exclusiva, principalmente por motivos estructurales. Este hecho, añadido a la alta permeabilidad que presenta la malla de propileno utilizada como base de cultivo y el sistema de riego en ambas provincias, influye directamente en el volumen y percolación de los lixiviados a través del perfil del suelo.
- Cuando los viveros están situados en *zonas vulnerables*, la descarga al medio de los lixiviados generados contribuirá a la contaminación del subsuelo principalmente por  $\text{NO}_3^-$ . La implementación de balsas de recogida de aguas y de lixiviados, sistemas de recirculación y/o de tratamiento de lixiviados sumado a la mejora tecnológica de los sistemas de riego, entre otros, disminuiría el uso generalizado del agua de pozo y la generación de lixiviados potencialmente contaminantes.

En base a los resultados obtenidos en este estudio, sería de interés conocer en profundidad la composición físico-química de los lixiviados generados durante el cultivo de plantas ornamentales propias del clima Mediterráneo cuando se utiliza un sistema de riego por goteo (susceptible de producir menor volumen de lixiviados en comparación al uso del riego por aspersión), y se fertiliza mediante fertirrigación continua o mediante la aplicación de fertilizantes de liberación controlada.

### 2.4.2. Consideraciones generales para la mejora de las prácticas agrícolas

Los resultados obtenidos permitieron establecer unas parcelas tipo para cada provincia en función de la mayor superficie ocupada y/o de tener más probabilidad de contribuir a la contaminación del subsuelo por  $\text{NO}_3^-$  debido a una gestión del riego y de los fertilizantes más inadecuada y a la alta permeabilidad estimada de la superficie de la base de los cultivos.

Las parcelas tipo definidas en Barcelona fueron:

- Riego aéreo con fertirrigación
- Riego localizado con aplicación de abono de fondo
- Riego localizado con fertirrigación

Las parcelas tipo definidas en Girona fueron:

- Riego aéreo con aplicación de abono de fondo y fertirrigación
- Riego aéreo con aplicación de abono de fondo
- Riego localizado con abono de fondo y fertirrigación

Los resultados de la encuesta también permitieron proponer una serie de mejoras en la gestión del agua y los fertilizantes, considerando los siguientes criterios:

- Reducir las aportaciones innecesarias de agua y fertilizantes
- Recoger los lixiviados y reutilizarlos
- Tratar los efluentes generados

Debido a la diferencia entre los resultados obtenidos para cada provincia, a continuación se proponen una serie de acciones de mejora para los viveros de cada una de ellas.

Desde el punto de vista tecnológico, en los viveros de Barcelona hay más posibilidades de aumentar la eficiencia en la gestión del riego y los fertilizantes. La implantación generalizada de sistemas de riego localizado, permitiría dosificar los fertilizantes según las necesidades del cultivo y disminuir la tasa de lixiviación. Para ello, también sería importante realizar controles de la salinidad y de los nutrientes en el agua de riego, controles que actualmente no se realizan. No obstante, podría ser que en las fincas en las que la salinidad del agua de riego es más alta (habitualmente

con altas concentraciones de cloruro y sodio) no se pueda disminuir la tasa de lixiviación debido a la necesidad de aplicar dosis de riego más elevadas para reducir la concentración de iones tóxicos (cloruro y sodio) mediante el lavado periódico o continuo de la solución del sustrato. En función de la disponibilidad de superficie, en los viveros de Barcelona se podría implementar la recogida de agua de lluvia en los invernaderos debido a la amplia superficie de las cubiertas. La recuperación del agua de lluvia y su mezcla con agua de pozo, mejoraría la calidad del agua resultante para el riego, evitando el uso de equipos de ósmosis inversa en la medida de lo posible. Es importante minimizar el uso de estos equipos debido a su elevado coste de funcionamiento y amortización, además de la generación de salmueras de difícil gestión.

En los viveros de Girona, se recomienda disminuir o evitar la práctica de la fertirrigación mediante riego aéreo o evitar la pérdida excesiva de agua asociada al riego aéreo. Para disminuir la pérdida de agua, se podría incrementar la densidad de plantación siempre que sea posible, ajustando las dosis en función de los requerimientos hídricos del cultivo. La implementación de sistemas de riego localizado, ayudaría a disminuir la fracción de lixiviación y sería más factible en Girona, debido a que las aguas de riego son de mejor calidad que las de Barcelona.

De manera general para ambas provincias, la creación de nuevos viveros, debería de estar vinculada a la implementación de medidas para la recogida de los lixiviados y su reciclaje dentro de la finca, en función de las características del terreno. Con esta medida, además de evitar la contaminación del subsuelo por  $\text{NO}_3^-$ , incrementaría la disponibilidad de agua. Para los viveros ya existentes, se recomienda tener en cuenta alguna de estas medidas:

- implementar sistemas de riego localizado en los sectores de cultivo que lo permitan, con un control y ajuste de las dosis de riego y de los fertilizantes en función de las necesidades reales del cultivo (mediante control de la humedad del sustrato, cajas lisimétricas u otros sistemas),

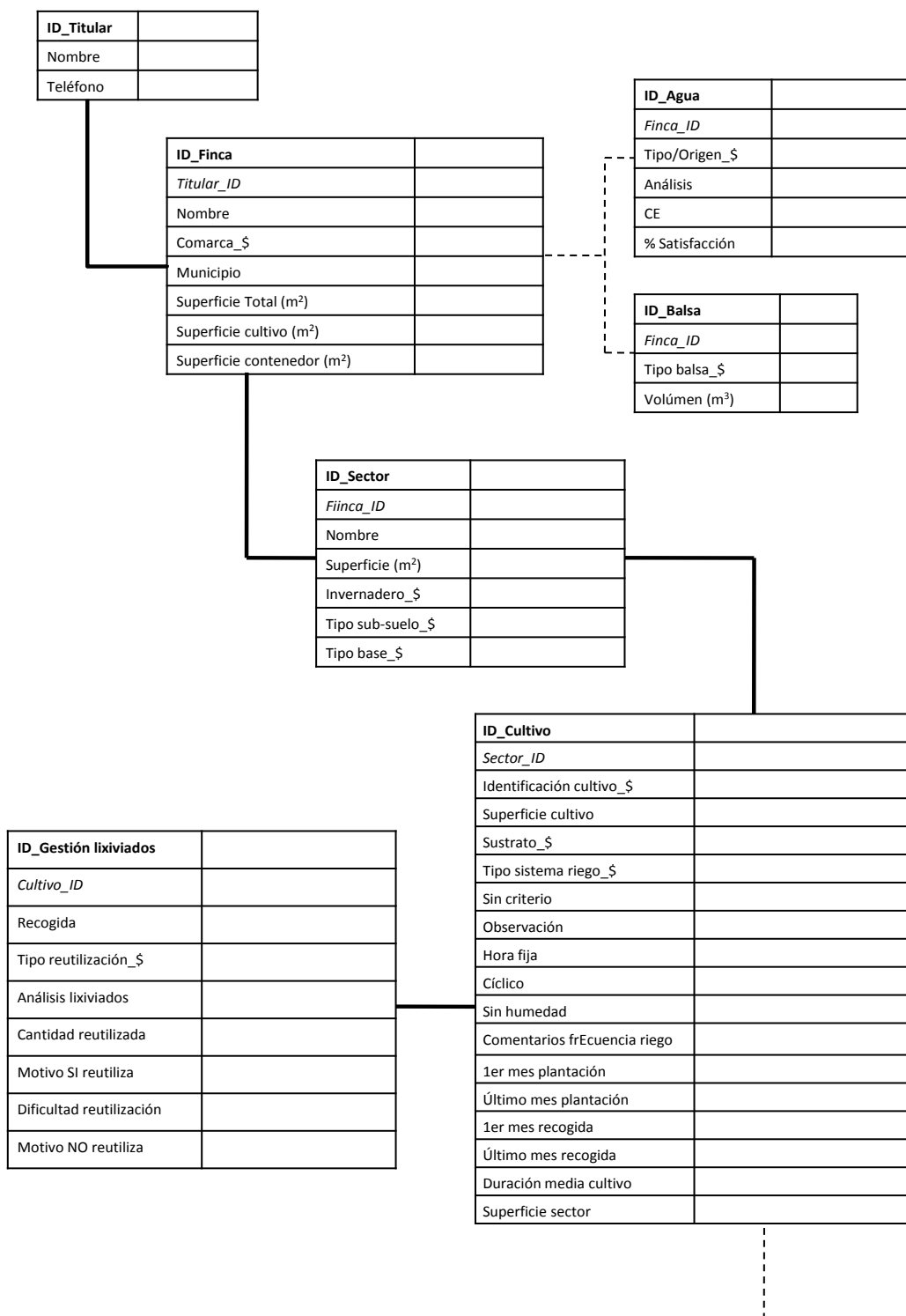
## 2 · CONSIDERACIONES GENERALES

---

- estudiar e implementar medidas específicas para la recogida y reutilización de los lixiviados,
- promover la implementación de sistemas de activación o anulación automática del riego excedentario en función de las necesidades reales del cultivo y de las condiciones meteorológicas.

No obstante, estas acciones requieren de un esfuerzo y de un soporte económico y técnico considerable. Según los resultados de esta encuesta, los viveros disponen de sectores y cultivos muy variables, y la rentabilidad de estas explotaciones no siempre es suficiente como para implementar dichas medidas.

## ANEXO CAPÍTULO I. Adaptación del modelo general del formulario de la encuesta





<b>ID_Marco plantación</b>	
<i>Cultivo_ID</i>	
Contenedorr_§	
Nº contenedor	
Comentarios	

<b>ID_Fertirrigación</b>	
<i>Cultivo_ID</i>	
Control CE	
Control pH	
Frecuencia	
CE SN	
pH SN	
% inyección	

<b>ID_Gestión riego</b>	
<i>Cultivo_ID</i>	
Tiempo riego aspersión	
Comentarios riego aspersión	
Tiempo riego goteo	
Comentarios riego goteo	
Comentarios riego manual	

<b>ID_Abono fondo</b>	
<i>Cultivo_ID</i>	
Dosis	
Abono_§	

<b>ID_Abono cubierta</b>	
<i>Cultivo_ID</i>	
Dosis	
Abono_§	
Total aplicado cultivo	

<b>ID_Abono especial</b>	
<i>Cultivo_ID</i>	
Tipo_§	
Dosis	

**Importancia de la estrategia de fertilización en el balance de nitrógeno en cultivos de plantas ornamentales al exterior en contenedor y su relación con parámetros meteorológicos**



### 3.1. INTRODUCCIÓN

#### 3.1.1. Composición química de los lixiviados procedentes de cultivos sin suelo

Los cultivos sin suelo incluyen, de manera general, a todos aquellos métodos, sistemas y técnicas de cultivo que emplean un medio radicular diferente al suelo natural para cultivar plantas (Marfà, 2000a; Urrestarazu, 2006). Estas técnicas permiten desarrollar cultivos independientes del suelo natural y de los problemas inherentes al cultivo en suelo, como la presencia de patógenos, pérdida de fertilidad y estructura, salinización, necesidad de preparación o utilización de desinfectantes, entre otros. Además, los cultivos sin suelo posibilitan la recogida, reutilización y minimización de los lixiviados generados, contribuyendo a la reducción de la contaminación del subsuelo debida a componentes potencialmente contaminantes, en particular los nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) y los fosfatos (Alarcón, 2006).

El medio radicular empleado en los cultivos sin suelo puede ser líquido o sólido y se encuentra limitado y soportado por lo que genéricamente se denomina contenedor (Marfà, 2000a). En este estudio se tratarán exclusivamente los cultivos realizados en un medio radicular sólido, el cual consiste en una matriz sólida porosa apta para el cultivo de plantas denominada sustrato, y en contenedor. Las propiedades físicas, físico-químicas, químicas y biológicas de los sustratos dependen de la naturaleza y características del material utilizado, y son factores limitantes a la hora de programar y manejar el riego y la fertilización (Abad y Carrión, 2006). Por este motivo, y a diferencia de los cultivos realizados directamente en suelo natural, la producción de cultivos en contenedor requiere una irrigación frecuente y la adición de fertilizantes (a través o no del agua de riego) mediante sistemas automáticos de fertirrigación, para así atender a los requerimientos nutricionales de las plantas cultivadas y alcanzar una producción óptima (Colangelo y Brand, 2001; Moreno, 2006; Alam *et al.*, 2009).

Como ya se comentó en el capítulo anterior, los lixiviados generados en el cultivo de plantas ornamentales en contenedor se caracterizan por tener una composición variable en cuanto al contenido de nutrientes (principalmente N, P y K

### 3 · INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

---

procedentes de los fertilizantes) y otros iones y al volumen drenado. Las características que presentan los lixiviados van a depender de las prácticas culturales aplicadas, de la especie cultivada y de su ritmo de extracción de nutrientes y de las condiciones meteorológicas acontecidas durante el ciclo de cultivo, entre otros factores. De los macroelementos aplicados al cultivo mediante los fertilizantes, el N suele ser el mayoritario en los lixiviados, principalmente en forma de  $\text{NO}_3^-$  (Cabrera, 1997; Fernández - Escobar *et al.*, 2004; Oliet *et al.*, 2004). La variedad de resultados que muestra la bibliografía en relación a la composición de los lixiviados, principalmente en su contenido en  $\text{NO}_3^-$ , puede ser atribuida a diferencias geográficas (climas diferentes) (Marfà *et al.*, 2002; Garber *et al.*, 2002), a requerimientos nutricionales diferentes en función de la especie cultivada, a las características del sustrato usado (Guérin *et al.*, 2001) y a la variedad de estrategias empleadas para el riego y la fertilización (Fare *et al.*, 1994; Bilderback, 2002). Por ejemplo, Headley *et al.* (2001) detectaron una concentración de N en lixiviados de cultivos en contenedor en viveros entre 1.4 y 18.0  $\text{mg L}^{-1}$ , estando el N en más del 70 % en forma de  $\text{NO}_3^-$ . En otro estudio similar, la concentración media anual de N- $\text{NO}_3^-$  en los lixiviados fue de 9  $\text{mg L}^{-1}$  (Huett, 1999). Colangelo y Brand (2001) midieron una concentración de N- $\text{NO}_3^-$  en los lixiviados de un vivero con cultivos en contenedor a los que se le aplicó fertilizantes de liberación controlada (FLC) de 7.2  $\text{mg L}^{-1}$  cuando se utilizaba un sistema de riego aéreo y de 12.7  $\text{mg L}^{-1}$  cuando se utilizaba un sistema de riego por goteo. En otro estudio bajo condiciones de laboratorio donde se cuantificó el patrón de liberación de nutrientes de cuatro tipos de FLC, Merhaut *et al.* (2006) midieron una concentración de N- $\text{NO}_3^-$  superior a 10  $\text{mg L}^{-1}$  en los lixiviados durante la mayor parte del estudio.

Los procesos microbiológicos que normalmente ocurren en el sustrato confinado en los contenedores (principalmente procesos de nitrificación y desnitrificación), también influyen en la composición de los lixiviados. En este aspecto, la temperatura (T) del sustrato, la presencia de oxígeno, el pH del medio y el ratio N- $\text{NH}_4^+:\text{N-NO}_3^-$  aplicado con el fertilizante, entre otros factores, determinan que se favorezca uno u otro proceso en el sustrato, alterando la composición físico-química y

química de los lixiviados respecto a la composición del agua de riego (Niemiera y Wright, 1986; Lang y Elliott, 1991; Merhaut *et al.*, 2006).

### **3.1.2. Influencia de las prácticas agrícolas y de las condiciones climáticas en la composición de los lixiviados**

Como ya se ha referido, la mayor o menor pérdida de nutrientes por lixiviación y la composición de los lixiviados generados, dependen en gran medida de las prácticas agrícolas (Bilderback, 2001) y del clima. La eficiencia en el uso del agua y de los nutrientes en el cultivo de plantas ornamentales en contenedor es a menudo baja (Grant *et al.*, 2009). Normalmente, la causa está relacionada con el uso generalizado de sistemas de riego aéreos (microaspersión) en lugar de sistemas de riego por goteo (Colangelo y Brand, 2001) y el uso infrecuente de sistemas automáticos de activación del riego (Cáceres *et al.*, 2007) y/o métodos para controlar la composición de la solución en la zona radicular (Marfà *et al.*, 2002). Los programas de fertilización usados por los viveros en los que se realizan este tipo de cultivos, normalmente incluyen la aplicación de FLC y/o fertilizantes solubles aplicados en soluciones nutritivas (SN) mediante fertirrigación continua (Cabrera, 1997; Merhaut *et al.*, 2006; Wilson *et al.*, 2010, Cunill *et al.*, 2009).

Los resultados de la encuesta presentados en el capítulo anterior mostraron que en las principales zonas viverísticas de Cataluña, el tipo de fertilizante usado está a menudo asociado al sistema de irrigación. De esta manera, los viveros con más base tecnológica normalmente usan sistemas de riego por goteo asociados a la fertirrigación, mientras que los viveros con menos base tecnológica usan para el riego agua de pozo y fertilizan mediante la adición al sustrato de fertilizantes de liberación lenta o controlada en una única aplicación al inicio del cultivo.

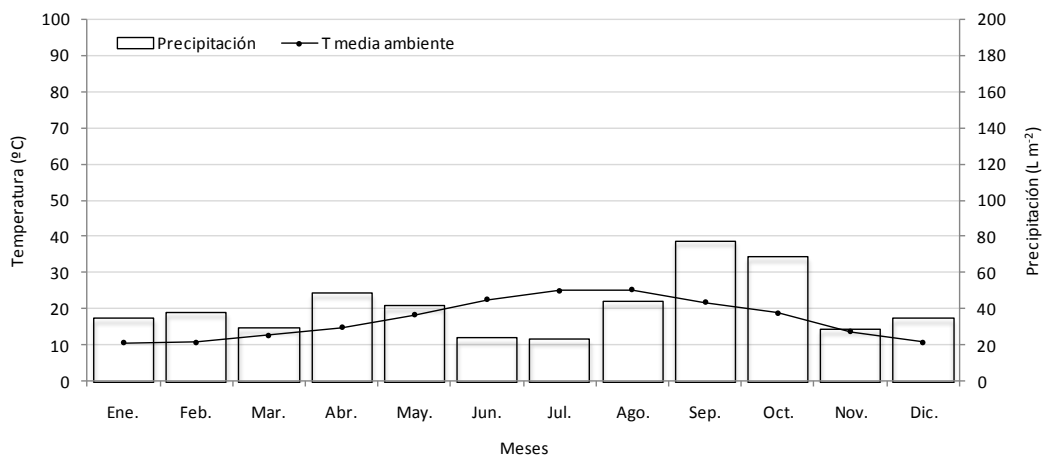
Los FLC son fáciles de manejar y con una sola aplicación suministran progresivamente nutrientes al cultivo por un tiempo determinado, teniendo en cuenta la liberación controlada de los nutrientes que contienen. Algunos autores han mostrado que el empleo de FLC mejora las tasas de crecimiento de las plantas y

disminuye las pérdidas de N por lixiviación respecto de otros métodos de fertilización. Esto es debido a que la liberación de los nutrientes que contienen los gránulos de FLC se produce gradualmente gracias a las características que presentan la cubierta polimérica de los mismos (Hanafi *et al.*, 2000; Segura y Contreras, 2008). Sin embargo, algunos factores como la T, la humedad, el pH y la aireación del sustrato, pueden afectar a la velocidad de la liberación de los nutrientes contenidos en los FLC (Juntanen *et al.*, 2003). Según un estudio de Du *et al.* (2008), la liberación del  $\text{NO}_3^-$  contenido en los gránulos de los FLC con cubierta polimérica, depende del grosor de la cubierta, de la T, de la concentración de  $\text{NO}_3^-$  en el interior de los mismos y del ratio superficie/diámetro de los gránulos. Dada la dificultad de controlar los factores mencionados en condiciones agronómicas, los rangos de longevidad descritos por las especificaciones técnicas para la mayoría de los FLC, están establecidos para una T base de 21 °C. Si la T del sustrato fuera superior a 21 °C prolongadamente o si el material de cubierta presentara alteraciones no previstas, la liberación de los nutrientes podría acelerarse respecto de las especificaciones técnicas dadas por los fabricantes (Du *et al.* 2008; Shaviv, 2001).

Huett y Gogel (2000) estudiaron bajo condiciones controladas de T la longevidad de varios FLC, entre ellos un formulado Osmocote con una longevidad de 8-9 meses. En dicho estudio se mostró que el periodo de liberación del N se reducía a 6 meses cuando se incubaba el FLC a 30 °C, y que cuando se incubaba a 40 °C, el periodo de liberación del N se reducía a 4 meses. Este inconveniente cobra especial interés cuando se realizan cultivos en áreas de clima Mediterráneo donde, en ciertos periodos en el transcurso del año, la T puede llegar a ser muy alta y las precipitaciones muy intensas (Fig. 3.1).

Así, los viveros al aire libre están expuestos a una distribución irregular de las precipitaciones y a una tendencia creciente de las precipitaciones extremas (aumento en la intensidad de la precipitación anual separada por largos periodos de sequía) que pueden provocar lixiviación de  $\text{NO}_3^-$  (Ramos y Martínez-Casanovas, 2010). Así, la distribución temporal de las precipitaciones en un año en particular, afecta

directamente al volumen de los lixiviados producidos (Nangia *et al.*, 2010). Por este motivo, la precipitación (PR) es un parámetro utilizado en muchos estudios para predecir la concentración de  $\text{NO}_3^-$  en los lixiviados (Ramos y Martínez-Casanovas, 2010; van der Laan *et al.*, 2010).



**Fig. 3.1.** Climograma correspondiente al periodo 1999-2009 en la localidad de Cabrils (Barcelona), incluyendo la temperatura ambiental media y la precipitación.

Según lo expuesto anteriormente en relación al uso de FLC, y según la época del año en la que se realice un cultivo determinado, puede ocurrir que haya una elevada liberación de nutrientes al principio del periodo de crecimiento, cuando las plantas son aún pequeñas y sus requerimientos nutricionales son bajos, o también puede ocurrir lo contrario al final del periodo de crecimiento más activo (Wright y Niemiera, 1987; Segura y Contreras, 2008). Independientemente de la estrategia de fertilización, los nutrientes de los fertilizantes que no han sido absorbidos por las plantas y que se han acumulado en la solución del sustrato, pueden sufrir un efecto de lavado debido a una precipitación intensa y ser arrastrados al medio circundante (Million *et al.*, 2010). La mayoría de estudios relacionados con el uso de FLC han sido desarrollados en condiciones controladas de laboratorio y/o sin las interacciones de plantas cultivadas, o en invernaderos donde no existe interferencia de las



precipitaciones que puedan tener lugar (Hershey y Paul, 1982; Niemiera y Leda, 1993; Cabrera, 1997; Huett y Gogel, 2000; Oliet *et al.*, 2004).

Sería de interés obtener información acerca de cómo el modo de fertilización (fertirrigación o aplicación de FLC, entre otros) y la dosis aplicada afectan a la composición, pH y conductividad eléctrica (CE) de los lixiviados y a la productividad en cultivos de plantas ornamentales leñosas y herbáceas al exterior en contenedor, y en relación a los regímenes térmico y pluviométrico acontecidos durante el cultivo. Los resultados obtenidos podrían ofrecer información relevante sobre la contribución de los lixiviados a la contaminación del subsuelo por  $\text{NO}_3^-$  y podrían ser utilizados para establecer mejoras en las prácticas culturales en el ámbito que nos ocupa, en orden a disminuir la concentración de N en los lixiviados y a mejorar la eficiencia en el uso de los fertilizantes.

#### **3.1.3. Objetivos y planteamiento de los experimentos**

Los objetivos de este capítulo fueron:

- i) determinar el efecto de diferentes estrategias de fertilización sobre la concentración de N y parámetros físico-químicos de los lixiviados en el transcurso de dos cultivos de plantas ornamentales en contenedor,
- ii) determinar el efecto de diferentes estrategias de fertilización sobre la productividad en dos cultivos de plantas ornamentales en contenedor,
- iii) estudiar los componentes del balance de N en los casos analizados y
- iv) estudiar la relación entre la concentración de N en los lixiviados y la T del sustrato y la precipitación.

Para obtener información acerca de estas cuestiones, se llevaron a cabo dos experimentos en los que se utilizaron las estrategias de fertilización habituales en los

viveros del litoral Mediterráneo de Cataluña, las cuales fueron identificadas en la encuesta dirigida a los viveristas expuesta en el Capítulo I. Estas estrategias de fertilización incluyeron la aplicación a diferentes dosis de SN mediante fertirrigación continua o la adición al sustrato de diferentes dosis de FLC al inicio del cultivo. Así, los tratamientos consistieron en aplicar diferentes cantidades de N a las plantas mediante los dos modos de fertilización descritos. Ambos experimentos se realizaron en diferentes épocas del año, empleando plantas ornamentales mediterráneas con requerimientos nutricionales y pautas de crecimiento diferentes. En el primer experimento se utilizó una planta leñosa (*Viburnum tinus* L. cv. 'Eve Price') y en el segundo experimento se utilizó una planta herbácea (*Osteospermum ecklonis* (DC.) Norl. 'Purple Red'), cuyas tasas de crecimiento son notablemente diferentes. Los objetivos antes descritos fueron los mismos para ambos experimentos.

## 3.2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 3.2.1. Experimento con *Viburnum tinus* L. (Exp.1)

#### 3.2.1.1. Condiciones del cultivo

El experimento se realizó en una parcela al exterior del Institut de Recerca i Tecnologia Agroalimentàries (IRTA) de Cabrils (Cataluña, España) (41°25'N, 2°23'E y 85 m de altura) y tuvo una duración de 7 meses, desde el 15 de Mayo hasta el 12 de Diciembre de 2007. Al inicio del cultivo se plantaron esquejes homogéneos de *Viburnum tinus* L. cv. 'Eve Price' en contenedores de 5 L. Los contenedores se colocaron a una distancia de 40 cm en ambas direcciones, resultando en una densidad de plantas de 6 m<sup>-2</sup>.

El sustrato usado fue el obtenido de mezclar volumétricamente tres partes de compost de corteza de pino (*Pinus pinea* L.) con una parte de turba rubia de esfagno Floragard TKS 1 Instant (Vertriebs GmbH für Gartenbau, Oldenburg, Alemania) según la proporción ya ensayada en otros cultivos con *Viburnum tinus* L. (Cáceres *et al.*, 2007). La elección de este tipo de sustrato se basó en los resultados de la encuesta presentada en el Capítulo I, en los cuales se muestra una relación entre el uso del

### 3 · MATERIALES Y MÉTODOS

sustrato a base de una mezcla de turba con corteza y el cultivo de plantas ornamentales leñosas en la provincia de Girona, donde predominan los cultivos de este tipo de plantas. Las características del sustrato antes de aplicar los correspondientes tratamientos y la metodología utilizada para la caracterización química del mismo, se muestran a continuación en la Tabla 3.1 y en el apartado 3.2.1.3, respectivamente.

Se utilizó un equipo automático de irrigación MCU Ferti (Multi Computer Unit, FEMCO, Damazan, Francia) y un sistema de riego por goteo (un gotero por contenedor, 2 L h<sup>-1</sup>). El volumen de agua aplicada o de solución nutritiva (SN) fue modificándose periódicamente para asegurar una fracción de lixiviación (FL) (volumen lixiviado/volumen aplicado x 100) del 20 % aproximadamente. El volumen del agua de riego fue el mismo para todos los tratamientos, siendo su pH de 7.2, su CE de 1.3 dS m<sup>-1</sup> y su concentración de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de 5.4 mg L<sup>-1</sup>.

**Tabla 3.1.** Características del sustrato usado en el Exp. 1, a base de una mezcla de compost de corteza de pino con turba rubia de esfagno, antes de aplicar los tratamientos (n=3).

	<b>N orgánico (%)</b>	<b>N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>Densidad aparente (g mL<sup>-1</sup>)</b>	<b>pH</b>	<b>C.E. (dS m<sup>-1</sup>)</b>
<b>Características del sustrato del Exp. 1</b>	0.23	5.12	0.16	5.73	0.35

#### 3.2.1.2. Fertilización

Este experimento contó con cuatro tratamientos, y se dispusieron 144 plantas en cada uno.

Tratamientos con solución nutritiva (S). En dos de los cuatro tratamientos se aplicó a las plantas una SN a dos dosis diferentes (tratamientos S1 o S2), de manera que el tratamiento S2 recibió en torno al 25 % menos de N, P y K respecto al tratamiento S1 (Tabla 3.2). La concentración de la SN aplicada fue relativamente más baja que la ensayada en un trabajo precedente con *Viburnum tinus* L. (Marfà *et al.*,

2002). La aplicación de la SN se realizó mediante fertirrigación continua, es decir, siempre que se regó se fertilizó mediante la SN correspondiente a cada tratamiento.

**Tabla 3.2.** Formulación de la solución nutritiva aplicada mediante fertirrigación continua en los tratamientos S1 y S2 durante el experimento con *Viburnum tinus* L.

Tratamientos	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	pH	CE
	mg L <sup>-1</sup>							-	(dS m <sup>-1</sup> )
S1	57.4	5.6	68.7	480	97.5	300	67.2	6.3	1.8
S2	43.4	4.2	49.0	336	74.1	300	67.2	6.3	1.7

Tratamientos con fertilizante de liberación controlada (F). A las plantas de los otros dos tratamientos se les aplicó un fertilizante de liberación controlada (FLC) Osmocote Exact Standard de 8-9 meses 15N (7.1 N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + 7.9 N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)-3.9P-7.5K (Scotts International B.V. Scotts Professional, Heerlen, Países Bajos). El FLC fue mezclado homogéneamente con el sustrato antes de la plantación, a dosis de 7.0 y 5.0 g L<sup>-1</sup> (tratamientos F1 y F2, respectivamente), según las indicaciones proporcionadas por los técnicos de la Asociación de Viveristas de Girona.

### 3.2.1.3. Determinaciones en el sustrato, los lixiviados y las plantas. Balance de nitrógeno

Al inicio y al final del experimento se llevó a cabo una caracterización química del sustrato. Las medidas de las diferentes formas de N, densidad aparente, pH y CE, se determinaron en tres muestras por tratamiento escogidas al azar. El análisis de las muestras de sustrato de los tratamientos F1 y F2 al final del experimento, se realizó tras retirar manualmente los gránulos de FLC (de Kreij, 2004). El contenido en NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, pH y conductividad eléctrica (CE), fueron determinados en el extracto 1 sustrato: 1.5 agua destilada (por volumen) mediante un cromatógrafo Dionex (modelo DX 120, Dionex Corporation, Sunnyvale, CA, EE.UU), un analizador iónico selectivo Orion (modelo EA 920, Orion Research, Inc., Beverly, EE.UU.) y un conductímetro Crison (modelo GLP 31, Crison Instruments, S.A., Barcelona, España), respectivamente. La concentración

de N total en el sustrato fue determinada mediante el método Kjeldahl. La densidad aparente del sustrato se determinó empleando la metodología descrita por De Boodt *et al.* (1974).

Diariamente se midió en el cultivo el volumen de agua aportada a los tratamientos F1 y F2 y el de SN aportada a los tratamientos S1 y S2, y también el respectivo volumen de lixiviados de cada tratamiento. Para la recogida de los lixiviados se usaron unas cajas lisimétricas (Fare *et al.*, 1994; Cáceres *et al.*, 2007). Se dispusieron 3 cajas por tratamiento (una caja, una réplica). Cada caja contenía 4 contenedores. Semanalmente se midieron por triplicado en el agua de riego, en las SN aportadas y en los lixiviados los siguientes parámetros: pH y CE con el analizador iónico y el conductímetro ya descritos, concentración de  $\text{NO}_3^-$  con un cromatógrafo Metrohm (modelo 761 Compact IC, Metrohm AG, Herisau, Suiza), y concentración de  $\text{NH}_4^+$  con un electrodo selectivo Orion (modelo 95-12, Orion Research, Inc., Beverly, EE.UU.).

La cobertura foliar (CF) fue medida mediante fotografías cenitales (Marfà, 1990), usando una cámara digital Canon EOS 350D y el programa GreenPix para el análisis de coberturas vegetales basado en Java Advanced Imaging library (JAI) de Sun Microsystems (Casadesús *et al.*, 2007). También se midió la altura (H) de la parte aérea de las plantas y el contenido relativo en clorofila (CRC) con un clorofilímetro Konica-Minolta Spad-502 (Konica-Minolta sensing, Inc.). Con la H de la planta y el diámetro medio (D) calculado mediante la fórmula  $D=(4CF/\pi)^{1/2}$ , se obtuvo el índice de tamaño de la planta (ITP) según la ecuación final  $ITP=(H+D)/2$  (Million *et al.*, 2010). Antes de la plantación y al final del experimento, se midió el N total (mediante el método Kjeldahl) y la biomasa de las plantas (mediante el secado de la muestra a 60 °C durante 48 h). La concentración de N y la biomasa inicial se determinaron en 3 plantas escogidas al azar, y al final del experimento en 3 plantas escogidas al azar por tratamiento, respectivamente. La H, CF y CRC se determinaron en 21 plantas escogidas al azar por cada tratamiento y al final del experimento.

El N restante en el interior de los gránulos del FLC al final del experimento (tratamientos F1 y F2), se determinó tomando una muestra gravimétrica de sustrato,

de la cual se apartaron manualmente los gránulos de FLC que contenía. Estos gránulos se traspasaron a un filtro de papel Filter-Lab (Filtros Anovia, S.A., Barcelona, España), colocado previamente en un embudo de vidrio. Los gránulos colocados sobre el papel de filtro se trituraron manualmente con la ayuda de una varilla de vidrio hasta vaciar todo su contenido en un vaso de precipitados de 250 ml. Los gránulos ya triturados se lavaron con agua destilada hasta alcanzar un volumen de 100 ml en el vaso de precipitados. En la disolución obtenida se determinó el N total mediante el método Kjeldahl y la concentración de  $\text{NO}_3^-$  mediante el cromatógrafo iónico ya descrito. Toda la información obtenida fue utilizada para calcular el balance de N usando la siguiente ecuación:

$$N_{PD} - \Delta N_P - N_S - N_L - N_{FLC} = N_{nd} \quad (\text{Ec. 3.1})$$

Donde:

$N_{PD}$  = N potencialmente disponible para el cultivo ( $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+ + \text{N orgánico}$ ), siendo la suma del N aportado por el fertilizante, por el agua de riego y por el sustrato

$\Delta N_P$  = incremento de N en planta

$N_S$  = N en sustrato al final del cultivo

$N_L$  = N en lixiviados

$N_{FLC}$  = N restante en los gránulos de FLC

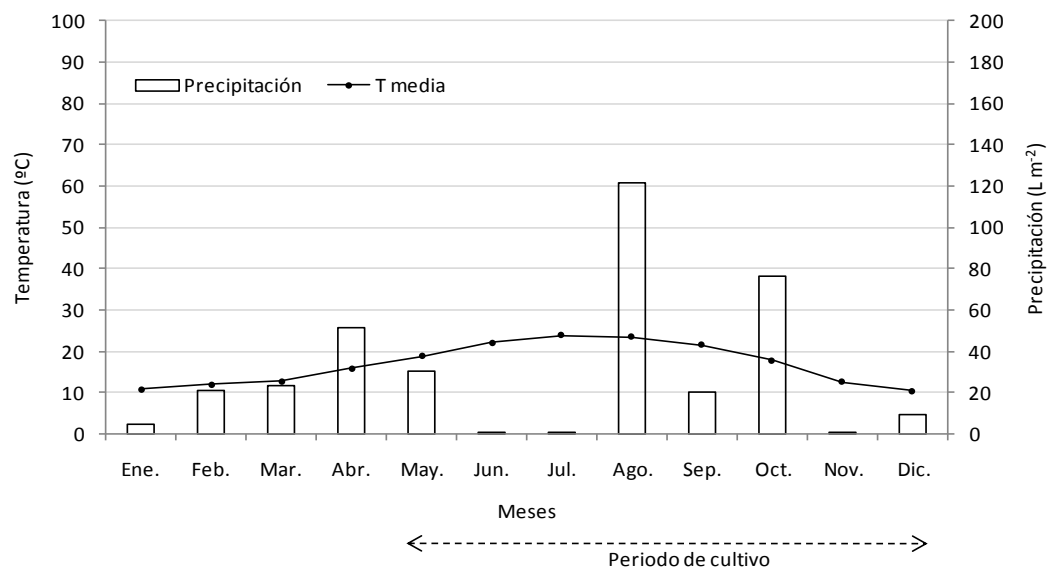
$N_{nd}$  = N no detectado

La cantidad de  $N_{PD}$  por contenedor utilizada para realizar el balance de N fue de 5.1 g (tratamiento S1), 4.3 g (tratamiento S2), 7.4 g (tratamiento F1) y 5.9 g (tratamiento F2). Para el cálculo de la eficiencia en el uso del N (EUN) por parte de las plantas ( $\Delta \text{biomasa total}/N$ ) se utilizó la cantidad de N aportado por el fertilizante ( $N_A$ ), siendo esta cantidad la resultante de la suma del N inorgánico total ( $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ ) aportada por el fertilizante y por el agua de riego a cada tratamiento y expresada por contenedor (3.2 g para el tratamiento S1, 2.4 g para el tratamiento S2, 5.5 g para el tratamiento F1 y 4.0 g para el tratamiento F2). La tasa de extracción de N por parte de las plantas ( $\% N \times \Delta \text{biomasa total}$ ) se corresponde al  $\Delta N_P$  de la Ec. 3.1, expresada por unidad de tiempo (meses de cultivo).

#### 3.2.1.4. Registro de la temperatura ambiental, del sustrato y de las precipitaciones durante el Exp. 1

La temperatura ambiental media y la pluviometría acontecidas durante el año de realización del experimento, fueron obtenidas de una estación meteorológica perteneciente a la Red Meteorológica de Cataluña (METEOCAT) próxima a la parcela experimental y localizada en el IRTA (Fig. 3.2).

La temperatura (T) del sustrato fue medida en continuo a lo largo del experimento mediante una sonda termométrica con registrador Testo (model 177, Testo AG, Lenzkirch, Alemania). Los parámetros registrados, T del sustrato y precipitación (PR), fueron utilizados para definir unas variables derivadas de los parámetros mencionados y establecer su relación con la concentración de N en los lixiviados, tal y como se definirán a continuación en el apartado 3.2.1.5. de análisis estadísticos.



**Fig. 3.2.** Temperatura ambiental media y pluviometría correspondiente al año 2007 en la localidad de Cabriils (Barcelona).

### 3.2.1.5. Análisis estadísticos

Todos los análisis estadísticos se realizaron usando el programa SAS (v9.2, SAS Institute, Cary, Carolina del Norte, EE.UU.). Los resultados obtenidos fueron analizados mediante el análisis de la varianza de una vía. La separación de medias entre tratamientos fue obtenida por el test de Tukey. Las variables PR y  $H_{T21}$  (variables independientes) fueron analizadas mediante modelos de regresión lineal múltiple (REG procedure) para la predicción de la concentración de N en los lixiviados (variable dependiente). Para ello se asumió que las variables independientes y dependientes eran variables al azar y con distribución normal. La forma general para el modelo de regresión lineal múltiple fue:

$$Y = A + \beta_1 \times PR + \beta_2 \times H_{T21} \quad (\text{Ec. 3.2})$$

Donde,

**Y** = concentración de N en los lixiviados ( $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ ) ( $\text{mg L}^{-1} \text{ semana}^{-1}$ )

**A** = coeficiente del término independiente

**$\beta_{1,2}$**  = parámetros de la regresión

**PR** = precipitación ( $\text{L m}^{-2} \text{ semana}^{-1}$ )

**$H_{T21}$**  = grados hora acumulados por semana para una T base del sustrato de 21 °C ( $^\circ\text{C h semana}^{-1}$ )

## 3.2.2. Experimento con *Osteospermum ecklonis* (DC.) Norl. 'Purple Red' (Exp. 2)

### 3.2.2.1. Condiciones del cultivo

Este experimento se realizó en la misma parcela experimental que el Exp. 1. y tuvo una duración de 2 meses, desde el 10 de Mayo hasta el 13 de Julio de 2010. Al inicio del cultivo se plantaron esquejes homogéneos de *Osteospermum ecklonis* (DC.) Norl. 'Purple Red' en contenedores de 4 L. Los contenedores se dispusieron tal y como se describe para el Exp. 1, resultando en una misma densidad de plantas.

El sustrato utilizado fue turba rubia de esfagno Pindstrup nº 5 (Pindstrup Mosebrug SAE, Burgos, España). La elección de este tipo de sustrato se basó en los



### 3 · MATERIALES Y MÉTODOS

resultados de la encuesta presentada en el Capítulo I, en los cuales se muestra una relación entre el uso de turba y el cultivo de plantas ornamentales herbáceas, cultivo predominante en los viveros de la provincia de Barcelona. Las características del sustrato antes de aplicar los correspondientes tratamientos se muestran a continuación (Tabla 3.3). La metodología empleada para la caracterización química del sustrato, se corresponde con la descrita en el apartado 3.2.1.3 del Exp. 1.

**Tabla 3.3.** Características del sustrato de turba usado en el Exp. 2 antes de aplicar los tratamientos (n=3).

	N orgánico (%)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	Densidad aparente (g mL <sup>-1</sup> )	pH -	C.E. (dS m <sup>-1</sup> )
<b>Características del sustrato del Exp. 2</b>	0.95	41.75	0.07	5.50	0.55

Para la irrigación se utilizó el mismo equipo automático y sistema de riego por goteo que en el experimento precedente (apartado 3.2.1.1). En este caso el riego de los tratamientos fue activado mediante el uso de una caja electrolisimétrica (Cáceres *et al.*, 2007). El volumen del agua de riego se fue regulando periódicamente para conseguir una FL en torno al 20 %, siendo aplicado el mismo volumen a todos los tratamientos. El pH del agua de riego fue de 7.3, su CE de 1.2 dS m<sup>-1</sup> y su concentración de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de 14.0 mg L<sup>-1</sup>.

#### 3.2.2.2. Fertilización

Se dispusieron cuatro tratamientos de manera análoga al Exp. 1, cada uno con 156 plantas.

Tratamientos con solución nutritiva (S). A dos de ellos se les aplicó una SN mediante fertirrigación continua a dos dosis diferentes (S1 o S2), de manera que el tratamiento S2 recibió en torno al 30 % menos de N, P y K respecto al tratamiento S1 (Tabla 3.4).

Tratamientos con fertilizante de liberación controlada (F). Estos tratamientos consistieron en la aplicación de Osmocote Exact Standar de 3-4 meses 16N (7.4 N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + 8.6 N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)-3.9P-10K (Scotts International B.V. Scotts Professional, Heerlen, Países Bajos), a dos dosis diferentes de 2.5 y 5.0 g L<sup>-1</sup> (tratamientos F1 y F2, respectivamente). Al igual que en Exp. 1, el modo de aplicación y las dosis de FLC empleadas se basaron en las indicaciones dadas por los técnicos de la Asociación de Viveristas de Girona.

**Tabla 3.4.** Formulación de la solución nutritiva aplicada mediante fertirrigación continua en los tratamientos S1 y S2 durante el experimento con *Osteospermum ecklonis* (DC.) Norl. 'Purple Red'.

Tratamientos	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg L <sup>-1</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	pH	CE (dS m <sup>-1</sup> )
<b>S1</b>	154	14.0	118	269	254	272	67.2	6.0	2.0
<b>S2</b>	112	0.0	78.4	298	168	272	67.2	6.0	1.7

### 3.2.2.3. Determinaciones en los lixiviados y las plantas. Balance de nitrógeno

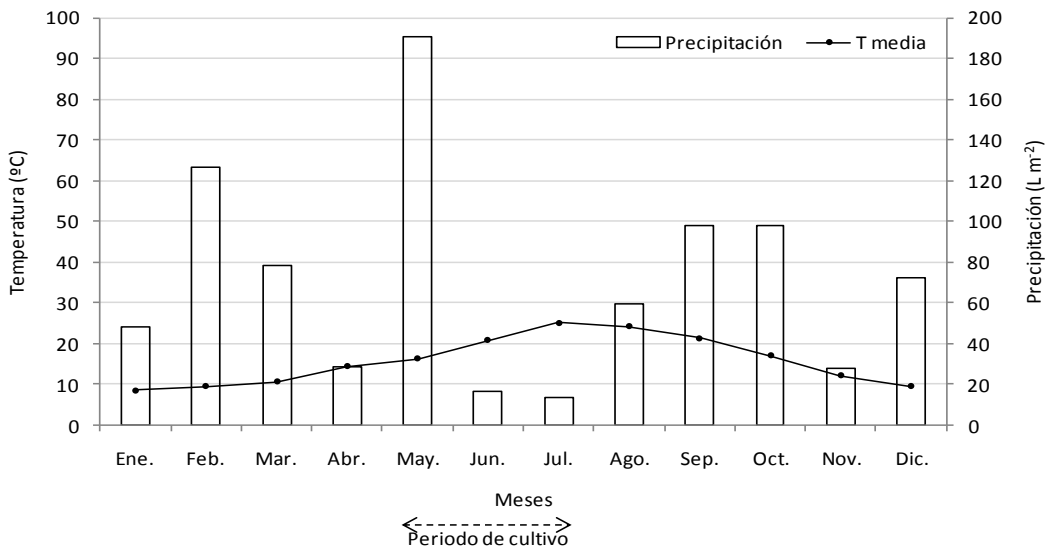
La medición del volumen y los análisis realizados en el agua aportada (F1 y F2) o en la SN (S1 y S2), en los lixiviados y en los gránulos de FLC al final de experimento, se desarrollaron de acuerdo con la metodología descrita en el apartado 3.2.1.3 del Exp. 1.

Los parámetros relativos a la planta, CF, H y CRC fueron medidos en 21 plantas por tratamiento escogidas al azar al final del experimento usando la misma metodología que la descrita en el Exp. 1 (apartado 3.2.1.3). La biomasa total se midió en 3 plantas al inicio del experimento, y al final del mismo en 3 plantas por tratamiento escogidas al azar, según se describe en el Exp. 1. El N total Kjeldahl se determinó en 3 plantas al inicio del experimento y en 3 plantas por cada tratamiento escogidas al azar al final del mismo. Para realizar el balance de N se utilizó la Ec. 3.1 descrita en el Exp. 1 (apartado 3.2.1.3), siendo en este caso la cantidad de N<sub>PD</sub> por contenedor de 10.2 g (tratamiento S1), 6.7 g (tratamiento S2), 6.2 g (tratamiento F1) y 4.7 g (tratamiento F2). La cantidad de N<sub>A</sub> por contenedor utilizada para el cálculo de la

EUN por parte de las plantas fue de 7.4 g (tratamiento S1), 3.8 g (tratamiento S2), 3.4 g (tratamiento F1) y 1.9 g (tratamiento F2). La tasa de extracción de N por parte de las plantas y por unidad de tiempo, se calculó según lo descrito en el apartado 3.2.1.3.

#### 3.2.2.4. Registro de la temperatura ambiental, del sustrato y de las precipitaciones durante el Exp. 2

La T ambiental media y la pluviometría acontecidas durante este experimento (Fig. 3.3), fueron obtenidas de la misma estación meteorológica descrita en el apartado 3.2.1.4 del Exp. 1. La T del sustrato de los tratamientos F1 y F2, fue medida en continuo a lo largo del experimento mediante la sonda termométrica ya descrita en el Exp. 1 (apartado 3.2.1.4), para después definir la variable meteorológica  $H_{T21}$  (apartado 3.2.1.5).



**Fig. 3.3.** Temperatura ambiental media y pluviometría correspondiente al año 2010 en la localidad de Cabrils (Barcelona).

### 3.2.2.5. Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos desarrollados en este experimento se corresponden con los descritos en el Exp. 1 (apartado 3.2.1.5).

## 3.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 3.3.1. Experimento con *Viburnum tinus* L. cv. 'Eve Price' (Exp. 1)

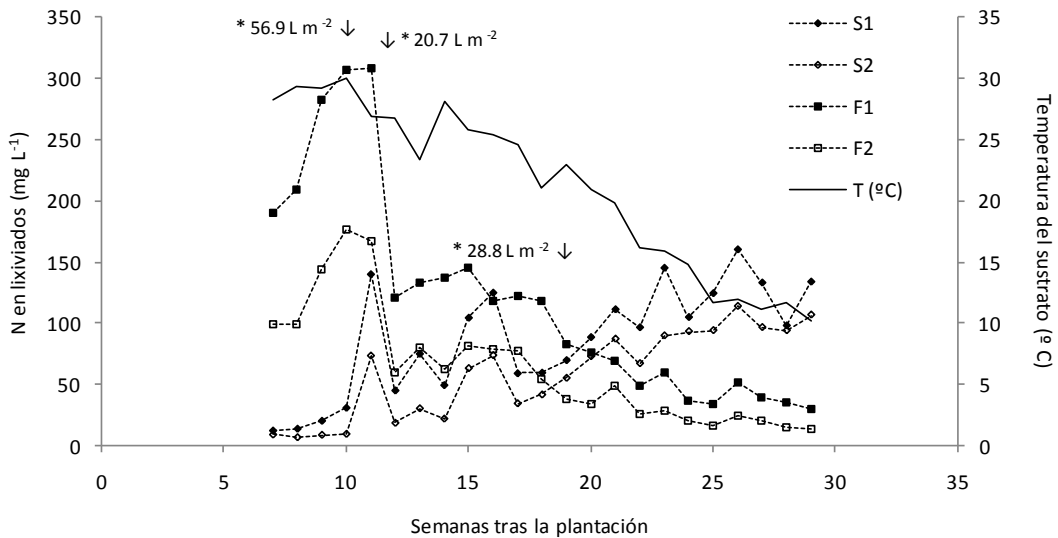
#### 3.3.1.1. Nitrógeno y parámetros físico-químicos de los lixiviados

El  $\text{N-NO}_3^-$  fue la única forma de N detectada en los lixiviados de todos los tratamientos, a pesar de que el ratio  $\text{NO}_3^- : \text{NH}_4^+$  aportado a los tratamientos con FLC fuera de 1:1.1. Así, el  $\text{N-NO}_3^-$  representó el 100 % del N total en los lixiviados de los tratamientos con SN, el 98 % en los lixiviados del tratamiento F1 y el 99 % en los lixiviados del tratamiento F2. Otros autores han referido resultados análogos en cuanto a la forma soluble de N detectada en los lixiviados aunque se aplicaran diferentes modos de fertilización y dosis. La causa principal es que los procesos de nitrificación son muy activos en el sustrato, debido a las condiciones especiales que se dan en los cultivos realizados en contenedor respecto a los cultivos en suelo natural (Cabrera, 1997; Fernández-Escobar *et al.*, 2004; Olliet *et al.*, 2004, Merhaut *et al.*, 2006 Medina *et al.*, 2008). Otros factores como la composición y la T del sustrato, la frecuencia y volumen de irrigación y la fracción de lixiviación (FL), también afectan a que la forma de N predominante en los lixiviados sea la de  $\text{N-NO}_3^-$  (Cabrera, 1997).

La concentración de N medida en los lixiviados a lo largo del cultivo presentó una evolución diferente en función del modo de fertilización, siendo la concentración proporcional a la dosis aportada de N por cada modo de fertilización. Durante las 10 primeras semanas de cultivo, la concentración media de N en los lixiviados de los tratamientos con FLC se mantuvo elevada, siendo de  $260 \text{ mg N L}^{-1}$  en el tratamiento F1 y de  $130 \text{ mg N L}^{-1}$  en el tratamiento F2 (Fig. 3.4). Sin embargo, durante este mismo periodo, la concentración media de N en los lixiviados correspondiente a los tratamientos S1 y S2, fue de  $19.4 \text{ mg L}^{-1}$  y de  $8.4 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente (Fig. 3.4). Hay autores que han observado un patrón de lixiviación de  $\text{N-NO}_3^-$  similar cuando también

### 3 · RESULTADOS Y DISCUSIÓN EXPERIMENTO I

aplicaban FLC, siendo su concentración muy elevada en los lixiviados durante las primeras semanas de cultivo. La alta concentración parece estar relacionado con la forma de aplicar los FLC (incorporados en hoyos realizados manual o mecánicamente en la zona radicular, mezclados con el sustrato o dispuestos sobre la superficie del sustrato) y con el sistema de riego (Alam *et al.*, 2009).



**Fig. 3.4.** Concentración de N ( $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ ) en los lixiviados y temperatura del sustrato en el transcurso de un cultivo de *Viburnum tinus* L. cv. 'Eve Price' al que se le aplicó con solución nutritiva una cantidad total de 3.2 g N (S1) o 2.4 g N (S2) por contenedor o, con fertilizante de liberación controlada, 5.5 g N (F1) o 4.0 g N (F2) por contenedor. \*Precipitación.

En relación al uso de FLC y de su dependencia con la T para liberar los nutrientes que contiene, cabe destacar que la T del sustrato se mantuvo por encima de los 21 °C durante las primeras 19 semanas de cultivo, y después fue disminuyendo progresivamente hasta la finalización del mismo (Fig. 3.4). Por otra parte, a finales de la semana 10 de cultivo se produjo una intensa precipitación, seguida de otra menos intensa a finales de la semana 11 (Fig. 3.4). La elevada FL provocada por la primera precipitación, produjo una elevada concentración de N en los lixiviados de todos los tratamientos en la semana 11 de cultivo, respecto a la concentración medida en semanas anteriores (Fig. 3.4). Debido a que la liberación de los nutrientes contenidos

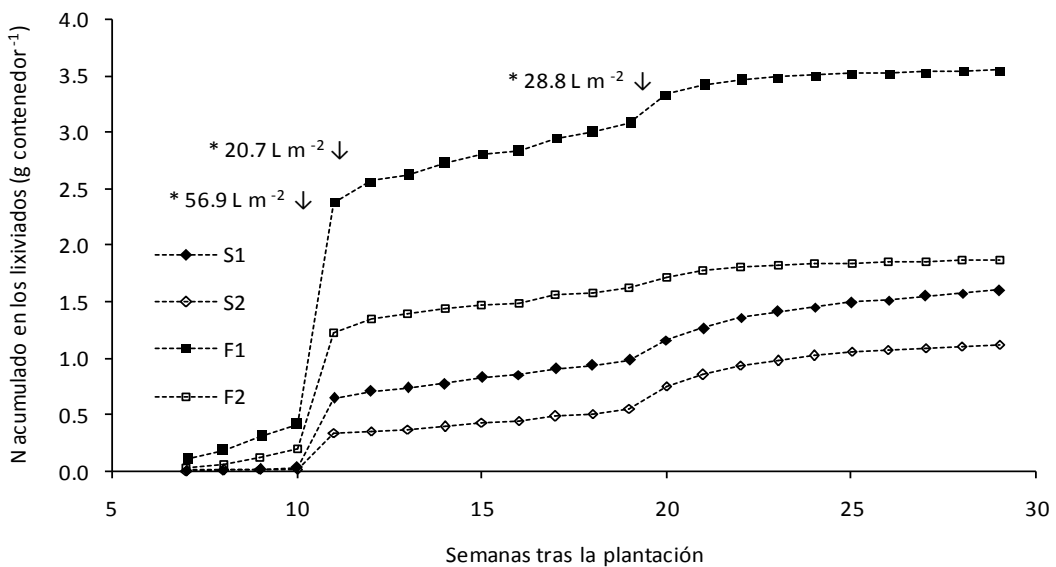
en los gránulos de FLC se ve acelerada con T superiores a los 21 °C en el sustrato, pudo darse una liberación más rápida a la esperada durante las primeras 11 semanas de cultivo, quedando el N acumulado en el sustrato. Al aumentar la FL con la lluvia antes descrita a finales de la semana 10, se pudo provocar el arrastre de N del sustrato al exterior. Algo similar pudo ocurrir en los dos tratamientos con SN, de manera que la adición de N con cada riego, pudo provocar una acumulación del mismo en el sustrato y después ser lavado por la intensa precipitación. Sin embargo, la segunda precipitación descrita para finales de la semana 11 de cultivo, produjo una disminución significativa de la concentración de N en los lixiviados de todos los tratamientos en la semana 12 (Fig. 3.4). Probablemente, tras el intenso efecto de lavado provocado por la lluvia ocurrida a finales de la semana 10, todo el N acumulado en la solución del sustrato fue arrastrado al exterior, por lo que la segunda lluvia a finales de la semana 11 produjo una disminución de la concentración de N en los lixiviados, ya que todo el N fue arrastrado la semana anterior.

A finales de la semana 19 de cultivo se produce una tercera precipitación, la cual no aumenta la concentración de N en los lixiviados (Fig. 3.4), a diferencia de lo descrito anteriormente. A partir de la semana 19 de cultivo, la concentración de N en los lixiviados de los tratamientos S1 y S2, supera a la concentración de N de la SN aportada (Fig. 3.4). Desde la semana 20 y hasta la finalización del cultivo, la concentración de N comienza a ser menor en los lixiviados de los tratamientos F1 y F2 respecto a la concentración medida en los lixiviados de los tratamientos S1 y S2 (Fig. 3.4). Este hecho podría indicar que, efectivamente, el N contenido en los gránulos del FLC se liberó rápidamente en las primeras semanas de cultivo (mayor concentración de N en los lixiviados de los tratamientos F1 y F2) y después la velocidad de liberación del N se ralentiza (disminución progresiva en la concentración de N) (Fig. 3.4). Por el contrario, el aumento progresivo en la concentración de N de los lixiviados de los tratamientos S1 y S2, podría volver a indicar una acumulación de N en el sustrato aportado con cada riego a lo largo del cultivo.

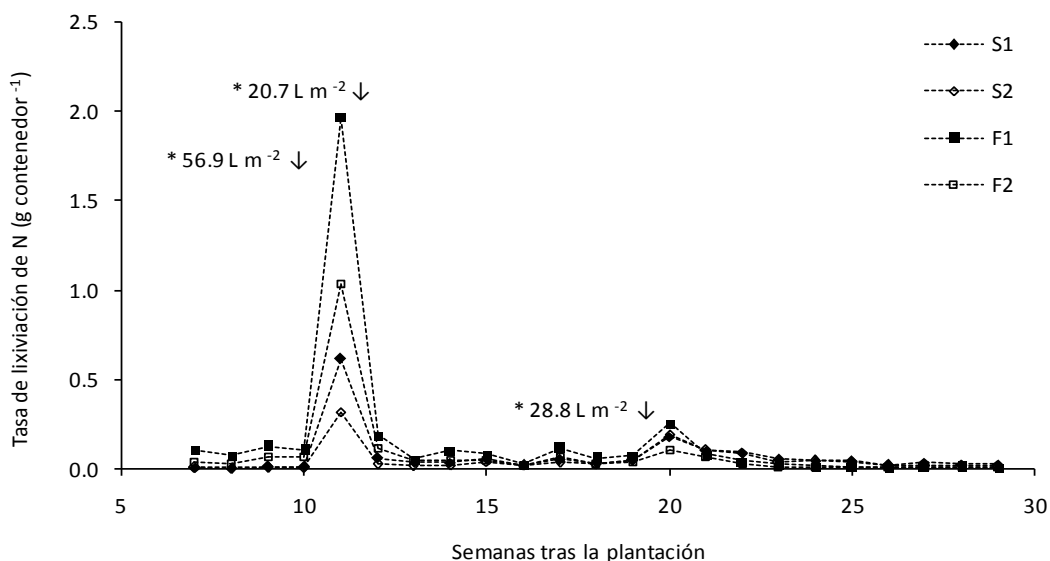
### 3 · RESULTADOS Y DISCUSIÓN EXPERIMENTO I

La cantidad de N acumulada en los lixiviados fue proporcional a la cantidad de N aplicada con el fertilizante, siendo mayor en los lixiviados del tratamiento F1 (mayor cantidad de  $N_A$ ) y menor en los del tratamiento S2 (menor cantidad de  $N_A$ ) (Fig. 3.5 a).

La coincidencia, antes mencionada, de una intensa precipitación, T elevadas y el aumento de la concentración de N en los lixiviados a finales de la semana 10 de cultivo, provocó también un aumento de la cantidad de N perdido por lixiviación en todos los tratamientos (Fig. 3.5 a y 3.5 b), siendo este efecto más pronunciado en aquellos tratamientos que recibieron una cantidad de  $N_A$  mayor (tratamientos F1 y F2). La estrategia de irrigación, la forma de aplicar los FLC (Alam *et al.*, 2009) y la T del sustrato (Cabrera, 1997), son factores que se relacionan con un aumento en la cantidad de  $N-NO_3^-$  acumulado en los lixiviados de cultivos fertilizados con FLC (Fig. 3.5 a y 3.5 b).



**Fig. 3.5.a.** Pérdidas de N ( $N-NO_3^- + N-NH_4^+$ ) en el transcurso de un cultivo en contenedor al exterior de *Viburnum tinus* L. cv. 'Eve Price' al que se le aplicó con solución nutritiva una cantidad total de 3.2 g N (S1) o 2.4 g N (S2) por contenedor o, con fertilizante de liberación controlada, 5.5 g N (F1) o 4.0 g N (F2) por contenedor. \*Precipitación.



**Fig. 3.5.b.** Tasa de lixiviación de N ( $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ ) en el transcurso de un cultivo en contenedor al exterior de *Viburnum tinus* L. cv. 'Eve Price' al que se le aplicó con solución nutritiva una cantidad total de 3.2 g N (S1) o 2.4 g N (S2) por contenedor o, con fertilizante de liberación controlada, 5.5 g N (F1) o 4.0 g N (F2) por contenedor. \*Precipitación.

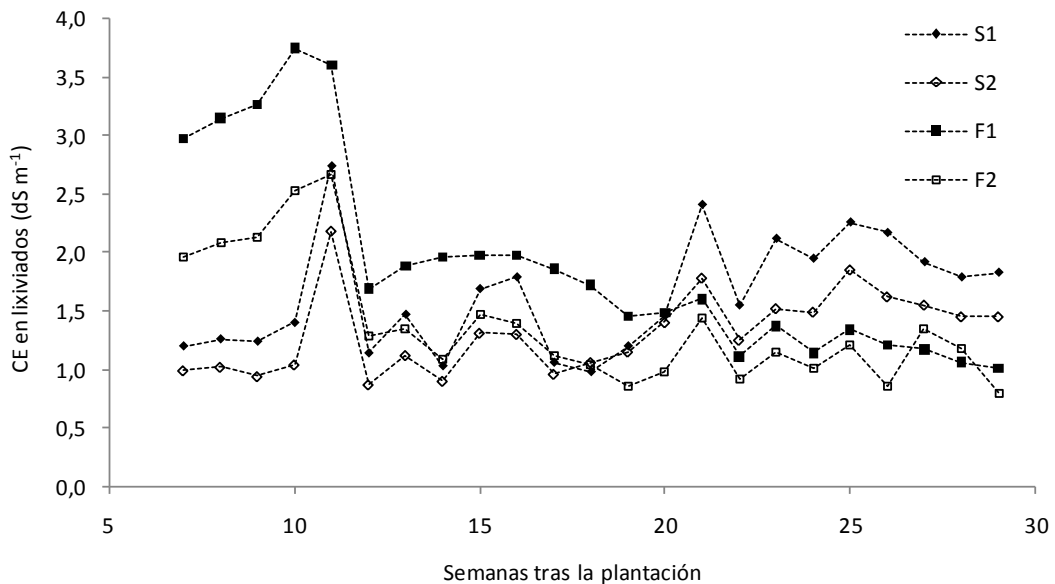
A finales de la semana 19 de cultivo se produjo una tercera precipitación, la cual hace aumentar la cantidad de N en los lixiviados de todos los tratamientos debido a un aumento en la FL (Fig. 3.5 a y 3.5 b). Aún así, este aumento en la cantidad de N lixiviada no es tan significativo como el ocurrido a finales de la semana 10 de cultivo, ya que, como se ha comentado anteriormente, la concentración de N no aumenta significativamente.

El efecto de la intensa precipitación y de la elevada T del sustrato sobre la concentración y la cantidad de N lixiviado antes descrito, también se produce sobre la CE medida en los lixiviados (Fig. 3.6). De esta manera, el patrón que sigue la CE a lo largo del cultivo es muy similar al que sigue la concentración de N en los lixiviados. Así, la CE de los lixiviados de ambos tratamientos fertilizados con FLC (tratamientos F1 y F2) fue elevada durante las primeras 10 semanas de cultivo en comparación a la de los tratamientos que recibieron SN (tratamientos S1 y S2). Con el paso del tiempo, la CE de los lixiviados de los tratamientos S1 y S2 tiende a aumentar y la de los tratamientos



### 3 · RESULTADOS Y DISCUSIÓN EXPERIMENTO I

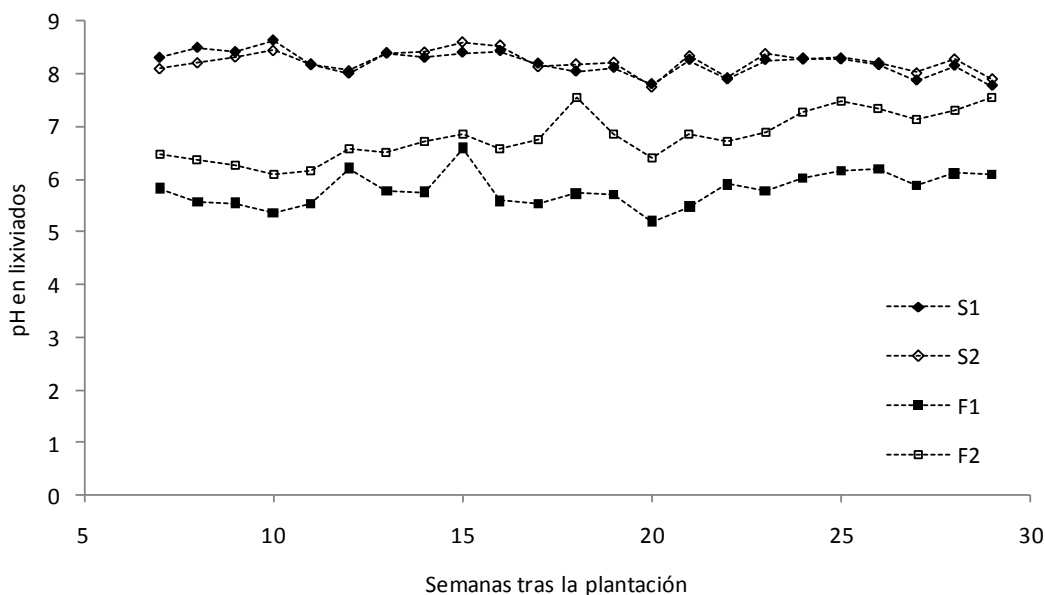
F1 y F2 tiende a disminuir (Fig. 3.6). A partir de la semana 19-20 de cultivo esta situación se invierte, es decir, la CE de los lixiviados de los tratamientos F1 y F2 comienza a disminuir respecto a la de los tratamientos S1 y S2 (Fig. 3.6). Esta evolución en el patrón de la CE en función del modo de fertilización, se corresponde con lo descrito anteriormente para la concentración de N en los lixiviados.



**Fig. 3.6.** Conductividad eléctrica (CE) en los lixiviados durante el transcurso de un cultivo al exterior en contenedor de *Viburnum tinus* L. cv. 'Eve Price' al que se le aplicó con solución nutritiva una cantidad total de 3.2 g N (S1) o 2.4 g N (S2) por contenedor o, con fertilizante de liberación controlada, 5.5 g N (F1) o 4.0 g N (F2) por contenedor.

Cabrera (1997) y Merhaut *et al.* (2006) también observaron una CE alta en los lixiviados al inicio de sus ensayos empleando FLC. Estos autores relacionan los valores medidos de CE con la liberación de las sales solubles contenidas en los FLC debido a una T elevada en el sustrato. De esta manera, los nutrientes contenidos en el FLC disminuyen a lo largo del tiempo, debido a su liberación gradual, por lo que también disminuye la CE de los lixiviados y aunque, ya al final del periodo de producción la T del sustrato sea elevada, la CE no aumenta de forma remarcable.

El pH de los lixiviados mostró un patrón de valores muy definido en función del modo de fertilización y/o de la dosis de N aplicada, siendo sus valores relativamente estables a lo largo del cultivo para cada tratamiento. De este modo, el pH de los tratamientos S1 y S2 se mantuvo básico y estable (en un intervalo de 7.8 a 8.6), con valores muy similares entre ellos durante todo el cultivo y superiores al de la SN aplicada (Tabla 3.1). Sin embargo, en los tratamientos F1 y F2 el pH fue menor que en los otros tratamientos, y más ácido al aumentar la dosis de N aplicado (tratamiento F1). Así, el intervalo de pH en los lixiviados del tratamiento F1 varió entre 5.2 y 6.6 y en el tratamiento F2, entre 6.1 y 7.6 (Fig. 3.7). Hacia el final del cultivo, el pH de los lixiviados del tratamiento F2 tiende a aumentar, alcanzando un valor próximo al de los tratamientos con SN (Fig. 3.7).



**Fig. 3.7.** pH en los lixiviados en el transcurso de un cultivo al exterior en contenedor de *Viburnum tinus* L. cv. 'Eve Price' al que se le aplicó con solución nutritiva una cantidad total de 3.2 g N (S1) o 2.4 g N (S2) por contenedor o, con fertilizante de liberación controlada, 5.5 g N (F1) o 4.0 g N (F2) por contenedor.

Merhaut *et al.* (2006), obtuvieron resultados análogos al aplicar distintos FLC a un sustrato aunque se regara con agua de pH 7.5. Estos autores sugieren que el sustrato y/o los FLC usados en su estudio tuvieron una influencia sobre el pH de los

lixiviados. Lang y Elliott (1991) explican que el tipo de medio, la formulación y la dosis de N aplicado a un cultivo y la presencia de plantas, afectan a la nitrificación que se pueda dar en el sustrato, lo que hace disminuir el pH del medio acuoso que rodea la rizosfera hasta alcanzar un pH menor de 5 (Niemiera y Wright, 1986). Por otra parte, si la planta absorbe más cationes que aniones en la solución del medio de cultivo, las raíces liberan  $H^+$  al medio acuoso para conservar el balance eléctrico y el pH de la solución del sustrato o del lixiviado disminuye respecto al del agua o el de la SN aportada (Alarcón, 2002; Argo y Biernbaum, 1996). Si ocurriera lo contrario, las raíces liberan  $OH^-$  al medio produciendo el efecto contrario, es decir, aumenta el pH de la solución del sustrato o del drenaje respecto al aportado. Este último caso o la formación de bicarbonato por disolución del  $CO_2$ , podrían explicar que el pH de los lixiviados de los dos tratamientos que recibieron SN, se mantuviera básico y superior al pH de la SN aplicada (Alarcón, 2002; Argo y Biernbaum, 1996).

#### 3.3.1.2. Productividad del cultivo

Los diferentes tratamientos aplicados no produjeron efectos diferentes en la concentración de N en las plantas (Tabla 3.5), pero sí los produjeron en el resto de parámetros determinados. La aplicación del tratamiento S2 a las plantas (menor cantidad de  $N_A$ ), dio lugar a los menores índices de productividad en comparación con los otros tres tratamientos (Tabla 3.5). Si bien, tanto la biomasa alcanzada por las plantas de los tratamientos F1 y F2 como la eficiencia en el uso del N (EUN), no fueron significativamente diferentes de las alcanzadas por las plantas del tratamiento S2 (Tabla 3.5).

El efecto del tratamiento S1 fue significativamente mayor al del resto de tratamientos en cuanto a la cobertura foliar (CF) y a la EUN para la producción de biomasa (Tabla 3.5). De esta manera, cuando se aplica SN al cultivo, las dosis ensayadas en este estudio determinan efectos diferentes en todos los parámetros de crecimiento de las plantas, siendo estos efectos más favorables para las plantas cuando se aplica una SN a mayor concentración de nutrientes. Sin embargo, cuando se

aplica FLC al cultivo, las dosis aplicadas en este estudio no mostraron efectos significativamente diferentes para todos los parámetros de crecimiento medidos en las plantas, siendo su efecto similar a cuando se aplica la SN de mayor concentración. En este caso, y a diferencia de lo descrito para los tratamientos S1 y S2, una mayor cantidad de  $N_A$  mediante FLC no produce un mayor crecimiento de las plantas, probablemente debido a la elevada pérdida de N ocurrida en estos tratamientos al inicio del cultivo, cuando las necesidades nutricionales no eran máximas. En base a estos resultados y desde un punto de vista medioambiental, la aplicación de la menor dosis de N con FLC (tratamiento F2) sería suficiente y más adecuada a la hora de obtener un crecimiento óptimo de las plantas con menor cantidad de N perdido por lixiviación.

**Tabla 3.5.** Efecto de la estrategia de fertilización en la altura (H), cobertura foliar (CF), contenido relativo en clorofila (CRC), índice del tamaño de la planta (ITP)  $((H+\text{diámetro})/2)$ , concentración de N en planta, incremento de biomasa total producida durante el cultivo ( $\Delta BT$ ) y eficiencia en el uso del N (EUN)  $(\Delta BT / N_A)$  en un cultivo de *Viburnum tinus* L. cv. 'Eve Price' de 7 meses de duración.

Parámetros	Tratamientos			
	S1	S2	F1	F2
H (cm) (n=21)	***23.2 a	***16.5 b	***22.5 a	***21.2 a
CF (cm <sup>2</sup> ) (n=21)	***382 a	***149 c	***267 b	***256 b
CRC (SPAD) (n=21)	**50.4 a	**26.0 b	**45.0 a	**48.0 a
ITP (n=21)	**22.5 a	**14.7 b	**19.8 a	**19.4 a
$\Delta BT$ (g) (n=3)	**29.5 a	**14.7 b	**24.1 ab	**22.4 ab
N planta (%) (n=3)	<sup>ns</sup> 2.2	<sup>ns</sup> 1.9	<sup>ns</sup> 2.0	<sup>ns</sup> 1.9
EUN (g g <sup>-1</sup> ) (n=3)	**9.2 a	**6.1 b	**4.4 b	**5.6 b

<sup>y</sup> Dos medias situadas en la misma columna no seguidas de la misma letra son significativamente diferentes según el test de Tukey a un nivel de probabilidad de  $P \leq 0.05$ .  
 \*\*\* $p < 0.001$ , \*\* $p < 0.01$ , <sup>ns</sup> $p > 0.05$

#### 3.3.1.3. Balance de nitrógeno

En general, la cantidad de N acumulado por las plantas fue baja en todos los tratamientos, siendo esta cantidad significativamente mayor en las plantas del tratamiento S1 respecto a los otros tres tratamientos (Tabla 3.6). Ristvey *et al.*, (2004) midieron una cantidad relativa máxima del 24 % del N aportado en un cultivo de *Ilex cornuta x regosa*. Estos valores y los registrados en el presente estudio, con una cantidad de N relativa y máxima del 13 % en las plantas del tratamiento S1, están muy por debajo del 47 % medido en otro estudio con plantas leñosas (Cabrera, 2003).

Una cantidad remarcable del  $N_{PD}$  se acumuló en el sustrato, en un rango del 34 al 54 %, sin ser esta cantidad significativamente diferente entre los distintos tratamientos aplicados (Tabla 3.6). Este rango es muy elevado en comparación al descrito en otros estudios. Por ejemplo, Cabrera (2003), en un experimento con plantas leñosas ornamentales cultivadas en invernadero, registró contenidos relativos de N en el sustrato del 4 al 6 % del N respecto del N total aportado, siendo la composición del sustrato una mezcla de 2 turba rubia de esfagno : 1 vermiculita : 1 arena (por volumen). Ristvey *et al.* (2004), refieren valores entre el 1 y el 3 % del N aportado en un cultivo de plantas ornamentales leñosas de tres años de duración, empleando un sustrato a base de compost de corteza de pino. Debido a que el sustrato empleado en este estudio fue el mismo en todos los tratamientos, la dosis de N aplicada en cada caso y las propias características del sustrato, en comparación al usado en otros estudios, pudieron determinar procesos diferentes en los mismos. El incremento de N orgánico en el sustrato detectado al final del experimento respecto al contenido inicial, podría indicar una inmovilización de N inorgánico por parte de la biomasa bacteriana presente en el sustrato que lo hubiera transformado a N orgánico. Este hecho ha sido observado cuando la corteza de pino no ha sido compostada de forma adecuada (Raviv *et al.*, 2002).

**Tabla 3.6.** Balance de N para un cultivo en contenedor al exterior de *Viburnum tinus* L. 'Eve Price' con una cantidad de N potencialmente disponible por contenedor ( $N_{PD}$ ) de 5.1 g (S1) o 4.3 g (S2) aportados con solución nutritiva o de 7.4 g (F1) o 5.9 g (F2) aportados con fertilizante de liberación controlada.

Tratamientos N	S1		S2		F1		F2	
	%	g/cont	%	g/cont	%	g/cont	%	g/cont
Planta	**13 a	0.7	**6 b	0.3	**7 b	0.5	**8 b	0.5
Sustrato	<sup>ns</sup> 54	2.7	<sup>ns</sup> 42	1.8	<sup>ns</sup> 34	2.5	<sup>ns</sup> 43	2.5
Lixiviado	<sup>~</sup> 31 b	1.6	<sup>~</sup> 26 b	1.1	<sup>~</sup> 48 a	3.6	<sup>~</sup> 32 b	1.9
Restante en								
FLC	-	-	-	-	<sup>ns</sup> 5	0.4	<sup>ns</sup> 5	0.3
Nd	<sup>ns</sup> 2	0.1	<sup>ns</sup> 26	1.1	<sup>ns</sup> 6	0.4	<sup>ns</sup> 12	0.7

<sup>y</sup> Dos medias situadas en la misma línea no seguidas de la misma letra son significativamente diferentes según el test de Tukey a un nivel de probabilidad de  $P \leq 0.05$ . \*\* $p < 0.001$ , \* $p < 0.01$ , <sup>ns</sup>  $p > 0.05$ . Nd = no detectado.

Del total de  $N_{PD}$  para cada tratamiento, entre el 26 y el 48 % se perdió por lixiviación, siendo la cantidad de N lixiviada por el tratamiento F1 (mayor cantidad de  $N_{PD}$ ) significativamente mayor al resto de tratamientos (Tabla 3.6). Aunque la cantidad de  $N_{PD}$  para las plantas del tratamiento F2 fuera mayor que el de los tratamientos S1 y S2, no se detectaron diferencias significativas entre las pérdidas de N relativas para estos tres tratamientos (Tabla 3.6). En cultivos de plantas ornamentales en contenedor realizados bajo condiciones de clima Mediterráneo templado, como el de este experimento, se han registrado empleando fertirrigación aplicada mediante goteo, unas pérdidas de agua y de nutrientes por lixiviación de hasta el 50 % respecto a lo aportado (Marfà *et al.*, 2006). Otros autores, en diversas situaciones agroclimáticas, también han registrado valores similares próximos al 50 % de N perdido al medio por lixiviación (Niemiara y Leda, 1993; Cabrera, 2003).

En experimentos previos con cultivos en contenedor de *Viburnum tinus* L. bajo diferentes condiciones meteorológicas y usando sustratos de diversos orígenes, también se detectaron pérdidas de N por lixiviación superiores al 50 % (Guérin *et al.*,

### 3 · RESULTADOS Y DISCUSIÓN EXPERIMENTO I

---

2001). Por otra parte, la lixiviación de  $\text{NO}_3^-$  puede verse favorecida por una serie de factores como una tasa de nitrificación elevada, el estadio de crecimiento del cultivo, un sustrato inestable o inadecuado, o por una baja tasa de desnitrificación según las condiciones ambientales. Estos factores pueden contribuir a grandes pérdidas del N contenido en los fertilizantes, pudiendo provocar también la contaminación por  $\text{NO}_3^-$  de los acuíferos cercanos (Atlas y Bartha, 2002).

Al final del experimento se detectó que los gránulos de FLC mezclados con el sustrato de los tratamientos F1 y F2, contenían el 5 % del  $\text{N}_{\text{PD}}$  (Tabla 3.6). En estudios de otros autores, se ha observado que la cantidad de N restante en el interior de los gránulos es mayor que el registrado en nuestro experimento. Por ejemplo, Hershey y Paul (1982), detectaron que entre el 20 y el 21 % de N permanecía al final del cultivo en los gránulos de un formulado de Osmocote 14N-6.1P-11.6K con una longevidad de 3 a 4 meses, el cual fue aportado a un cultivo en invernadero de 3 meses de duración a 20 °C. De manera similar, Niemiera y Leda (1993), midieron el 23 % de N en el interior de unos gránulos de Osmocote 14N-6.1P-11.6K tras 3 meses de ensayo a 22 °C. En otro estudio realizado en condiciones controladas en laboratorio, Lamont *et al.* (1987) sometieron a incubación durante 19 semanas a 45 °C dos formulados de Osmocote 19N-4.8P-8.3K y 18N-2.6P-8.7K, ambos de 8-9 meses de longevidad, observando que en el interior de los gránulos permaneció del 20 al 28 % de N. Según las especificaciones del fabricante del FLC usado en el Exp. 1, la longevidad del fertilizante se refiere a una T base de 21 °C, por lo que una T superior durante el cultivo podría disminuir el tiempo de liberación de los nutrientes. Debido a que la T media del sustrato registrada en el Exp. 1 fue superior a 21 °C durante la mayor parte del cultivo (Fig. 3.4), se deduce que la liberación de los nutrientes contenidos en los gránulos fue más rápida que la estimada por el fabricante. Este hecho es coherente, como ya se comentó, con la evolución de la concentración de N en los lixiviados de los tratamientos F1 y F2 (Fig. 3.4), y explicaría que la cantidad relativa y absoluta de N en el interior de los gránulos al final del cultivo, fuera más baja que la descrita en la bibliografía.

La cantidad relativa de  $N_{pD}$  no detectada en el balance de N, varió entre el 2 y el 26 % dependiendo del tratamiento. Normalmente, en otros estudios donde se ha realizado el balance de N de un cultivo, esta cantidad se atribuye a pérdidas de N por volatilización de  $NH_3$  o bien por desnitrificación. Así, Cabrera (2003) refiere pérdidas de N relativas por desnitrificación del 23 al 41 % respecto al aplicado y Niemiera y Leda (1993) entre el 13 y el 51 %. La magnitud de la desnitrificación depende tanto de los microorganismos desnitrificadores presentes en el sustrato y de las condiciones ambientales que puedan favorecer su desarrollo y actividad (Shirivedhin y Gray, 2006).

#### *3.3.1.4. Modelo de regresión lineal múltiple para la predicción de la concentración de nitrógeno en los lixiviados*

La precipitación y la T del sustrato registradas durante el experimento fueron utilizadas para establecer las variables PR y  $H_{T21}$  (descritas en el apartado 3.2.1.5). Mediante un modelo de regresión lineal múltiple, se determinó la posible relación entre estas variables y la concentración de N en los lixiviados (Ec. 3.2). De manera general, los resultados ponen de relieve la influencia de las condiciones meteorológicas acontecidas durante la realización del Exp. 1, caracterizadas por un amplio rango de T y episodios de precipitación intensa (Fig. 3.3), en la concentración de N medida en los lixiviados.

La elevada significación del coeficiente de determinación del modelo, permitió estimar la concentración de N de los lixiviados de los tratamientos fertilizados con FLC mediante las variables  $H_{T21}$  y PR descritas (Tabla 3.7). Sin embargo, el modelo mostró que la concentración de N en los lixiviados de ambos tratamientos a los que se les aplicó SN mediante fertirrigación, no está relacionada con la variable PR pero puede ser estimada mediante la variable  $H_{T21}$  en una relación inversa (Tabla 3.7).

En el caso de los tratamientos S1 y S2, el hecho de que la concentración de N en los lixiviados no se relacione con la variable PR, podría ser debido a que la concentración de N aplicada continuamente mediante fertirrigación fue relativamente baja, por lo que la concentración de N en la solución del sustrato, no sería



### 3 · RESULTADOS Y DISCUSIÓN EXPERIMENTO I

excesivamente elevada en comparación con los dos tratamientos con FLC. Estos resultados están de acuerdo con un estudio previo similar con *Viburnum tinus* L., en el que se aplicó una SN de composición análoga a la del Exp. 1 y se controló la concentración de N en la solución del sustrato mediante el método de los percolados provocados (Marfà *et al.*, 2002). Cuando la T del sustrato supera los 21 °C de manera prolongada, la concentración de N en los lixiviados de los tratamientos S1 y S2 tiende a disminuir. De manera general, una T elevada en el sustrato tiene un efecto positivo en la absorción de nutrientes por las raíces (especialmente de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) y, por lo tanto, en el crecimiento de las plantas (Alarcón, 2006). Al aplicar SN mediante fertirrigación, el modelo explicaría esta absorción de N por las plantas, ya que su concentración disminuye en los lixiviados al aumentar la T del sustrato.

**Tabla 3.7.** Ecuaciones obtenidas del modelo de regresión lineal múltiple ( $Y = A + \beta_1 \times PR + \beta_2 \times H_{T21}$ ) para la predicción de la concentración de N en los lixiviados (variable dependiente) en función de los parámetros  $H_{T21}$  y PR (variables independientes) para un cultivo en contenedor al exterior de *Viburnum tinus* L. cv. 'Eve Price' fertilizado con solución nutritiva (tratamientos S1 y S2) o con fertilizante de liberación controlada (tratamientos F1 Y F2).

N (mg L <sup>-1</sup> )						
n = 23						
Tratamientos	Parámetros	Valor	p-valor	R <sup>2</sup>	F-valor	p-valor
S1	A	124.3	<0.0001	0.65	69.8	<0.0001
	$\beta_1$	-0.2	0.6963			
	$\beta_2$	-0.1	<0.0001			
S2	A	93.8	<0.0001			
	$\beta_1$	-0.1	0.7755			
	$\beta_2$	-0.1	<0.0001			
F1	A	35.1	<0.0001	0.89	105.6	<0.0001
	$\beta_1$	1.8	<0.0001			
	$\beta_2$	0.1	<0.0001			
F2	A	18.3	0.0286			
	$\beta_1$	1.1	0.0067			
	$\beta_2$	0.1	<0.0001			

Como ya se ha expuesto, si se aplican FLC y la T del sustrato supera los 21 °C prolongadamente, la liberación de nutrientes puede acelerarse. En este caso, aunque la absorción de nutrientes por parte de la planta sea elevada al aumentar la T, la liberación de nutrientes podría estar en exceso respecto a los requerimientos nutricionales. Este exceso de nutrientes podría conllevar a una acumulación de N en el sustrato de los tratamientos con FLC, por lo que al producirse un evento de precipitación intensa como la ocurrida durante el cultivo de este estudio, la concentración de N en los lixiviados aumenta considerablemente respecto de la concentración medida en los lixiviados de los tratamientos con SN (Fig. 3.4).

#### 3.3.1.5. Conclusiones parciales

- El  $\text{N-NO}_3^-$  fue la única forma de N detectada en los lixiviados de todos los tratamientos.
- El modo de fertilización dio lugar a una evolución diferente en la concentración de N en los lixiviados. La aplicación de FLC produjo una elevada concentración de N en los lixiviados durante las primeras semanas de cultivo, sin ajustarse al patrón previsto en las especificaciones del producto. Por el contrario, la aplicación de SN produjo el aumento progresivo de la concentración de N en los lixiviados. La magnitud de ambos patrones fue proporcional a la cantidad de N aplicada con cada modo de fertilización.
- La evolución de la CE en los lixiviados, siguió un patrón similar al descrito anteriormente para la concentración de N.
- La aplicación de FLC dio lugar a valores de pH moderadamente ácidos e inferiores a los registrados en los lixiviados de los tratamientos con SN a lo largo del cultivo. La aplicación de 5.5 g de N por contenedor con FLC determinó un pH del lixiviado más ácido que al aplicar 4.0 g de N con FLC.
- De manera general, la productividad del cultivo se vio menos favorecida al aplicar la menor cantidad de N (2.4 g por contenedor con SN) que al aplicar cantidades superiores. En los dos tratamientos con FLC los parámetros de productividad no se diferenciaron significativamente.

- La mayor parte del N potencialmente disponible para el cultivo se perdió por lixiviación y quedó retenido en el sustrato. La aplicación de la mayor cantidad de N (5.5 g por contenedor con FLC) produjo la mayor fracción de N lixiviada, y la aplicación de 3.2 g de N con SN, la mayor fracción de N acumulada en planta.
- La correlación entre  $H_{T21}$  y la concentración de N en los lixiviados de los tratamientos con SN fue significativa e inversa y no significativa con la PR.
- Las variables PR y  $H_{T21}$  se correlacionaron positiva y significativamente con la concentración de N en los lixiviados de los tratamientos con FLC.

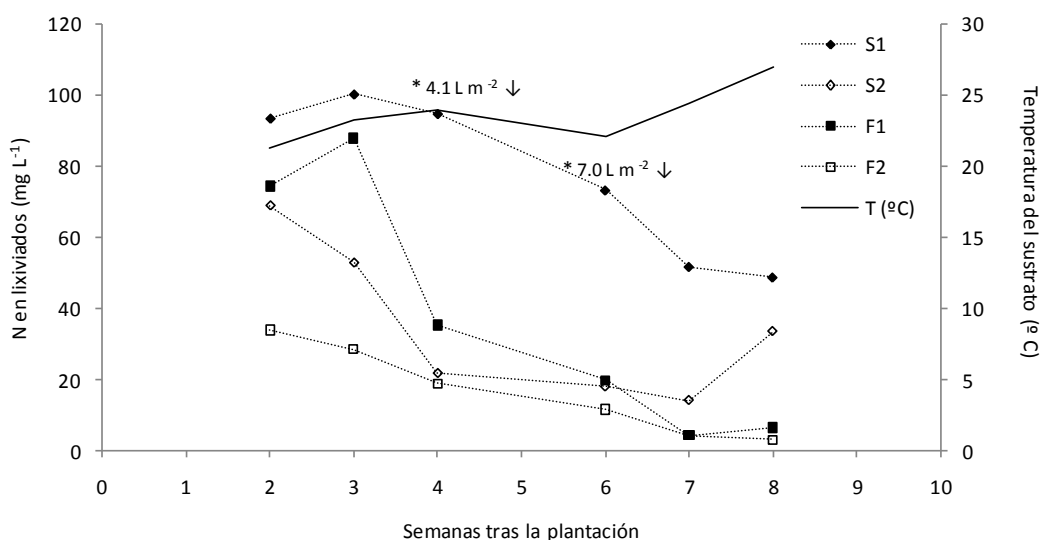
#### **3.3.2. Experimento con *Osteospermum ecklonis* (DC.) Norl. 'Purple Red' (Exp. 2)**

##### *3.3.2.1. Nitrógeno y parámetros físico-químicos de los lixiviados*

De manera similar a lo ocurrido en el Exp. 1, la forma de N predominante en los lixiviados de todos los tratamientos fue  $N-NO_3^-$ , representando del 98 al 100 % del N total lixiviado en los tratamientos con SN (tratamientos S1 y S2). En los tratamientos con FLC (tratamientos F1 y F2), esta forma de N representó entre el 73 y el 97 % del N total lixiviado durante las primeras seis semanas de cultivo y el 100 % durante las dos últimas semanas. El patrón que sigue la concentración de N en los lixiviados durante el cultivo, muestra algunas diferencias respecto al descrito en el Exp. 1:

- la tendencia de la concentración de N en los lixiviados de todos los tratamientos del Exp. 2 fue la de disminuir a lo largo del tiempo (Fig. 3.8), mientras que en el Exp. 1 la concentración de N tendía a disminuir en los tratamientos con FLC y a aumentar en los tratamientos con SN
- la concentración de N en los lixiviados de los dos tratamientos con SN no superó a la concentración de la SN aportada en ningún momento, sin embargo, en el Exp. 1 la concentración de N en los lixiviados supera a la de la SN a partir de la semana 19 de cultivo
- la concentración de N es relativamente proporcional a la cantidad de  $N_A$ , mientras que en el Exp. 1, esta proporción parece estar más asociada al modo de fertilización

La concentración de N fue más elevada en los lixiviados el tratamiento S1 (mayor cantidad de  $N_A$ ) e inferior en el tratamiento F2 (menor cantidad de  $N_A$ ), respecto al resto de tratamientos durante todo el cultivo (Fig. 3.8). Sin embargo, aunque la cantidad de  $N_A$  en el tratamiento S2 (3.8 g N) fue ligeramente más elevada que la del tratamiento F1 (3.4 g N), la concentración de N en los lixiviados fue menor que la detectada en los lixiviados del tratamiento F1 durante las primeras seis semanas de cultivo (Fig. 3.8). A partir de este momento, la concentración de N en los lixiviados del tratamiento S2 aumenta respecto a la del tratamiento F1 (Fig. 3.8).

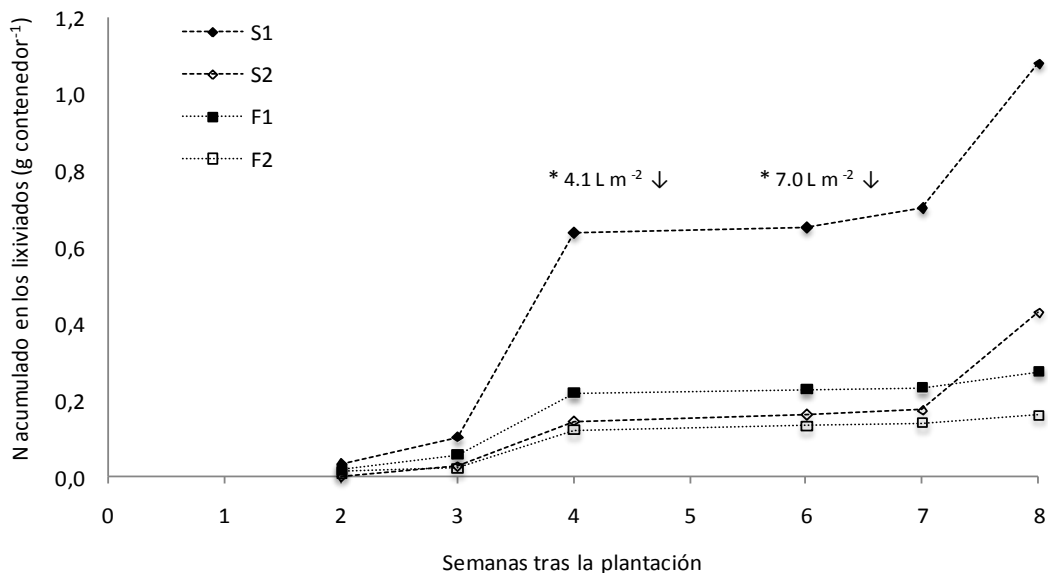


**Fig. 3.8.** Concentración de N ( $N\text{-NO}_3^- + N\text{-NH}_4^+$ ) en los lixiviados y temperatura del sustrato en el transcurso de un cultivo de *Osteospermum ecklonis* (DC.) Norl. 'Purple Red' al que se le aplicó con solución nutritiva una cantidad total de 7.4 g N (S1) o 3.8 g N (S2) por contenedor o, con fertilizante de liberación controlada, 3.4 g N (F1) o 1.9 g N (F2) por contenedor. \*Precipitación.

Cabe destacar que debido a un problema técnico con la caja electrolisimétrica que activaba el riego, el volumen de irrigación aumentó respecto al programado entre las semanas 3 - 4 y entre las semanas 7 - 8 de cultivo. Este problema se tradujo en un aumento significativo de la FL de hasta un 50 % en todos los tratamientos para los periodos descritos. En la semana 3 de cultivo, la concentración de N en los lixiviados aumenta bruscamente en el tratamiento F1 y ligeramente en el tratamiento S1, y no

aumenta en los otros dos tratamientos (Fig. 3.8). A partir de este momento, la concentración de N en los lixiviados disminuye significativamente hasta el final del cultivo en los tratamientos S1, F1 y F2, y hasta la semana 7 en el tratamiento S2. La posible acumulación de N en el sustrato que no es extraído por las plantas, unido al aumento en la FL para los periodos descritos, podría explicar el aumento de la concentración de N en los lixiviados de los tratamientos S1 y F1 en la semana 3, y del tratamiento S2 en la semana 8 de cultivo (Fig. 3.8). En el caso del tratamiento F1, es probable que se produjera una elevada liberación del N contenido en los gránulos de FLC al inicio del cultivo que no coincidió con el periodo de máxima demanda de nutrientes de las plantas.

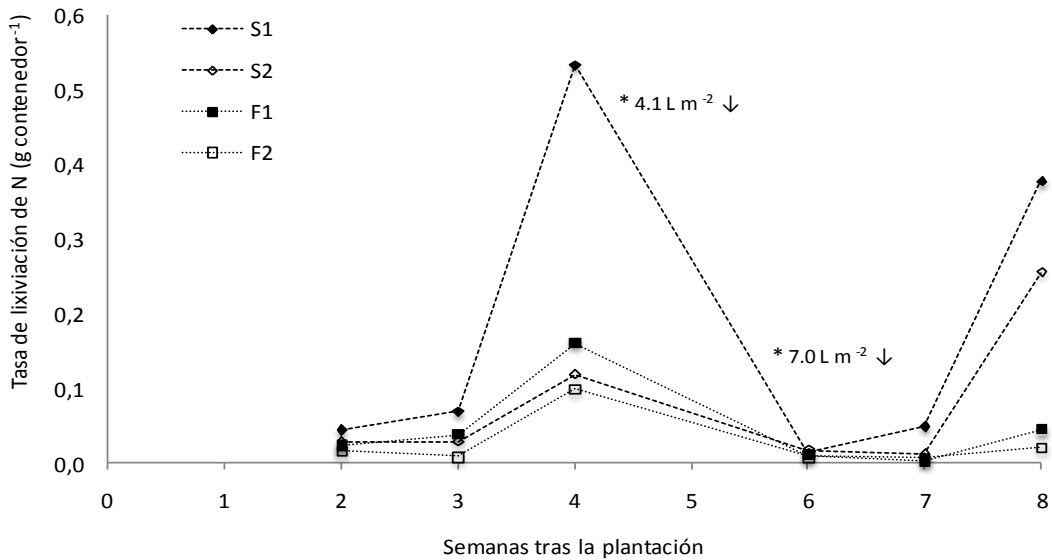
La cantidad de N acumulada en los lixiviados a lo largo del cultivo, muestra un patrón similar en función del modo de fertilización, siendo esta cantidad relativamente proporcional a la cantidad de  $N_A$  con cada modo de fertilización. El aumento en la FL debido al problema técnico para los periodos descritos, provocó un efecto en la cantidad y tasa de N lixiviado. Así, en los tratamientos con SN, entre las semanas 3 - 4 y 7 - 8 de cultivo, se produjo un aumento brusco en la cantidad de N lixiviada (Fig. 3.9 a y 3.9 b). Sin embargo, en los tratamientos que recibieron FLC, este aumento solo se observa en la semana 3-4 de cultivo (Fig. 3.9 a y 3.9 b). Estos incrementos, se corresponden con el patrón descrito para la concentración de N en los lixiviados de todos los tratamientos. Así, en los tratamientos con FLC, la elevada liberación de N en las primeras semanas de cultivo unido a un aumento en la FL, se tradujo en un aumento en la cantidad de N lixiviada (Fig. 3.9 a y 3.9 b). A partir de la semana 4 de cultivo, la concentración de N en los lixiviados de los tratamientos F1 y F2 disminuye progresivamente, por lo que la cantidad de N lixiviado se mantiene estable hasta el final del cultivo aunque vuelva a aumentar la FL en las semanas 7-8 (Fig. 3.9 a y 3.9 b).



**Fig. 3.9.a.** Pérdidas de N ( $N-NO_3^- + N-NH_4^+$ ) en el transcurso de un cultivo en contenedor al exterior de *Osteospermum ecklonis* (DC.) Norl. 'Purple Red' al que se le aplicó con solución nutritiva una cantidad total de 7.4 g N (S1) o 3.8 g N (S2) por contenedor o, con fertilizante de liberación controlada, 3.4 g N (F1) o 1.9 g N (F2) por contenedor. \*Precipitación.

Esta estabilidad en la cantidad de N lixiviado durante el periodo indicado, y exento de altas precipitaciones, podría indicar que la liberación de N del FLC fue relativamente acorde con el ritmo de extracción de nutrientes de las plantas cuando se compara con lo descrito en el Exp. 1, donde se produjo una liberación masiva de N del FLC debido a una elevada T en el sustrato y que después fue lavado por efecto de una precipitación intensa. De ahí que las pérdidas de N por lixiviación en el caso del Exp. 1 fueran más elevadas que en el caso del Exp. 2. Sin embargo, en los tratamientos con SN, el aumento en la FL para los periodos descritos anteriormente unido a una elevada concentración de N en los lixiviados, se tradujo en un aumento de la cantidad total de N lixiviado (Fig. 3.9 a y 3.9 b). En este caso, a diferencia de los tratamientos con FLC, el aporte de nutrientes mediante la SN correspondiente no se ajustó tanto a las necesidades nutricionales de las plantas.

### 3 · RESULTADOS Y DISCUSIÓN EXPERIMENTO II

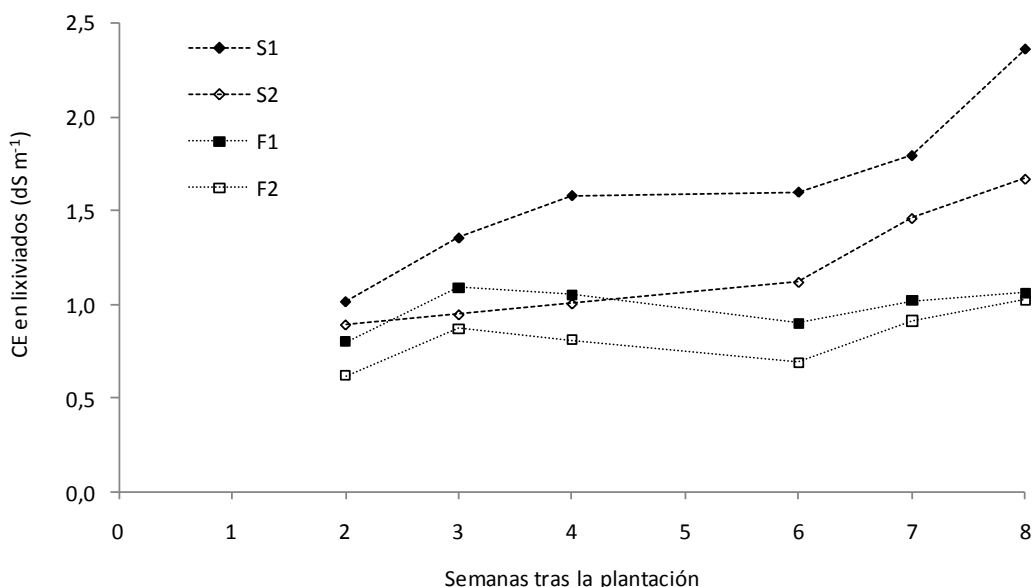


**Fig. 3.9.b.** Tasa de lixiviación de N ( $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ ) en el transcurso de un cultivo en contenedor al exterior de *Osteospermum ecklonis* (DC.) Norl. 'Purple Red' al que se le aplicó con solución nutritiva una cantidad total de 7.4 g N (S1) o 3.8 g N (S2) por contenedor o, con fertilizante de liberación controlada, 3.4 g N (F1) o 1.9 g N (F2) por contenedor. \* Precipitación.

El patrón observado para los valores de la CE en los lixiviados de cada tratamiento, fue similar para un mismo modo de fertilización. La CE media durante el periodo de cultivo fue mayor al aumentar la cantidad de  $\text{N}_A$  con cada modo de fertilización. Por otra parte, la CE media más elevada en los lixiviados fue la registrada en el tratamiento S1 (mayor  $\text{N}_A$ ) y la más baja, en el tratamiento F2 (menor  $\text{N}_A$ ) (Fig. 3.10). Además, en los tratamientos con SN, y a diferencia del patrón observado en la concentración de N en los lixiviados, el cual muestra una disminución de la concentración a lo largo del cultivo, la tendencia general de la CE fue a aumentar su valor a medida que avanzaba el cultivo (Fig. 3.10).

Un patrón diferente fue observado para la CE de los lixiviados de los tratamientos a los que se les aplicó FLC. Así, la CE sufre un pequeño aumento en su valor en la semana 3 de cultivo respecto al valor medido en la semana anterior, y partir de este momento, el valor de la CE se mantiene relativamente estable hasta el final del experimento (Fig. 3.10), aunque la concentración de N disminuya (Fig. 3.8). La

tendencia que muestra la CE de los lixiviados en función de la estrategia o modo de fertilización, no es paralela a la concentración de N en los lixiviados, a diferencia de lo observado por otros autores (Merhaut *et al.*, 2006) y de lo descrito para este mismo caso en el Exp. 1.



**Fig. 3.10.** Conductividad eléctrica (CE) en los lixiviados en el transcurso de un cultivo al exterior en contenedor de *Osteospermum ecklonis* (DC.) Norl. 'Purple Red' al que se le aplicó con solución nutritiva una cantidad total de 7.4 g N (S1) o 3.8 g N (S2) por contenedor o, con fertilizante de liberación controlada, 3.4 g N (F1) o 1.9 g N (F2) por contenedor.

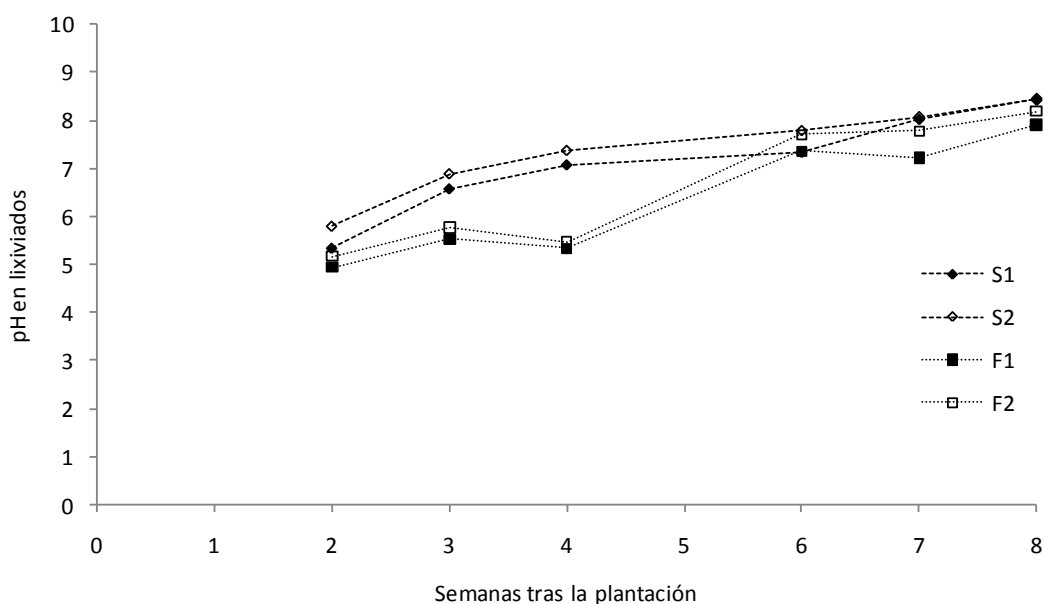
Este hecho podría corroborar lo expuesto anteriormente para los patrones de N lixiviado con cada estrategia o modo de fertilización, en el sentido de que, presumiblemente, las aportaciones de nutrientes mediante SN en los tratamientos S1 y S2 no se ajustaron estrictamente al ritmo de demanda de nutrientes por parte de las plantas cultivadas. A medida que aumenta la T del sustrato, y coincidiendo con el aumento de la velocidad de crecimiento de las plantas en este experimento, es normal que el ritmo de demanda de agua del sistema sustrato-planta sea mayor que el ritmo de demanda de nutrientes (Alarcón, 2002). Por este motivo es recomendable, en la práctica de la fertirrigación en cultivos sin suelo, disminuir la CE de la SN en periodos



de alta demanda evapotranspirativa y aumentarla en los de baja demanda. En definitiva, es conveniente reajustar la composición de la SN en base a los análisis físico-químicos de la solución aportada, drenada y/o solución del sustrato, a las condiciones meteorológicas, a la observación *de visu* de las plantas, al diagnóstico del estado nutricional de las plantas, al estado fenológico del cultivo y, en algunas ocasiones, a las estrategias comerciales (Alarcón, 2006). Debido a que la concentración de nutrientes de la SN se mantuvo estable durante todo el cultivo en el Exp. 2, es normal que en los tratamientos con SN aumente la CE debido al desfase entre la demanda de agua y de nutrientes por parte del cultivo (Fig. 3.10). Por el contrario, los patrones mostrados para la cantidad de N (Fig. 3.9) y CE (Fig. 3.10) en los lixiviados de los tratamientos con FLC, podrían indicar un mejor ajuste entre la liberación progresiva de nutrientes del FLC y la demanda de los mismos por las plantas. Es lógico, por tanto, que la CE de los lixiviados (Fig. 3.10) no siga el mismo patrón que el de la concentración de N en los lixiviados (Fig. 3.8).

El pH de los lixiviados mostró un patrón diferente según el modo de fertilización y muy similar para cada modo. Hasta la cuarta semana de cultivo, el pH de los lixiviados de los tratamientos a los que se les aplicó FLC se mantuvo ligeramente menor que el de los tratamientos a los que se les aplicó SN mediante fertirrigación (Fig. 3.11). A partir de este momento, el pH de los lixiviados de los tratamientos F1 y F2, aumenta hasta alcanzar valores similares a los alcanzados por los tratamientos S1 y S2 (Fig. 3.11). En general, el pH de todos los tratamientos fue en aumento a lo largo del tiempo hasta alcanzar un valor próximo a 8.0 al final del cultivo (Fig. 3.11). Como ya se explicó en el Exp. 1, el pH de los lixiviados puede verse afectado por una absorción mayor de  $\text{NO}_3^-$  que de  $\text{NH}_4^+$ , o viceversa, por parte de las plantas, a procesos microbiológicos en el sustrato o a la formación de bicarbonato por disolución del  $\text{CO}_2$ . Hay autores que observaron una influencia importante del ratio  $\text{N-NH}_4^+:\text{N-NO}_3^-$  aportado por el fertilizante sobre la nitrificación en el sustrato, entre otros factores ya citados en el Exp. 1. Así, cuando se aplica un ratio  $\text{N-NH}_4^+:\text{N-NO}_3^-$  de 1:1, similar al aplicado en los tratamientos F1 y F2, la nitrificación es más activa que cuando se aplica

un ratio de 3:1 (Lang y Elliott, 1991). Esta circunstancia podría explicar el pH ácido medido en los lixiviados de los tratamientos a los que se les aplicó FLC hasta la cuarta semana de cultivo. Durante este periodo, la nitrificación pudo ser más activa en los tratamientos F1 y F2 respecto a los otros dos tratamientos, lo que explicaría un pH más ácido de los lixiviados (Fig. 3.11). Después de la cuarta semana de cultivo, y coincidiendo con la disminución progresiva en la concentración de N en los lixiviados (Fig. 3.8), la nitrificación probablemente se ralentiza porque se agota la disponibilidad de  $\text{NH}_4^+$ .



**Fig. 3.11.** pH en los lixiviados en el transcurso de un cultivo al exterior en contenedor de *Osteospermum ecklonis* (DC.) Norl. 'Purple Red' al que se le aplicó con solución nutritiva una cantidad total de 7.4 g N (S1) o 3.8 g N (S2) por contenedor o, con fertilizante de liberación controlada, 3.4 g N (F1) o 1.9 g N (F2) por contenedor.

### 3.3.2.2. Productividad del cultivo

La cantidad de N aportado a las plantas ( $N_A$ ) produjo efectos diferentes en los parámetros de crecimiento determinados. A diferencia del Exp. 1, en el que los tratamientos no produjeron efectos diferentes en la concentración de N en planta, en el Exp. 2, la concentración de N fue significativamente mayor en las plantas de los dos

### 3 · RESULTADOS Y DISCUSIÓN EXPERIMENTO II

tratamientos con SN que en los dos tratamientos con FLC (Tabla 3.8). De manera general, los resultados mostraron un efecto significativamente positivo del tratamiento S1 (mayor cantidad de  $N_A$ ) sobre la mayoría de los parámetros medidos en las plantas. Así la altura (H), cobertura foliar (CF), índice de tamaño de planta (ITP) e incremento de biomasa total ( $\Delta BT$ ) alcanzada por las plantas de este tratamiento, fue significativamente mayor respecto de los valores alcanzados por las plantas del resto de tratamientos (Tabla 3.8). Sin embargo, la eficiencia en el uso del  $N_A$  (EUN) para este tratamiento (S1), fue significativamente menor respecto al resto de tratamientos (Tabla 3.8).

**Tabla 3.8.** Efecto de la estrategia de fertilización en la altura (H), cobertura foliar (CF), contenido relativo en clorofila (CRC), índice del tamaño de la planta (ITP)  $((H+\text{diámetro})/2)$ , concentración de N en planta, incremento de biomasa total producida durante el cultivo ( $\Delta BT$ ) y eficiencia en el uso del N (EUN) ( $\Delta BT / N_A$ ) en un cultivo de *Osteospermum ecklonis* (DC.) Norl. 'Purple Red' de 8 semanas de duración.

Parámetros	Tratamientos			
	S1	S2	F1	F2
H (cm) (n=21)	<sup>*</sup> 22.4 a <sup>y</sup>	<sup>*</sup> 19.2 b	<sup>*</sup> 18.9 cb	<sup>*</sup> 16.9 c
CF (cm <sup>2</sup> ) (n=21)	<sup>*</sup> 1745 a	<sup>*</sup> 1123 b	<sup>*</sup> 1089 b	<sup>*</sup> 698 c
CRC (SPAD) (n=21)	<sup>*</sup> 54.6 b	<sup>*</sup> 59.7 a	<sup>*</sup> 48.8 c	<sup>*</sup> 45.9 c
ITP (n=21)	<sup>*</sup> 34.7 a	<sup>*</sup> 28.5 b	<sup>*</sup> 28.0 b	<sup>*</sup> 23.4 c
$\Delta BT$ (g) (n=3)	<sup>*</sup> 81.0 a	<sup>*</sup> 59.1 cb	<sup>*</sup> 61.9 b	<sup>*</sup> 45.5 c
N planta (%) (n=3)	<sup>*</sup> 3.7 a	<sup>*</sup> 3.4 a	<sup>*</sup> 2.1 b	<sup>*</sup> 1.5 b
EUN (g g <sup>-1</sup> ) (n=3)	<sup>*</sup> 11.0 c	<sup>*</sup> 15.6 b	<sup>*</sup> 18.2 b	<sup>*</sup> 23.9 a

<sup>y</sup> Dos medias situadas en la misma columna no seguidas de la misma letra son significativamente diferentes según el test de Tukey a un nivel de probabilidad de  $p \leq 0.05$ . <sup>\*</sup> $p < 0.001$ .

Por el contrario, se detectó un efecto significativamente menos favorable del tratamiento F2 (menor cantidad de  $N_A$ ) sobre estos mismos parámetros (H, CF, ITP e  $\Delta BT$ ), sin ser este efecto significativamente diferente al del tratamiento F1 para la H y el contenido relativo en clorofila (CRC) ni diferente al del tratamiento S2 para el  $\Delta BT$

(Tabla 3.8). A pesar de estos resultados, la EUN por parte de las plantas del tratamiento F2, fue mayor a la del resto de tratamientos (Tabla 3.8). El efecto de los tratamientos S2 y F1 (ambos con una cantidad de  $N_A$  similar), no fue significativamente diferente sobre los parámetros medidos en las plantas, excepto para el CRC, ni tampoco fue significativamente diferente en la EUN (Tabla 3.8).

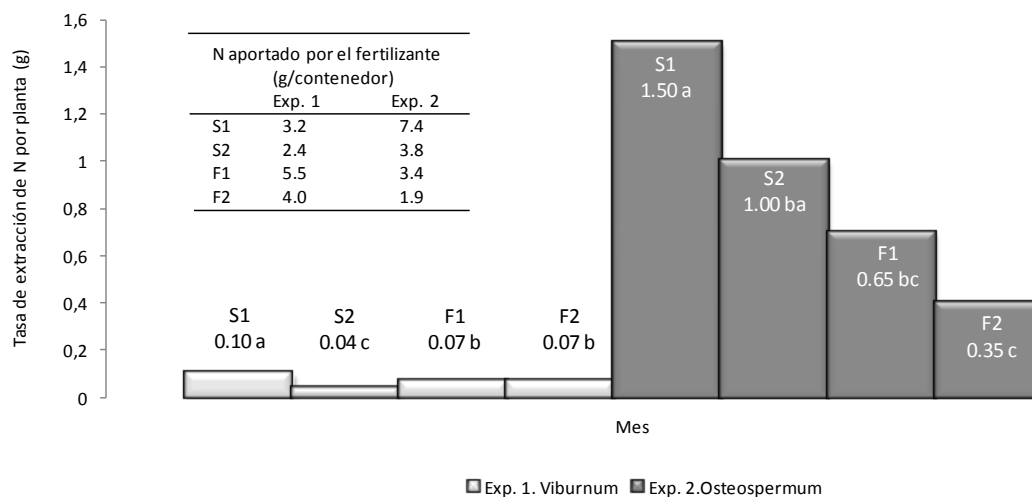
El efecto positivo del tratamiento S1 sobre la mayoría de los parámetros de crecimiento, puede parecer contradictorio con el hecho de que las plantas de este tratamiento obtuvieran una EUN menor respecto al resto de tratamientos. Pero aunque estas plantas crecieron más al tener más N disponible, la cantidad de N perdida por lixiviación fue significativamente más elevada que la de los otros tratamientos. Éste podría ser el motivo de que la EUN fuera menor que la de los otros tratamientos.

#### 3.3.2.3. Balance y tasa de extracción de nitrógeno

La cantidad relativa de N potencialmente disponible ( $N_{PD}$ ) extraída por las plantas de los tratamientos a los que se les aplicó SN, 29 y el 30 %, fue significativamente mayor a la extraída por las plantas de los tratamientos con FLC (21 y 15 %) (Tabla 3.9). En dos cultivos en contenedor de de dos especies leñosas, *Rhododendron* e *Ilex cornuta* irrigadas mediante goteo, la cantidad de N relativa extraída por las plantas varió entre el 18 % y el 24 %, respectivamente (Ristvey *et al.*, 2004). Estos valores citados en la bibliografía son inferiores a los determinados en las plantas de los tratamientos con SN (S1 y S2), sin embargo, en el intervalo se incluye el valor correspondiente a las plantas del tratamiento F1 y es superior al de las plantas del tratamiento F2 (Tabla 3.9). En otro experimento con dos especies también leñosas, *Ilex opaca* y *Lagerstroemia sp.*, se detectaron unas cantidades relativas de N en planta inferiores a las detectadas en este experimento. Estas cantidades variaron entre el 6.5 %, al aplicar una cantidad de N total de 6.3 g por contenedor, y el 8.8 % al aplicar una cantidad de N total de 3.7 g por contenedor (Cabrera, 2003).

### 3 · RESULTADOS Y DISCUSIÓN EXPERIMENTO II

De manera general, la cantidad de N extraída por las plantas del Exp. 2 fue muy superior a la extraída por las plantas del Exp.1. El tipo de planta (herbácea o leñosa), las condiciones meteorológicas acontecidas y la estrategia de fertilización aplicada en cada uno de los experimentos, pudieron determinar unas tasas de extracción de N por parte de las plantas muy diferentes. Esta tasa fue muy superior en el Exp. 2 (cultivo de planta herbácea) respecto al Exp.1 (cultivo de planta leñosa), alcanzando un máximo de 1.5 g N por planta y por mes en el Exp. 2 (Fig. 3.12). En un estudio similar con un cultivo de *Viburnum tinus* L. cv. 'Eve Price', la cantidad media de N extraída por planta y por mes fue de 0.1 g N (Guérin *et al.*, 2001), análoga a la detectada en el Exp. 1.



**Fig. 3.12.** Efecto de la estrategia de fertilización en la tasa de extracción de N por unidad de tiempo ( $\text{g mes}^{-1}$ ) por parte de las plantas del Exp. 1 (% N planta  $\times$   $\Delta$ BT/7 meses) y del Exp. 2 (% N planta  $\times$   $\Delta$ BT/2 meses).

En el Exp. 1, la tasa de extracción de N fue significativamente mayor al aplicar 3.2 g N por contenedor con SN (tratamiento S1), respecto al resto de tratamientos (Fig. 3.12). En el caso de aplicar FLC, las dosis aplicadas no produjeron efectos diferentes sobre la tasa de extracción de N por parte de las plantas (Fig. 3.12), por lo que se deduce que añadir una dosis de FLC superior a 4.0 g de N por planta, no aumenta la tasa de extracción de N ni el crecimiento de las plantas. Así, la mayor cantidad de N aportada por el fertilizante a las plantas del Exp. 1 (caso del tratamiento

F1) respecto al resto de tratamientos, no se tradujo en una mayor extracción de N. Las condiciones meteorológicas acontecidas durante este experimento y el modo de fertilización, provocaron que las pérdidas de N por lixiviación fueran muy elevadas, especialmente en los tratamientos con FLC, por lo que el N disponible para las plantas disminuye.

Sin embargo, en el Exp. 2, la aplicación de 7.4 o 3.8 g N por contenedor con SN (tratamientos S1 y S2, respectivamente) produjo una tasa de extracción de N por unidad de tiempo significativamente mayor que cuando se aplican 3.4 o 1.9 g N por contenedor con FLC (tratamientos F1 y F2, respectivamente) (Tabla 3.9 y Fig. 3.12). En este caso, las condiciones meteorológicas acontecidas, con y precipitaciones menos intensas que las del Exp. 1, no provocaron grandes pérdidas de N por lixiviación ni una liberación relativamente acelerada de los nutrientes de los FLC.

**Tabla 3.9.** Balance de N para un cultivo en contenedor y al exterior de *Osteospermum ecklonis* (DC.) Norl. ‘Purple Red’ con una cantidad de N potencialmente disponible por contenedor ( $N_{PD}$ ) de 10.2 g (S1) o 6.7 g (S2) aportados con solución nutritiva o de 6.2 g (F1) o 4.7 g (F2) aportados con fertilizante de liberación controlada.

Tratamientos N	S1		S2		F1		F2	
	%	g/cont	%	g/cont	%	g/cont	%	g/cont
Planta	**29 a	3.0	**30 a	2.0	**21 b	1.3	**15 b	0.7
Sustrato	<sup>ns</sup> 50	5.0	<sup>ns</sup> 64	4.3	<sup>ns</sup> 49	3.1	<sup>ns</sup> 57	2.6
Lixiviado	<sup>*</sup> 11 a	1.1	<sup>*</sup> 6 b,a	0.4	<sup>*</sup> 5 b	0.3	<sup>*</sup> 4 b	0.2
Restante en FLC	-	-	-	-	<sup>ns</sup> 10	0.6	<sup>ns</sup> 20	0.9
Nd	<sup>ns</sup> 10	1.1	<sup>ns</sup> 0	0.0	<sup>ns</sup> 15	0.9	<sup>ns</sup> 4	0.3

<sup>Y</sup> Dos medias situadas en la misma línea no seguidas de la misma letra son significativamente diferentes según el test de Tukey a un nivel de probabilidad de  $P \leq 0.05$ . \*\* $p < 0.01$ , <sup>\*</sup> $p < 0.05$ , <sup>ns</sup> $p \geq 0.05$ . Nd = no detectado.

Los resultados mostraron que cerca del 50 % o más del  $N_{PD}$  permaneció en el sustrato, independientemente del modo de fertilización y de las cantidades de N aplicadas con cada tratamiento (Tabla 3.9). Estas cantidades relativas son muy

superiores a las detectadas por otros autores al realizar estudios en condiciones similares, donde suelen variar entre el 0.9 y el 8.1 % (Cabrera, 2003; Ristvey *et al.*, 2004). De manera similar a lo descrito en el Exp. 1, donde una cantidad importante del N aportado también quedó en el sustrato, pudo haber tenido lugar una inmovilización del N inorgánico aplicado en el sustrato o una acumulación de  $\text{NO}_3^-$  en la solución del sustrato en las últimas etapas de cultivo, cuando las plantas habían ralentizado su crecimiento.

La cantidad relativa de N perdido por lixiviación, entre el 4 y el 11 % (Tabla 3.9), fue relativamente baja en comparación a la detectada en el Exp. 1 y en otros estudios similares, donde por lo general se suele perder en torno al 50 % o más del N aplicado (Marfà *et al.*, 2006; Cabrera, 2003). Esta cantidad fue significativamente mayor en los dos tratamientos que recibieron mayor cantidad de N (tratamientos S1 y S2), aunque no se encontraron diferencias significativas entre los dos tratamientos que recibieron menor cantidad de N (tratamientos F1 y F2) y el tratamiento S2 (Tabla 3.9). En el caso del Exp. 2, las elevadas cantidades de N absorbidas por las plantas y contenidas en el sustrato, unido a precipitaciones poco intensas, explican que la cantidad de N perdida por lixiviación sea relativamente baja.

Los resultados correspondientes al N restante en los gránulos del FLC al final del cultivo, revelaron que durante el cultivo se liberó entre el 80 y el 90 % del N que contenían, viéndose disminuida la longevidad dada por el fabricante.

Una pequeña cantidad del  $N_{PD}$  no fue detectado en el balance, sin encontrarse diferencias significativas entre los diferentes tratamientos (Tabla 3.9).

#### *3.3.2.4. Modelo de regresión lineal múltiple para la predicción de la concentración de nitrógeno en los lixiviados*

De la misma forma que se describe en el apartado 3.3.1.4 del Exp.1, la precipitación y la T del sustrato registradas durante el Exp. 2, fueron utilizadas para determinar las variables PR y  $H_{T21}$  y su relación con la concentración de N en los lixiviados de los dos tratamientos con FLC. El modelo de regresión lineal múltiple

utilizado fue el mismo que en el Exp. 1, descrito en la Ec. 3.2. En este caso, y como ya se ha comentado, la pluviometría correspondiente a los meses de desarrollo del Exp. 2 (Fig. 3.4), fue menor que la del Exp. 1. Esta puede ser la causa de que, a diferencia de lo expuesto en el Exp. 1, el modelo de regresión lineal múltiple no mostrara una relación significativa entre la concentración de N medida en los lixiviados de los tratamientos fertilizados con FLC (variable dependiente) y los parámetros PR y  $H_{T21}$  (variables independientes) (Tabla 3.10).

**Tabla 3.10.** Ecuaciones obtenidas del modelo de regresión lineal múltiple ( $Y = A + \beta_1 \times PR + \beta_2 \times H_{T21}$ ) para la predicción de la concentración de nitrógeno en los lixiviados (variable dependiente) en función de los parámetros  $H_{T21}$  y PR (variables independientes) para un cultivo en contenedor de *Osteospermum ecklonis* (DC.) Norl. 'Purple Red' fertilizado con solución nutritiva (tratamientos S1 y S2) o con fertilizante de liberación controlada (tratamientos F1 y F2).

N (mg L <sup>-1</sup> )						
n = 6						
Tratamientos	Parámetros de la regresión	Valor	p-valor	R <sup>2</sup>	F-valor	p-valor
F1	A	75.5	0.1473	0.34	2.13	0.1903
	$\beta_1$	-4.1	0.4405			
	$\beta_2$	-0.04	0.5110			
F2	A	51.2	0.3178			
	$\beta_1$	-2.4	0.6657			
	$\beta_2$	-0.04	0.4887			

En este caso, los valores de la variable  $H_{T21}$  a lo largo del cultivo fueron menores a los registrados en el Exp. 1 para cada semana. Las precipitaciones ocurridas durante el transcurso del Exp. 2 fueron escasas e inferiores a 7.0 L m<sup>-2</sup>, por lo que se produjeron pocas pérdidas de N por lixiviación debidas a la lluvia. Estos hechos explicarían que la liberación del N procedente de los gránulos del FLC, no se viera afectada por una T prolongada en el sustrato superior a los 21 °C ni por las precipitaciones poco intensas que se dieron durante el cultivo. También explicarían un



mejor ajuste o sincronismo entre la liberación del N contenido en el FLC y las extracciones de N por parte de las plantas en comparación a lo descrito en el Exp.1.

#### 3.3.2.5. Conclusiones parciales

- El  $\text{N-NO}_3^-$  fue la forma predominante de N en los lixiviados en todos los tratamientos.
- La concentración de N en los lixiviados siguió un patrón general de disminución progresiva en todos los tratamientos. La aplicación de la mayor cantidad de N (7.4 g por contenedor con SN) produjo una concentración de N y una cantidad acumulada en los lixiviados superior a las de los otros tratamientos.
- La CE de los lixiviados de los tratamientos con FLC se mantuvo relativamente estable durante el cultivo. Por el contrario, en los tratamientos con SN, la CE tendió a aumentar.
- El pH de los lixiviados fue aumentando en todos los tratamientos. Sin embargo, en los tratamientos con FLC el pH fue próximo a 5 hasta la cuarta semana de cultivo y, por el contrario, en los tratamientos con SN los valores fueron algo mayores, tendiendo a la neutralidad.
- De manera general, la productividad del cultivo se vio menos favorecida al aplicar la menor cantidad de N (1.9 g por contenedor con FLC) y más favorecida al aplicar la mayor cantidad (7.4 g de N por contenedor con SN). La aplicación de cantidades similares de N (3.8 g por contenedor con SN o 3.4 g con FLC) no produjo un efecto significativamente diferente en los parámetros de productividad.
- La mayor parte del N potencialmente disponible para el cultivo fue extraída por las plantas y retenida en el sustrato. La aplicación de las mayores cantidades de N (7.4 g por contenedor o 3.8 g con SN) produjo las fracciones de N perdidas por lixiviación y acumuladas en planta más elevadas.
- Las variables PR y  $H_{T21}$  no permitieron estimar significativamente la concentración de N en los lixiviados de los tratamientos con FLC.

### 3.4. CONCLUSIONES

A partir de las conclusiones parciales de cada uno de los experimentos, y teniendo en cuenta las diferentes tasas de extracción de N por las plantas de cada experimento y las condiciones meteorológicas acontecidas en cada uno, se extrajeron las siguientes conclusiones generales y consideraciones prácticas.

#### 3.4.1. Conclusiones generales

- El  $\text{N-NO}_3^-$  fue la forma de N predominante en los lixiviados, independientemente del ratio  $\text{N-NH}_4^+:\text{N-NO}_3^-$  aportado con cada modo de fertilización. Este hecho podría indicar una intensa nitrificación en el sustrato, especialmente en los tratamientos con FLC.
- La aportación de FLC provoca la acidificación de los lixiviados respecto a la aportación de SN, probablemente debido a una nitrificación más intensa al aplicar una mayor cantidad de  $\text{N-NH}_4^+$  contenida en el fertilizante.
- De manera general, la aplicación de las mayores cantidades de N produjo los mayores índices de productividad. Sin embargo, la eficiencia en el uso del N por parte de las plantas no fue mayor al aplicar las mayores cantidades de N, debido a que gran parte del N aportado se perdió por lixiviación o a un consumo de N mayor al necesario.
- La mayor parte del N potencialmente disponible para el cultivo fue detectada en:
  - los lixiviados, principalmente provocado por episodios de lluvia intensa,
  - el sustrato, donde el N inorgánico fue retenido por procesos de inmovilización (caso de utilizar mezcla de compost de corteza de pino y turba) o acumulado en la solución del sustrato (caso de utilizar turba)
  - las plantas, principalmente debido a la elevada tasa de extracción de N por unidad de tiempo en el cultivo de *Osteospermum ecklonis* (DC.) Norl. 'Purple Red' respecto al de *Viburnum tinus*, L. cv. 'Eve Price'.

- La aplicación de FLC puede implicar, en el caso de que durante el cultivo coincida una temperatura superior a 21 °C de manera sostenida en el sustrato y episodios de lluvia intensa, una liberación del N contenido en los gránulos más rápida que la indicada por el fabricante y, consecuentemente, una mayor pérdida de N por lixiviación al medio que cuando se aplica SN mediante fertirrigación continua.

#### **3.4.2. Consideraciones prácticas**

- Cuando se realiza un cultivo de planta ornamental en contenedor al exterior en zonas de alta pluviometría y temperatura, la aplicación de FLC puede conllevar a una alta liberación de N que no se corresponda con las necesidades nutricionales de las plantas y, por tanto, provocar altas pérdidas de N por lixiviación al medio circundante. En estos casos sería conveniente dosificar las aplicaciones y no realizar una única aplicación al inicio del cultivo.
- Sería aconsejable realizar un ajuste periódico de la concentración de la SN para disminuir la acumulación de sales en el sustrato y la pérdida por lixiviación. Como medida básica, convendría disminuir la CE de la SN a medida que aumenta la evapotranspiración del cultivo
- La elevada cantidad de N detectada en el sustrato, hace suponer la existencia de una fuerte actividad microbiológica en el mismo, por lo que sería aconsejable realizar análisis previos al cultivo para determinar su grado de madurez y la conveniencia o no de ser utilizado o, en su caso, prever las aportaciones de N suplementarias para atender al requerimiento de su actividad microbiológica.
- Los resultados de este estudio ponen de manifiesto la necesidad de replantearse la idoneidad o no de utilizar las estrategias de fertilización habituales en Girona y Barcelona, ya descritas en el Capítulo I. Así, las condiciones meteorológicas características de Girona, donde las precipitaciones suelen ser más intensas que en Barcelona, harían más

- conveniente utilizar fertirrigación en lugar de aplicar FLC. Por el contrario, en Barcelona, sería más aconsejable aplicar FLC a dosis programadas en lugar de fertirrigación.
- La imposibilidad de controlar las condiciones meteorológicas en los cultivos al exterior y, por lo tanto, las pérdidas de N al medio (especialmente cuando la estrategia de fertilización aplicada no es la más adecuada), hacen considerar la posibilidad de realizar un tratamiento de los lixiviados en los casos donde sea posible.



**Tratamiento de lixiviados procedentes de cultivos en contenedor  
mediante humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal**



## 4.1. INTRODUCCIÓN

### 4.1.1. Problemática de la producción de lixiviados en cultivos sin suelo

La contaminación por nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), tanto del suelo como de las aguas superficiales o subterráneas, está asociada principalmente a actividades agrícolas, ganaderas y, en determinadas áreas, a actividades industriales específicas (Fernández-Nava *et al.*, 2008). En el caso concreto de los cultivos agrícolas, las zonas de producción son consideradas como un foco de contaminación difusa del subsuelo por  $\text{NO}_3^-$  debido al uso intensivo de los fertilizantes. Los lixiviados producidos por los cultivos sin suelo o en contenedor se caracterizan por tener un alto contenido en  $\text{NO}_3^-$ , fósforo (P) y potasio ( $\text{K}^+$ ) y muy bajo o nulo contenido en materia orgánica o carbono orgánico disuelto (Huett *et al.*, 2005; Vymazal, 2009).

La composición de estos lixiviados puede verse alterada en el espacio y en el tiempo debido a los programas de producción de plantas, los cuales pueden incluir varios ciclos de cultivo de diferentes especies de plantas a lo largo del año, y a las estrategias de fertilización y de riego utilizadas por cada vivero en particular. Su composición también puede verse afectada por el clima, por lo que los lixiviados de los cultivos sin suelo son efluentes de composición iónica muy variable si se comparan con otros tipos de efluentes (Seo *et al.*, 2008). Además de los factores citados, la aportación de  $\text{NO}_3^-$  a las aguas subterráneas y la composición de éstas dentro de un área determinada, está sometida a una variación espacial y temporal favorecida por factores como la hidrología o la composición del suelo (Liu *et al.*, 2005, van der Laan *et al.*, 2010). El mayor impacto que producen el nitrógeno (N) y el P procedentes de los fertilizantes y, por lo tanto, contenidos en los efluentes o lixiviados generados en los viveros e invernaderos, es el de causar una aceleración en la eutrofización de los ecosistemas acuáticos y el de favorecer la aparición de fitoplancton (Taylor *et al.*, 2006). Muchas prácticas culturales, como la mejora en la eficiencia del riego, de la fertilización y de los tratamientos fitosanitarios, han sido adoptadas por los viveristas para limitar la pérdida de nutrientes y de pesticidas por lixiviación. En el caso de que estas prácticas no fueran totalmente efectivas, muchos viveristas optan por utilizar

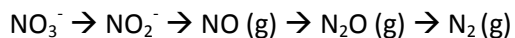


balsas de almacenamiento de agua para su reciclaje y así reducir el volumen de lixiviados y la carga de nutrientes y sedimentos (Mangiafico *et al.*, 2008). Otra vía para evitar la contaminación del medio por el vertido de lixiviados, consiste en proceder a su tratamiento. Como ya se comentó en el capítulo I, los lixiviados que no sean recirculados o reciclados cuando se aplica fertirrigación, deben ser preceptivamente tratados antes de ser descargados al medio circundante (DOGC, 2009). Los resultados mostrados en el capítulo II indican que, según la estrategia de fertilización, las dosis aplicadas y el clima (temperatura del sustrato y precipitación), la concentración de N en los lixiviados procedentes de un cultivo en contenedor, puede alcanzar hasta 300 mg L<sup>-1</sup> en algún momento del ciclo.

### **4.1.2. Tratamiento de los lixiviados mediante humedales artificiales para la eliminación de nitratos**

Como ya se comentó en la Introducción general de la Tesis, los humedales artificiales se muestran como una alternativa eficaz frente a la tecnología convencional a la hora de tratar aguas con un alto contenido en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> como, por ejemplo, las procedentes de acuíferos contaminados, aguas residuales nitrificadas o aguas de riego recirculadas (Baker, 1998). El proceso predominante que se da en los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HSsH) que tratan este tipo de aguas con un alto contenido en NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, es la desnitrificación (Baker, 1998).

La desnitrificación consiste en la reducción desasimilativa del NO<sub>3</sub><sup>-</sup> por parte de bacterias heterótrofas, las cuales usan el NO<sub>3</sub><sup>-</sup> como aceptor de electrones en condiciones anaerobias o anóxicas, y una fuente de carbono como donador de electrones (glucosa, acetato sódico, metanol, almidón, glucosa o material procedente de plantas) (Sirivedhin y Gray, 2006; Wu *et al.*, 2009). La desnitrificación heterótrofa es más conocida y considerada más eficiente que la desnitrificación autótrofa, de manera que el NO<sub>3</sub><sup>-</sup> sigue la siguiente secuencia hasta transformarse a N<sub>2</sub> gas (Fernández-Nava *et al.*, 2008; Park *et al.*, 2008):



Según Sirivedhin y Gray (2006), los principales factores que afectan a la tasa de desnitrificación en los humedales artificiales son las condiciones hidráulicas (profundidad y mezcla), la comunidad microbiana instalada, la concentración de  $\text{NO}_3^-$  y la cantidad y calidad de la fuente de carbono aplicada. De todos estos factores, el más limitante a la hora de iniciar y mantener el proceso de desnitrificación del efluente que nos ocupa, es la cantidad de la fuente de carbono disponible ya que, como se ha comentado anteriormente, este tipo de efluentes se caracterizan por tener un bajo o nulo contenido en carbono. De esta manera, la concentración media de carbono existente normalmente en los lixiviados procedentes de cultivos en contenedor, estimada normalmente mediante la medición de la demanda química de oxígeno (DQO) (Yang *et al.*, 2008), suele variar entre 10.1 y 15.8 mg DQO  $\text{L}^{-1}$  (datos propios), siendo en todo caso inferior a 20 mg DQO  $\text{L}^{-1}$  (Headley *et al.*, 2001).

Las macrófitas implantadas en los humedales tienen cierta capacidad para producir compuestos o exudados carbonados, siendo la composición de estos productos variable en función de la especie o subespecie de planta (Stottmeister *et al.*, 2003). Dichos exudados son liberados a través de las raíces al medio circundante, estimulando la desnitrificación en los humedales (Lin *et al.*, 2002; Stottmeister *et al.*, 2003; Bastviken *et al.*, 2009; Gagnon *et al.*, 2010). Sin embargo, estos compuestos carbonados pueden ser insuficientes para eliminar completamente todo el  $\text{NO}_3^-$  contenido en el efluente a tratar, especialmente en humedales recién implantados y aún inmaduros. Por este motivo, además del carbono aportado por las macrófitas, es necesario añadir al influente una fuente de carbono externa para obtener una tasa de desnitrificación satisfactoria (Gagnon *et al.*, 2010). El mayor problema de la desnitrificación biológica es la contaminación potencial del agua tratada con bacterias, fuente de carbono residual y la posibilidad de formación de nitritos o de gases de efecto invernadero debido a una desnitrificación incompleta. Es por ello que para obtener un rendimiento adecuado deben ser bien considerados tanto el criterio de

diseño como la dosis de carbono a añadir al efluente para promover la desnitrificación. Los lixiviados procedentes de los viveros, además de  $\text{NO}_3^-$ , también contienen P y K. Estos nutrientes son eliminados en los humedales artificiales mediante procesos de sedimentación, precipitación y adsorción al sustrato y a la superficie de las raíces de las plantas, y también mediante su incorporación al biofilm y a las plantas que crecen en los humedales (Lu *et al.*, 2009; Brix *et al.*, 2001).

La mayoría de humedales artificiales existentes en España están destinados a la depuración de aguas residuales municipales y son de flujo subsuperficial horizontal (Puigagut *et al.*, 2007). Sin embargo, se desconocen referencias acerca de la instalación y del rendimiento de HSsH en España para el tratamiento de los lixiviados procedentes de cultivos en contenedor.

### 4.1.3. Objetivos y planteamiento de los experimentos

Los objetivos de este capítulo fueron:

- i) realizar el dimensionamiento, construcción y puesta en marcha de una planta piloto con HSsH para el tratamiento de lixiviados,
- ii) determinar el efecto y la evolución en el tiempo de diferentes líneas experimentales con HSsH en la eliminación de las diferentes formas inorgánicas de N, otros iones y DQO contenidos en una solución de composición similar a la de los lixiviados procedentes de un cultivo en contenedor y
- iii) determinar el efecto en la desnitrificación de la dosis y el tipo de fuente de carbono añadida a dicha solución.

En este capítulo se muestran los resultados de cuatro experimentos realizados en la planta piloto con HSsH, espaciados en el tiempo y diferentes en cuanto a la dosis y el tipo de la fuente de carbono utilizada para promover la desnitrificación del influente. Las diferentes líneas experimentales o tratamientos, hacen referencia a HSsH con diferentes tiempos de retención hidráulica y materiales de soporte para la vegetación, como se describirá a continuación en el apartado de Materiales y

Métodos. Los dos últimos objetivos son comunes a cada uno de los experimentos.

La búsqueda de una relación de C:N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> mínima para iniciar y mantener la desnitrificación mediante la adición de una fuente de carbono adecuada (aquella que no añada nuevos residuos al efluente final), justifica la realización cronológica de los diferentes experimentos.

## 4.2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 4.2.1. Diseño de los humedales artificiales

Para llevar a cabo este estudio se construyó una planta piloto con HSsH. Para el dimensionamiento de la planta se tuvo en cuenta el modelo de flujo pistón de primer orden para la eliminación de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, descrito en la siguiente ecuación (Reed *et al.*, 1995):

$$A = \frac{Q * (\ln C_o / \ln C_e)}{K_t * d * n} \quad (\text{Ec. 4.1})$$

Donde, **A** = área (m<sup>2</sup>); **Q** = caudal del influente (m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>); **C<sub>o</sub>** = concentración de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en el influente (mg L<sup>-1</sup>); **C<sub>e</sub>** = concentración de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> deseada en el efluente final (mg L<sup>-1</sup>); **d** = profundidad de la lámina de agua (m); **n** = porosidad del medio (L L<sup>-1</sup>)

El valor de K<sub>t</sub> viene dado por:

$$K_t = 1.15^{(T-20)} \quad (\text{Ec. 4.2})$$

Donde, **K<sub>t</sub>** = constante dependiente de la temperatura, **T** = temperatura media del mes más frío

Según la T media del lugar experimental de dos años consecutivos previos al primer experimento (T = 11 °C), hallamos K<sub>t</sub> mediante la Ec. 4.2. El valor de cada uno de los parámetros considerados como referencia para calcular la superficie de

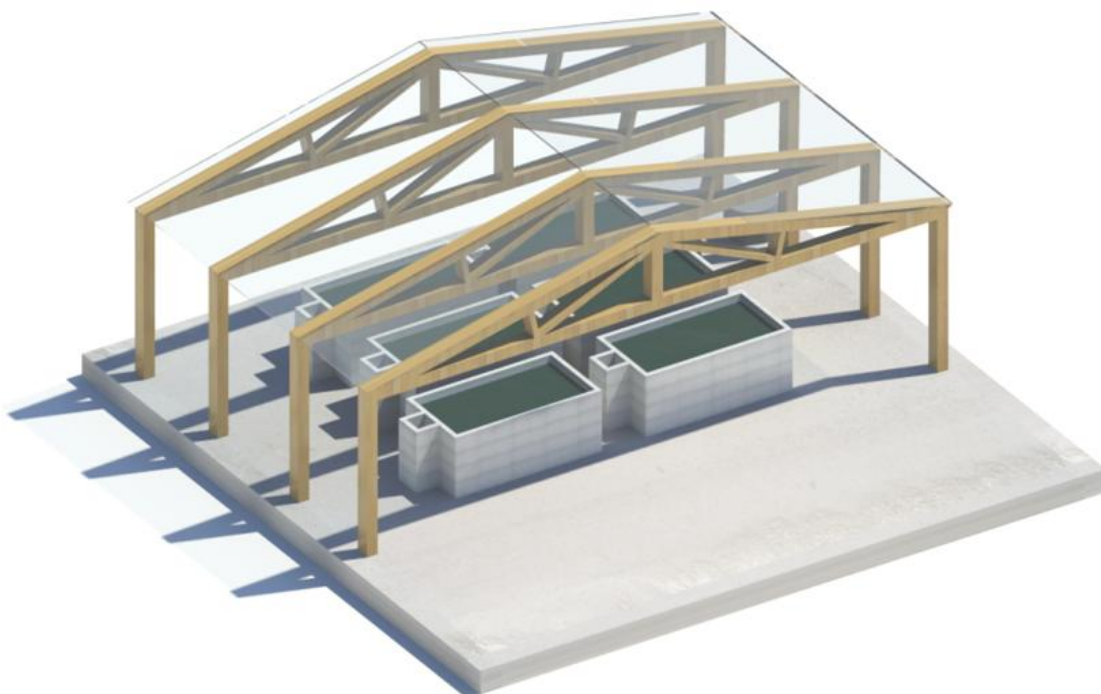
humedal requerida fue:  $Q = 0.96 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ ,  $C_o = 162 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ ,  $C_e = 10 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ ,  $d = 0.6 \text{ m}$  y  $n = 0.55 \text{ (L L}^{-1}\text{)}$  (porosidad media de los sustratos usados). El valor de referencia de  $C_o$  fue estimado en función de la concentración media más elevada de  $\text{N-NO}_3^-$  detectada en los lixiviados durante las primeras semanas del cultivo de *Viburnum tinus* L. descrito en el Capítulo II.

Utilizando la Ec. 4.1 y los valores de los parámetros anteriores, se calculó el área de humedal necesaria para la eliminación de  $\text{NO}_3^-$  en dicho influente, resultando ser de  $28.5 \text{ m}^2$ . Con el objetivo de obtener diferentes líneas experimentales y determinar el efecto de diferentes tratamientos, se decidió dividir esta superficie en seis HSsH de  $4.5 \text{ m}^2$  cada uno para alcanzar un ratio 2 largo: 1 ancho (3 m de largo x 1.5 m de ancho) y 1.3 m de alto. Esta decisión supuso reducir el área teórica necesaria de  $28.5 \text{ m}^2$  a  $27.0 \text{ m}^2$  (área real final).

### 4.2.2. Descripción de la ubicación y de la planta piloto

La construcción de la planta piloto a escala intermedia, incluyendo seis HSsH de hormigón, se realizó en una parcela de la finca de la Quintana del mig del IRTA. Esta parcela se encuentra protegida mediante una cubierta sin laterales para evitar la interferencia de la lluvia, y está ubicada en la localidad de Cabriels, en la comarca del Maresme en Catalunya ( $41^\circ 25' \text{ N}$ ,  $2^\circ 23' \text{ E}$ ) (Fig. 4.1).

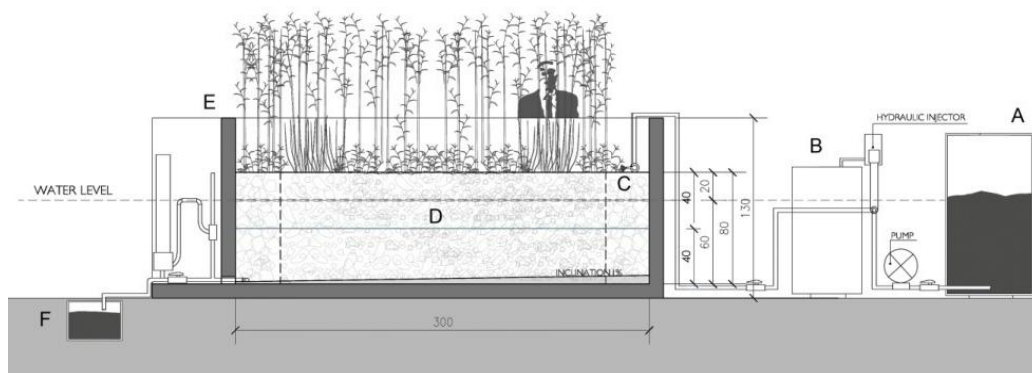
Cada uno de los humedales se protegió con una lámina geotextil y se impermeabilizó con una lámina de polietileno de alta densidad. Para favorecer el gradiente hidráulico, la parcela se construyó con una pendiente del 1 %.



**Fig. 4.1.** Vista general de la planta piloto con 6 humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal.

En la zona de entrada de cada humedal, se dispuso a lo ancho una tubería de riego con goteros autocompensantes de  $2 \text{ L h}^{-1}$  para controlar el caudal ( $0.24 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$  por línea experimental). El influente consistió en una solución formulada con una concentración representativa de nutrientes. Para su preparación se utilizó un equipo de irrigación automático MCU Ferti (Multi Computer Unit, FEMCO, Damazan, Francia). El influente se almacenaba en un tanque principal y era aportado de manera continua a cada una de las líneas experimentales mediante una bomba hidráulica (Fig. 4.2). En un tanque adyacente al tanque principal, se almacenaba una solución concentrada de fuente de carbono (Fig. 4.2). Esta solución concentrada se aportaba al influente mediante un inyector hidráulico Dosatron modelo D07RE125 (Dosatron International S.A.S., Bordeaux, Francia), antes de su entrada a los humedales. El origen y la dosis de la solución concentrada fue modificándose para aportar el ratio  $\text{C:N-NO}_3^-$  deseado en cada uno de los experimentos referidos en este capítulo, como se detallará más adelante.

La zona de salida consistió en un tubo de PVC perforado dispuesto a lo ancho de la base de cada humedal. Este tubo se conectaba a la salida de cada humedal a una tubería flexible para mantener el nivel de agua deseado dentro de cada humedal. El agua o efluente final procedente de cada línea experimental, era canalizado hacia unos tanques antes de su descarga al medio (un tanque por línea experimental) (Fig. 4.2).



**Fig. 4.2.** Datos técnicos y perfil de un humedal como ejemplo. A: tanque con influente; B: tanque con fuente de carbono. C: zona de entrada con goteros. D: sustrato. E: zona de salida del efluente final con una tubería perforada en la base. F: tanque con efluente final.

En cuanto al material granular empleado como sustrato, tanto en la zona de entrada como de salida de cada humedal, se dispuso una franja a lo ancho de grava granítica con una granulometría entre 15 y 20 mm para conseguir una distribución uniforme tanto del influente como del efluente final (Fig. 4.2). El resto de la superficie de cada humedal se rellenó con granito (G) triturado de cantera o con grava volcánica roja (V) de 8–12 mm con una porosidad total del 44.6 y 65.3 %, respectivamente.

Como ya se comentó en la Introducción general de la Tesis y según las características de los HSSH, el flujo de agua en todos los tratamientos y humedales fue continuo, es decir, el aporte de influente y su recorrido a lo largo del humedal se produjo de manera ininterrumpida. Cada uno de los humedales se rellenó con los sustratos inorgánicos antes mencionados, caracterizados por tener una baja capacidad de intercambio catiónico, y la altura de la lámina de agua se mantuvo a 0.6 m medidos

desde la base del humedal. La altura del sustrato, también medida desde la base, alcanzó 0.8 m (Fig. 4.2).

Al inicio del periodo de operación de la planta piloto, el 4 de Febrero de 2009, se plantaron en cada uno de los seis humedales rizomas de *Iris pseudachorus* L., obteniendo una densidad de 4 plantas m<sup>-2</sup>.

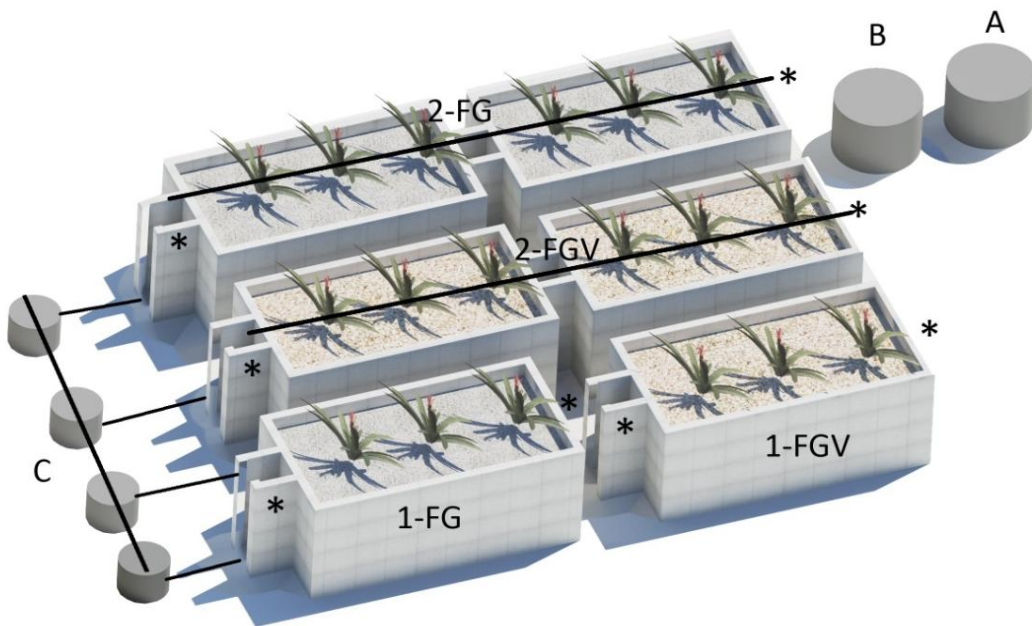
Se realizó un registro en continuo de la temperatura (T) del agua que circulaba a través del sustrato mediante la instalación de sondas Pt 100 conectadas a un datalogger Campbell Scientific (Campbell Scientific, Ltd., Loughborough, Leicestershire, Reino Unido). También se registró la T ambiente utilizando una sonda termométrica con registrador Testo modelo 177-H1 (Testo AG, Alemania).

#### **4.2.3. Líneas experimentales**

La planta piloto se diseñó para obtener cuatro líneas experimentales o tratamientos, diferentes en el número de fases de los humedales (1 o 2) y en el sustrato de relleno (G o V) (Fig. 4.3). En este caso, el número de fases hace referencia al número de humedales que interviene en cada tratamiento. Así, los tratamientos de dos fases (2-FG y 2-FGV) incluyen la utilización de dos humedales dispuestos en serie, de manera que el efluente tratado en el primer humedal (fase uno) pasa a ser el influente del segundo humedal (fase dos) (Tabla 4.1, Fig. 4.3). Los tratamientos de una fase (1-FGV y 1-FG) incluyen un solo humedal para el tratamiento del influente (Tabla 4.1, Fig. 4.3).

Los humedales de los tratamientos 2-FG y 1-FG fueron rellenos exclusivamente con granito, y los de los tratamientos 2-FGV y 1-FGV fueron rellenos con granito y con grava volcánica roja, tal y como se muestra en la Tabla 4.1.





**Fig. 4.3.** Disposición de los tratamientos o líneas experimentales. A: tanque con el influente; B: tanque con fuente de carbono; 2-FG y 2-FGV: humedales de dos fases rellenos con granito o con granito y grava volcánica roja, respectivamente; 1-FGV y 1-FG: humedales de una fase con granito y grava volcánica roja o con granito, respectivamente; C: tanques con efluente final.

\* Puntos de muestreo.

**Tabla 4.1.** Descripción de los tratamientos o líneas experimentales.

Tratamientos	Fases	Sustrato	Altura en el humedal (m)
2-FG	2	Granito	0.8
2-FGV	2	Granito + grava volcánica roja	0.4 (capa inferior) + 0.4 (capa superior)
1-FGV	1	Granito + grava volcánica roja	0.4 (capa inferior) + 0.4 (capa superior)
1-FG	1	Granito	0.8

El cálculo del tiempo de retención hidráulico teórico (TRH) se basó en la ecuación general aplicada en el diseño de humedales (EPA, 2002):

$$TRH = \frac{L * W * d * n}{Q} \quad (\text{Ec. 4.3})$$

Donde,  $L$  = longitud del humedal (m),  $W$  = altura del humedal (m);  $d$  = profundidad del humedal (m),  $n$  = porosidad del sustrato (como fracción),  $Q$  = caudal ( $m^3 d^{-1}$ ).

Aplicando la Ec. 4.3, el TRH teórico fue de 10.0, 11.6, 5.8 y 5.0 días para las líneas o tratamientos 2-FG, 2-FGV, 1-FGV y 1-FG, respectivamente. Así, para un mismo tipo de material de relleno o sustrato (FG o FGV), los humedales de dos fases tendrán el doble de TRH que el correspondiente a los de una fase.

#### 4.2.4. Recogida de muestras y caracterización

Las muestras se tomaron tanto del influente, una vez añadida la fuente de carbono, como del efluente final ya tratado. Los puntos de muestreo fueron siempre los mismos y se localizaron en las zonas de entrada y de salida de cada humedal (Fig. 4.3). En las muestras de agua recogidas se determinaron, en todos los experimentos, el pH, conductividad eléctrica (CE), N ( $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$  y  $NH_4^+$ ),  $Cl^-$  y DQO. Las medidas de fósforo total (PT),  $Na^+$ ,  $K^+$  y  $SO_4^{2-}$  no siempre fueron comunes en todos los experimentos.

Las muestras se tomaron por triplicado para cada momento y punto de muestreo. Tras la recogida de muestras se procedía a la medición inmediata del pH y de la CE y después eran congeladas a  $-33\text{ }^\circ\text{C}$  para posteriores análisis. El pH se midió con un analizador de iones selectivo Thermo scientific Orion modelo Dual Star (Thermo Fisher Scientific, Inc., MA, EE.UU.) y la CE mediante un conductivímetro Crison modelo GLP 31 (Crison Instruments, S.A., Barcelona, España). Además, también se determinaron los siguientes parámetros (después de congelar las muestras): concentración de  $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$ ,  $Cl^-$  y  $SO_4^{2-}$  mediante un cromatógrafo Metrohm modelo 761 Compact IC (Metrohm AG, Herisau, Suiza), concentración de  $NH_4^+$  mediante un electrodo selectivo Thermo scientific Orion modelo Dual Star (Thermo Fisher Scientific, Inc., Beverly, MA, EE.UU.), concentración de DQO mediante un fotómetro CheckDirect COD Vario (Tintometer GmbH, Lovibond Water Testing, Dortmund, Alemania), y la concentración de  $Na^+$ ,  $K^+$  y PT mediante un espectrómetro óptico de emisión ICP-EOS

Varian, modelo Vista 730ES (Varian Australia Pty., Ltd. Scientific Instruments, Victoria, Australia).

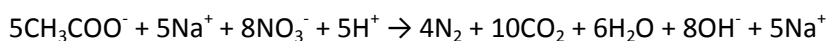
Los resultados relativos a las concentraciones de los distintos iones se utilizaron para determinar la tasa de eliminación de nutrientes [(influyente-efluente/influyente)\*100]. La elección de expresar los resultados en cantidades relativas (%), queda justificada por las dificultades encontradas durante la realización de los distintos experimentos para medir los caudales reales de entrada y salida de los humedales y por observarse, como se expondrá a continuación en el apartado 4.2.5, una variabilidad significativa en la concentración de iones en el influente de entrada.

Únicamente en el primer experimento fue posible determinar la biomasa inicial (n=4) de las macrófitas antes de ser plantadas y al final del periodo de operación en cada uno de los humedales (n=3) mediante el secado de la muestra a 60 °C durante 48 h.

### 4.2.5. Experimentos

En la planta piloto se realizaron cuatro experimentos sucesivos, manteniéndose en cada uno de ellos las mismas líneas experimentales o tratamientos antes descritos (Tabla 4.1). Entre cada experimento, las diferentes líneas experimentales fueron alimentadas en continuo por una solución nutritiva de formulación estándar sin añadir a la misma una fuente carbonada. El tiempo de alimentación sin fuente carbonada entre experimentos fue igual o superior al doble del TRH teórico. Los experimentos difirieron en la dosis de C:N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> añadida al influente y en el tipo de la fuente carbonada (acetato sódico o metanol). Los cálculos realizados para mantener la relación C:N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en cada experimento, se basaron en las siguientes relaciones estequiométricas según el tipo de la fuente carbonada utilizada (Metcalf y Eddy, 1979):

Acetato sódico:



Metanol:



El periodo de operación de cada uno de los experimentos se consideró tiempo suficiente para iniciar y mantener la desnitrificación del influente (reflejado en la evolución de la tasa de eliminación de  $\text{NO}_3^-$ ). En todo caso, el caudal del influente ( $0.24 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ ) y demás parámetros considerados en las ecuaciones del diseño de la planta piloto ya descritos, se mantuvieron iguales para cada uno de los experimentos.

#### *4.2.5.1. Experimento 1. Fuente carbonada: acetato sódico. Relación C:N- $\text{NO}_3^-$ 3:1*

El primer experimento duró 35 días, desde el 9 de Febrero hasta el 16 de Marzo de 2009. Durante este tiempo se añadió al influente una disolución de acetato sódico (AcNa) para alcanzar una relación C:N- $\text{NO}_3^-$  de 3:1. La composición media del influente real preparado y con la fuente de carbono ya añadida, justo a la entrada de los humedales, se muestra en la Tabla 4.2.

#### *4.2.5.2. Experimento 2. Fuente carbonada: acetato sódico. Relación C:N- $\text{NO}_3^-$ 0.5:1*

El segundo experimento tuvo una duración de 44 días, desde el 2 al 16 de Junio de 2009, durante los cuales se añadió una disolución de AcNa al influente para conseguir una relación C:N- $\text{NO}_3^-$  de 0.5:1, relativamente inferior a las dosis ensayadas por otros autores. La composición media del influente tras añadir la fuente de carbono, se muestra en la Tabla 4.3.

#### *4.2.5.3. Experimento 3. Fuente carbonada: acetato sódico. Relación C:N- $\text{NO}_3^-$ 1.5:1*

En el tercer experimento se mantuvo una relación C:N- $\text{NO}_3^-$  de 1.5:1 durante 49 días (desde el 30 de Octubre al 18 de Diciembre de 2009), mediante la adición de una disolución de AcNa. En la Tabla 4.4 se muestra la composición media del influente a la entrada de los humedales, con la fuente de carbono ya añadida.

**Tabla 4.2.** Composición media del influente (n=4) y error estándar en la zona de entrada de los humedales tras añadir la fuente de carbono en el Experimento 1.

Días	pH	CE (ds m <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	Na <sup>+</sup>	PT	K <sup>+</sup>	DQO
7	7.4±0.1	3.2±0.2	63.1±3.3	1.4±0.4	10.2±0.7	45.7±3.5	537±57.4	7.1±0.5	10.5±1.2	217±9.5
9	7.3±0.1	2.2±0.1	112±4.9	4.8±0.1	51.8±10.6	95.2±3.9	346±15.4	4.0±0.3	5.1±0.4	521±166
16	7.4±0.1	2.5±0.1	98.8±2.3	11.8±1.5	17.4±0.8	86.6±1.9	437±4.7	6.1±0.3	124±2.8	722±118
35	7.4±0.3	1.3±0.1	101±11.7	2.4±0.7	24.8±1.9	56.1±6.5	361±51.9	5.0±0.2	108±7.1	465±90.6
Media	7.4±0.0	2.3±0.4	93.7±10.6	5.1±2.3	26.1±9.1	70.9±11.9	420±43.7	5.6±0.7	61.9±31.4	481±104

**Tabla 4.3.** Composición media del influente (n=4) y error estándar en la zona de entrada de los humedales tras añadir la fuente de carbono en el Experimento 2. nd= no determinado.

Días	pH	CE (ds m <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	Na <sup>+</sup>	PT	K <sup>+</sup>	DQO
7	7.7±0.1	1.4±0.0	121±1.1	0.4±0.1	42.2±0.9	41.9±0.5	99.4±2.8	3.1±0.3	123±0.3	47.0±5.6
20	6.9±0.1	1.6±0.0	110±7.6	3.8±2.9	9.3±0.5	122±22.3	nd	nd	nd	31.6±6.8
27	7.1±0.0	1.6±0.0	101±0.7	0.0±0.0	1.5±0.3	227±4.9	nd	nd	nd	34.1±1.2
34	6.7±0.1	1.5±0.0	84.8±1.4	0.9±0.1	21.3±0.6	171±5.9	nd	nd	nd	37.2±10.9
44	6.4±0.1	1.4±0.0	94.3±1.1	0.8±0.3	10.0±0.0	101±2.3	95.2±8.2	16.2±1.0	101±3.8	23.1±3.5
Media	7.0±0.2	1.5±0.0	102±6.2	1.2±0.7	16.9±7.1	132±31.4	97.3±1.3	9.7±4.1	112±7.0	34.6±3.9

#### 4.2.5.4. Experimento 4. Fuente carbonada: metanol. Relación C:N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 1.5:1

En el cuarto y último experimento se añadió al influente metanol (Me) diluido para conseguir una relación C:N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de 1.5:1. Duró 65 días, desde el 1 de Marzo al 5

de Mayo de 2010. La composición media del influente a la entrada de los humedales y con la fuente de carbono añadida, se muestra en la Tabla 4.5. Como se expondrá en el apartado de Resultados y Discusión, la DQO de cada fuente carbonada es diferente y, por este motivo, la concentración de DQO en el influente de este experimento (Tabla 4.5) es superior a la del Experimento 3 (Tabla 4.4), aunque la relación C:N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> añadida sea la misma.

**Tabla 4.4.** Composición media del influente (n=4) y error estándar en la zona de entrada de los humedales tras añadir la fuente de carbono en el Experimento 3. nd=no determinado.

Días	pH	CE (ds m <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup> mg L <sup>-1</sup>	PT	S-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	DQO
7	7.1 ± 0.1	2.3 ± 0.0	107 ± 14.0	7.8 ± 2.0	5.3 ± 0.3	67.3 ± 1.7	nd	57.0 ± 3.4	406 ± 18.1
21	7.3 ± 0.1	2.2 ± 0.0	146 ± 11.9	4.8 ± 1.9	5.7 ± 0.2	71.6 ± 4.9	0.0 ± 0.0	30.7 ± 6.0	431 ± 40.3
28	7.2 ± 0.0	2.3 ± 0.0	152 ± 3.7	4.7 ± 0.6	4.9 ± 0.2	60.1 ± 5.4	0.0 ± 0.0	24.3 ± 2.0	458 ± 23.0
35	7.3 ± 0.1	2.1 ± 0.0	122 ± 6.3	8.6 ± 1.4	9.2 ± 0.6	51.0 ± 1.3	7.7 ± 1.5	22.5 ± 1.7	542 ± 27.6
42	7.6 ± 0.1	1.7 ± 0.0	98.9 ± 5.1	2.5 ± 0.0	4.3 ± 0.3	53.8 ± 1.4	2.8 ± 0.1	24.5 ± 1.5	225 ± 14.9
49	7.3 ± 0.1	1.6 ± 0.1	109 ± 3.2	1.6 ± 0.3	14.9 ± 0.2	55.0 ± 1.4	11.6 ± 2.6	24.7 ± 1.8	227 ± 17.7
Media	7.3 ± 0.1	2.0 ± 0.1	122 ± 8.9	5.0 ± 1.1	7.4 ± 1.7	59.8 ± 3.3	4.4 ± 2.1	30.6 ± 5.4	381 ± 52.6

**Tabla 4.5.** Composición media del influente (n=4) y error estándar en la zona de entrada de los humedales tras añadir la fuente de carbono en el Experimento 4.

Días	pH	CE (ds m <sup>-1</sup> )	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup> mg L <sup>-1</sup>	PT	S-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	DQO
7	7.1 ± 0.1	2.3 ± 0.0	107 ± 14.0	7.8 ± 2.0	5.3 ± 0.3	67.3 ± 1.7	nd	57.0 ± 3.4	406 ± 18.1
21	7.3 ± 0.1	2.2 ± 0.0	146 ± 11.9	4.8 ± 1.9	5.7 ± 0.2	71.6 ± 4.9	0.0 ± 0.0	30.7 ± 6.0	431 ± 40.3
28	7.2 ± 0.0	2.3 ± 0.0	152 ± 3.7	4.7 ± 0.6	4.9 ± 0.2	60.1 ± 5.4	0.0 ± 0.0	24.3 ± 2.0	458 ± 23.0
35	7.3 ± 0.1	2.1 ± 0.0	122 ± 6.3	8.6 ± 1.4	9.2 ± 0.6	51.0 ± 1.3	7.7 ± 1.5	22.5 ± 1.7	542 ± 27.6
42	7.6 ± 0.1	1.7 ± 0.0	98.9 ± 5.1	2.5 ± 0.0	4.3 ± 0.3	53.8 ± 1.4	2.8 ± 0.1	24.5 ± 1.5	225 ± 14.9
49	7.3 ± 0.1	1.6 ± 0.1	109 ± 3.2	1.6 ± 0.3	14.9 ± 0.2	55.0 ± 1.4	11.6 ± 2.6	24.7 ± 1.8	227 ± 17.7
Media	7.3 ± 0.1	2.0 ± 0.1	122 ± 8.9	5.0 ± 1.1	7.4 ± 1.7	59.8 ± 3.3	4.4 ± 2.1	30.6 ± 5.4	381 ± 52.6

De manera general para todos los experimentos, la adición de la fuente carbonada al influente produjo una serie de alteraciones en la composición del mismo, principalmente en las distintas formas de N. Probablemente este hecho es debido a la actividad microbológica presente en las tuberías de abastecimiento, la cual se vio promovida por la adición de la fuente de carbono. Por este motivo, la concentración de N en el influente en la zona de entrada de los humedales varía entre los distintos días de muestreo para cada uno de los experimentos y entre experimentos (Tablas 4.2, 4.3, 4.4 y 4.5).

La concentración media de  $\text{Na}^+$  en el agua utilizada para preparar el influente fue de  $76 \text{ mg L}^{-1}$ , pero se vio incrementada en función de la dosis de  $\text{AcNa}$  añadida en aquellos experimentos donde este tipo de fuente carbonada fue utilizada (Tablas 4.2 y 4.3). Cabe destacar que las diferencias observadas en la concentración de  $\text{Na}^+$ , solo medida en los experimentos 1 y 2 (Tablas 4.2 y 4.3), y de DQO entre los distintos días de muestreo para cada experimento (Tablas 4.2, 4.3, 4.4 y 4.5), son debidas con mucha probabilidad, al desfase entre la toma de muestras en la zona de entrada y la inyección automática de la fuente carbonada. La CE del influente en la zona de entrada también varió entre experimentos en función de la dosis y del tipo de fuente carbonada añadida (Tablas 4.2, 4.3, 4.4 y 4.5).

### **4.2.6. Interpretación de los resultados en función de la tasa de eliminación de nitrógeno y el proceso de desnitrificación**

La importancia de este estudio radica en la evaluación de diferentes líneas experimentales con HSsH y en determinar el efecto de aplicar diferentes dosis de dos tipos de fuente carbonada en la tasa de eliminación del N de una solución con alto contenido en  $\text{NO}_3^-$  y, especialmente, en la desnitrificación. La variedad de resultados obtenidos en cada uno de los experimentos en cuanto a las tasas de eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$ ,  $\text{N-NO}_2^-$  y  $\text{N-NH}_4^+$ , permitió establecer unos rangos de valores y una clasificación comunes a todos los experimentos con el objetivo de facilitar la discusión de los mismos.

Por una parte, los resultados se clasificarán, en base a un rango de valores asignado a la tasa de eliminación de las diferentes formas de N, en: muy alta, alta, intermedia, baja, muy baja o nula. Una tasa de eliminación nula significa que se produce una acumulación de N en el efluente final o tratado, es decir, que la concentración de N en el efluente final supera a la del influente. (Tabla 4.6).

**Tabla 4.6.** Clasificación de la intensidad de las tasas de eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$ ,  $\text{N-NH}_4^+$  y  $\text{N-NO}_2^-$ , y del proceso de desnitrificación según el rango de valores asignado.

Rango de valores (%)	Clasificación		
	$\text{N-NO}_3^-$	$\text{N-NH}_4^+$	$\text{N-NO}_2^-$ (Desnitrificación)
<b>Tasa de eliminación</b>			
80-100	Muy alta	Muy alta	Muy alta
60-80	Alta	Alta	Alta
40-60	Intermedia	Intermedia	Intermedia
20-40	Baja	Baja	Baja
10-20	Muy baja	Muy baja	Muy baja
0-10 o <0 (acumulación)	Nula	Nula	Nula
<b>Desnitrificación</b>			
≥50	-	-	Completa
30-50	-	-	Relativamente completa
0-30 o <0 (acumulación)	-	-	Incompleta

Por otra parte, la desnitrificación se clasificará, siempre que la tasa de eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$  no sea nula, según un rango de valores diferente al de las tasas de eliminación de N, basado exclusivamente en la tasa de eliminación de  $\text{NO}_2^-$ . Como ya se ha comentado anteriormente, esta forma de N es un producto intermedio del proceso, así podemos hablar de un proceso de desnitrificación completo, relativamente completo o incompleto en función de la tasa de eliminación de  $\text{NO}_2^-$  (Tabla 4.6).



### 4.2.7. Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos se realizaron mediante el software informático SAS (v9.1, SAS Institute, Cary, NC, USA). Todos los datos obtenidos mediante el análisis de las muestras fueron analizados mediante ANOVA de una vía para determinar las diferencias entre los tratamientos en cada momento de muestreo. Para determinar la evolución de la tasa de eliminación de nutrientes para cada tratamiento, los datos también fueron analizados mediante una ANOVA de medidas repetidas (PROC MIXED). Cuando se observaron tasas de eliminación muy variables en el tiempo, no se realizó ANOVA de medidas repetidas. Los residuos estudentizados fueron examinados en cada análisis en cuanto al test de normalidad. Cuando los residuos de los datos no se distribuían normalmente, fueron transformados mediante el arcoseno de los mismos. En el caso de que los datos mostraran una acumulación de nutrientes en el efluente final (tasas de eliminación negativas), la transformación de los datos no redujo la heterogeneidad de las varianzas, por lo que no se realizó ANOVA. La separación de las medias entre tratamientos, se obtuvo mediante el test de Tukey.

## 4.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.3.1. Experimento 1. Fuente de carbono: acetato sódico. Relación C:N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de 3:1

#### 4.3.1.1. Eliminación de N y de DQO del influente

La concentración media de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en el influente a lo largo del experimento fue de 93.7 mg L<sup>-1</sup>, la de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> fue de 26.1 mg L<sup>-1</sup> y la de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> fue de 5.1 mg L<sup>-1</sup> (Tabla 4.2). Estas concentraciones son más elevadas que las utilizadas por otros autores a la hora de formular soluciones de composición similar a los lixiviados procedentes de viveros. Por ejemplo, Headley *et al.* (2001) formuló una solución con una concentración media en el influente de 3.0 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> L<sup>-1</sup>, 0.7 mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> L<sup>-1</sup> y 0.3 mg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> L<sup>-1</sup>, basada en la medición durante cinco meses de los lixiviados procedentes de cinco viveros. De manera similar, Huett *et al.* (2005) prepararon una solución con una concentración media de 10 mg N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> L<sup>-1</sup> y 0.8 mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> L<sup>-1</sup>. Las distintas formas de N analizadas en este experimento (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) sufrieron una

tasa de eliminación mayor que el resto de nutrientes, no viéndose afectada ni por el tipo de sustrato usado ni por el número de fases de los humedales (Tabla 4.7).

**Tabla 4.7.** Tasa de eliminación de nutrientes durante el periodo de operación del Experimento 1 ((influyente/efluente/influyente) x 100) y pH y conductividad eléctrica (CE) en el efluente tratado. 2-FG y 2-FGV: humedales de dos fases con granito o con granito y grava volcánica roja, respectivamente; 1-FG y 1-FGV: humedales de una fase con granito o con granito y grava volcánica roja, respectivamente.

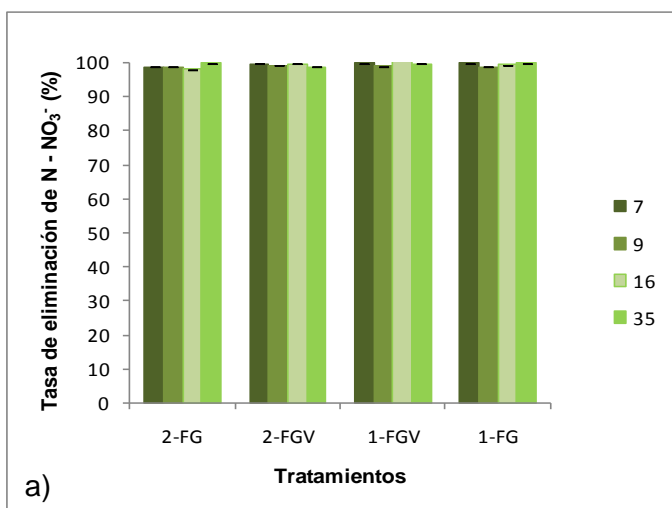
Días	Tratamientos	Tasa de eliminación de nutrientes (%)										pH	CE (dS m <sup>-1</sup> ) (a la salida)	
		$\Delta\text{N-NO}_3^-$	$\Delta\text{N-NO}_2^-$	$\Delta\text{N-NH}_4^+$	$\Delta\text{PT}$	$\Delta\text{K}^+$	$\Delta\text{Cl}^-$	$\Delta\text{Na}^+$	$\Delta\text{DQO}$					
7	2-FG	98.8 ns*	100	97.3 ns	100	**	**	**	**	**	**	30.8 ns	8.1 ns	2.3 ns
	2-FGV	99.7 ns	100	96.4 ns	100	**	**	**	**	**	13.4 a	17.5 ns	7.8 ns	2.4 ns
	1-FGV	100 ns	100	96.2 ns	100	**	**	**	**	**	4.9 b	27.2 ns	8.2 ns	2.6 ns
	1-FG	100 ns	100	95.6 ns	100	**	**	**	**	**	**	41.3 ns	8.0 ns	2.6 ns
	P	0.039	*	0.434	*			0.026				0.457	0.125	0.451
9	2-FG	98.8 ns	100	96.5 ns	82.8 c	**	**	**	**	**	**	75.0 a	8.1 ns	1.9 ns
	2-FGV	99.3 ns	100	97.6 ns	98.4 a	**	**	**	**	**	**	53.5 b,a	8.1 ns	2.1 ns
	1-FGV	99.0 ns	100	94.6 ns	88.4 b,c	**	**	**	**	**	**	47.4 b	8.4 ns	1.9 ns
	1-FG	98.9 ns	100	96.2 ns	92.3 b,a	**	**	**	**	**	**	69.0 b,a	8.3 ns	1.8 ns
	P	0.962	*	0.119	0.005			-				0.024	0.185	0.572
16	2-FG	98.0 b <sup>y</sup>	100 ns	95.9 a	100 a	84.2 a	**	**	**	**	12.1 a	39.1 ns	7.7 c	1.9 ns
	2-FGV	99.8 a	100 ns	79.7 b	73.4 b	77.2 b	**	**	**	**	7.6 b	58.4 ns	8.1 b	1.9 ns
	1-FGV	99.7 a	99.6 ns	64.0 c	70.9 b	76.7 b	**	**	**	**	**	55.1 ns	8.6 a	1.9 ns
	1-FG	99.5 b,a	99.6 ns	58.3 d	70.0 b	88.8 a	**	**	**	**	2.5 b	46.9 ns	8.2 b	1.7 ns
	P	0.026	0.593	<0.001	0.001	0.004		0.012				0.171	<0.001	0.043
35	2-FG	99.9 ns	100	49.9 b,a	71.0 a	67.3 a	**	**	**	**	23.8 a	72.6 a	8.3 b	0.9 ns
	2-FGV	98.8 ns	100	55.5 a	45.8 b,a	56.2 a	**	**	**	**	**	63.1 a	8.4 b,a	0.7 ns
	1-FGV	99.8 ns	100	32.4 b,a	36.7 b	9.0 b	**	**	**	**	**	16.1 b	8.5 a	1.4 ns
	1-FG	99.9 ns	100	0 b	39.5 b	36.7 b,a	**	**	**	**	3.7 b	0.15 b	8.3 b	1.4 ns
	P	0.575	*	0.043	0.015	0.007		0.001				0.006	0.005	0.162

<sup>y</sup> Entre dos medias en una columna no seguidas de la misma letra, son significativamente diferentes según el test de Tukey a un nivel de probabilidad  $P^* \leq 0.05$ . ns = no significativo, \*\* = acumulación de nutrientes en el efluente.

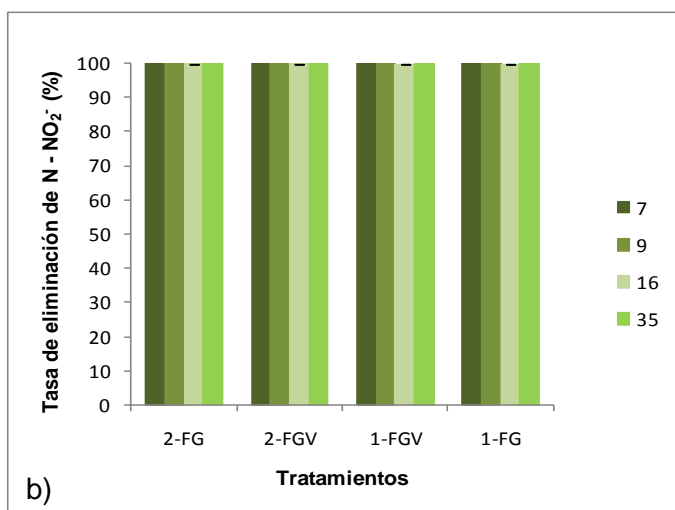
La concentración de  $\text{N-NO}_3^-$  en el efluente tratado se mantuvo por debajo de  $1.5 \text{ mg L}^{-1}$  y la concentración de  $\text{N-NO}_2^-$  fue indetectable en la mayoría de los casos

## 4 · RESULTADOS Y DISCUSIÓN EXPERIMENTO I

(datos no mostrados). Las tasas de eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$  y  $\text{N-NO}_2^-$  fueron muy altas en todas las líneas experimentales y no se encontraron diferencias significativas a lo largo del tiempo, indicando una estabilidad temporal del proceso de desnitrificación en todas las líneas hasta el final del periodo de operación (Fig. 4.4 a,b). La ausencia de  $\text{N-NO}_2^-$  en el efluente tratado durante todo el periodo de operación, puede ser indicativo de que la fuente de carbono añadida fue suficiente para promover el crecimiento de la biomasa bacteriana (bacterias desnitrificantes), indicando un proceso de desnitrificación completo.



**Fig. 4.4.a.** Eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$  (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 1. Dos medias dentro de un grupo de tratamiento a lo largo del tiempo (7, 9, 16 y 35 días después del 5 Feb. 2009) no seguidas de la misma letra, son significativamente diferentes según el test de Tukey para un nivel de probabilidad  $P \leq 0.05$ . Cuando las letras no aparecen no hay diferencias significativas.



**Fig. 4.4.b.** Eliminación de  $\text{N-NO}_2^-$  (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 1. Dos medias dentro de un grupo de tratamiento a lo largo del tiempo (7, 9, 16 y 35 días después del 5 Feb. 2009) no seguidas de la misma letra, son significativamente diferentes según el test de Tukey para un nivel de probabilidad  $P \leq 0.05$ . Cuando las letras no aparecen no hay diferencias significativas.

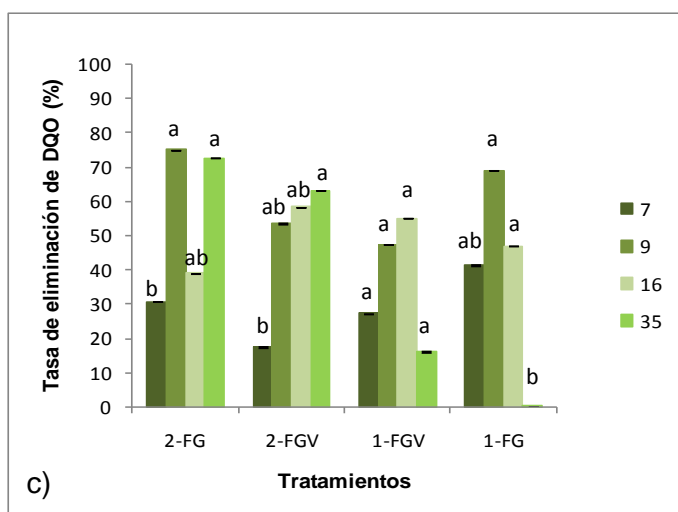
Según Ziglio *et al.* (2001), la DQO del AcNa es de  $0.752 \text{ g g}^{-1}$ , por lo que la relación C:N- $\text{NO}_3^-$  de 3:1 aplicada en este experimento sería equivalente a una relación DQO:N- $\text{NO}_3^-$  de 7.7:1. Esta relación es similar a la ensayada por otros autores para desnitrificar otros tipos de efluentes. Por ejemplo, Albuquerque *et al.* (2009) aplicó una relación DQO:N de hasta 10:1 en forma de AcNa y Lin *et al.* (2008) aplicó una relación DQO:N de hasta 6.2:1 en forma de fructosa. La relación DQO:N es un parámetro clave a la hora de obtener efluentes con mayor o menor concentración de N- $\text{NO}_2^-$ . De esta manera, Dhamole *et al.* (2009), observaron que aumentando la relación DQO:N de 4 a 8 en un reactor biológico, el N- $\text{NO}_2^-$  dejó de acumularse en el efluente, consiguiendo una desnitrificación completa.

Debido al gran número de factores que afectan al proceso de desnitrificación, los resultados obtenidos por otros autores son muy variados en función de la dosis y el tipo de la fuente de carbono añadida al influente. En otro estudio donde se trataban lixiviados de viveros mediante humedales artificiales, Taylor *et al.* (2006) encontraron tasas de eliminación de N ( $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ ) dependientes de la T y de la época del año en función de las estrategias de fertilización usadas por los viveros (hasta un 94.7 % de Marzo a Noviembre). Además de los factores ya citados, el proceso de desnitrificación está controlado por las características del sustrato, por las especies de macrófitas plantadas y por la densidad de plantación de las mismas (Lin *et al.*, 2008). Lin *et al.* (2002) sugieren que la eficiencia en la eliminación de N- $\text{NO}_3^-$  depende en gran medida de la capacidad de determinadas especies de macrófitas para producir carbono para la desnitrificación. De esta manera, un mayor grado de madurez de los humedales implica un aumento del contenido orgánico de los sedimentos del humedal, lo cual supone un aumento en la disposición de materia orgánica o fuente carbonada para la desnitrificación (Lin *et al.*, 2008). Sin embargo, en el caso de este experimento se puede considerar, por los argumentos que a continuación se exponen, que los humedales artificiales eran aún inmaduros debido a la reciente implantación de la vegetación. La biomasa total media de las macrófitas al inicio de su plantación, fue equivalente a  $34.2 \text{ g m}^{-2}$  y al final del estudio fue de  $19.0 \text{ g m}^{-2}$  en la línea 2-FG,  $28.2 \text{ g}$

## 4 · RESULTADOS Y DISCUSIÓN EXPERIMENTO I

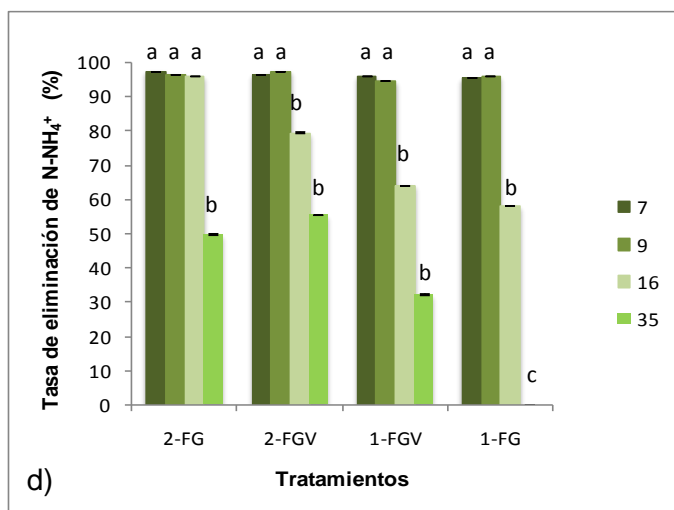
$\text{m}^{-2}$  en la línea 2-FGV,  $28.1 \text{ g m}^{-2}$  en la línea 1-FGV y  $36.0 \text{ g m}^{-2}$  en la línea 1-FG. Estos valores medios no fueron significativamente diferentes de la biomasa total media inicial ni entre líneas experimentales ( $p > 0.05$ ), indicando un crecimiento no activo de las macrófitas debido a su estado vegetativo durante este experimento. Estos resultados sugieren que la extracción de nutrientes o la liberación de compuestos carbonados por parte de la vegetación fueron mínimas o nulas, atribuyendo la eficiencia del sistema en la reducción de nutrientes a procesos mayoritariamente microbiológicos.

Los resultados mostraron que la tasa de eliminación de la DQO sufrió variaciones significativas a lo largo del experimento. En los humedales de dos fases aumentó significativamente del 24 % al inicio hasta el 68 % al final del periodo de operación (Fig. 4.4 c). Sin embargo, en los humedales de una fase se observó, al final del experimento, una disminución en la tasa de eliminación no significativa respecto a la alcanzada inicialmente (Fig. 4.4 c). Estos resultados podrían indicar un efecto de los humedales de dos fases (mayor TRH) sobre la capacidad de consumo de carbono por parte de la biomasa microbiana que no se dio en los de una fase. De este modo, en el caso de los humedales de dos fases, el exceso de carbono que ya no es asimilable por el sistema, es consumido en el siguiente humedal.



**Fig. 4.4.c.** Eliminación de DQO (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 1. Dos medias dentro de un grupo de tratamiento a lo largo del tiempo (7, 9, 16 y 35 días después del 5 Feb. 2009) no seguidas de la misma letra, son significativamente diferentes según el test de Tukey para un nivel de probabilidad  $P \leq 0.05$ . Cuando las letras no aparecen no hay diferencias significativas.

Los procesos de nitrificación y desnitrificación ocurrieron simultáneamente durante todo el experimento aunque, a partir del día 9, se observaron variaciones temporales en la intensidad de la tasa de eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  para cada línea experimental. Así, en los días 7 y 9 de funcionamiento la concentración media de  $\text{N-NH}_4^+$  en el efluente de los humedales fue inferior a  $2 \text{ mg L}^{-1}$  (datos no mostrados), con una tasa de eliminación muy alta (superior al 94 %) en todas las líneas, sin que existieran diferencias significativas entre ellas (Tabla 4.7). Sin embargo, a partir del día 9 se observan diferencias significativas entre las líneas experimentales debido a un aumento en la concentración de  $\text{N-NH}_4^+$  del efluente. Así, a los 16 días de funcionamiento, la tasa de eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  es muy alta y alta en las líneas 2-FG y 2-FGV, respectivamente, y alta e intermedia en las líneas 1-FGV y 1-FG, respectivamente (Tabla 4.7). En el día 35, se observa una disminución notable en todas las líneas experimentales, siendo la tasa de eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  intermedia en los dos humedales de dos fases y baja y nula en las líneas 1-FGV y 1-FG, respectivamente (Tabla 4.7). Cuando se observa la evolución en el tiempo para cada línea experimental, la línea 2-FG, a diferencia del resto, mantiene una tasa de eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  hasta el día 16 similar a la alcanzada inicialmente (Fig. 4.4 d).

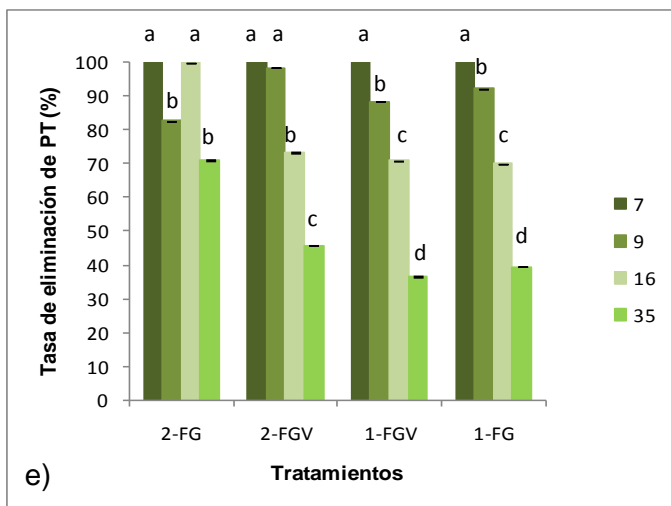


**Fig. 4.4.d.** Eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 1. Dos medias dentro de un grupo de tratamiento a lo largo del tiempo (7, 9, 16 y 35 días después del 5 Feb. 2009) no seguidas de la misma letra, son significativamente diferentes según el test de Tukey para un nivel de probabilidad  $P \leq 0.05$ . Cuando las letras no aparecen no hay diferencias significativas.

Ya al final del periodo de operación, la tasa de eliminación del  $\text{N-NH}_4^+$  sufre de manera general una notable disminución respecto al inicio (Fig. 4.4 d). El hecho de detectar una progresiva acumulación de  $\text{N-NH}_4^+$  en el efluente tratado, podría ser explicado por algunos de los procesos que tienen lugar en los humedales. En primer lugar, podría ser debido a un proceso de amonificación (mineralización) a partir de la materia orgánica procedente de la biomasa bacteriana. Sin embargo, aunque la amonificación se produzca en todos los tipos de humedales, es un proceso muy dependiente, entre otros factores, de la T (40-60 °C es el óptimo) (Vymazal, 2007), y durante el periodo de operación de este estudio la T del agua en los humedales no superó los 14.7 °C. En segundo lugar, podría ser debido a una reducción del  $\text{NO}_3^-$  a  $\text{NH}_4^+$  (nitrato-amonificación), proceso más desconocido y llevado a cabo por bacterias fermentativas que no dependen de la presencia de  $\text{NO}_3^-$  para su crecimiento (Vymazal, 2007). Por último, la acumulación de  $\text{N-NH}_4^+$  en el efluente, podría indicar con más probabilidad, una disminución o ralentización del proceso de nitrificación. Como ya es conocido, los HSsH poseen las características adecuadas para los procesos de desnitrificación debido fundamentalmente a la creación de un ambiente carente de oxígeno. Es por ello que los procesos de nitrificación en este tipo de humedales estén bastante limitados debido a que la primera etapa de este proceso la realizan bacterias aerobias estrictas (Vymazal, 2007). Otra circunstancia que podría avalar la hipótesis de una ralentización de la nitrificación, es el pH. Albuquerque *et al.* (2009), en un estudio a escala piloto con HSsH, observaron un pH por encima de 9 cuando se añadían altas concentraciones de  $\text{N-NO}_3^-$  en el influente, atribuyendo el pH elevado a la posibilidad de una alta oxidación del AcNa (fuente de carbono usada), a una reducción de  $\text{N-NO}_3^-$  o a una disminución de la nitrificación (llevada a cabo por microorganismos autótrofos consumidores de alcalinidad). Los rangos de pH medidos en el efluente de este estudio (entre 7.7 y 8.6) (Tabla 4.7), podrían asociar también esta circunstancia a los procesos antes mencionados.

4.3.1.2. Eliminación del resto de iones del influente

Las medidas obtenidas de PT hacen referencia a las formas solubles de fósforo y, debido a los valores de pH ya descritos en el efluente (Tabla 4.7), se estima que más del 90 % del fósforo estuvo en la forma  $\text{HPO}_4^{2-}$ . Las concentraciones medias de PT en el influente oscilaron entre 4.0 y 7.1  $\text{mg L}^{-1}$  (Tabla 4.2), muy por encima de las concentraciones medidas por Taylor *et al.* (2006) en los lixiviados de un vivero comercial (0.7-2.2  $\text{mg P-PO}_4^{3-} \text{ L}^{-1}$ ) o de la concentración media anual de 0.87  $\text{mg PT L}^{-1}$  medida por Lu *et al.* (2009) en lixiviados de origen agrícola. También muy superiores a la concentración de PT de 0.58  $\text{mg L}^{-1}$  (88 % como  $\text{P-PO}_4^{3-}$ ) (Huett *et al.*, 2005) o de 0.5  $\text{mg L}^{-1}$  (> 50 % como  $\text{PO}_4^{3-}$ ) (Headley *et al.*, 2001) utilizada por estos autores para la formulación de una solución similar a los lixiviados producidos en los viveros. En este estudio, la tasa de eliminación del PT fue del 100 % en el día 7 en todas las líneas experimentales (Tabla 4.7), sin embargo, se observó como la eficiencia de cada línea experimental sufrió variaciones temporales (Fig. 4.4 e).



**Fig. 4.4.e.** Eliminación de PT (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 1. Dos medias dentro de un grupo de tratamiento a lo largo del tiempo (7, 9, 16 y 35 días después del 5 Feb. 2009) no seguidas de la misma letra, son significativamente diferentes según el test de Tukey para un nivel de probabilidad  $P \leq 0.05$ . Cuando las letras no aparecen no hay diferencias significativas.

En general, con el paso del tiempo, la tasa de eliminación del PT disminuye de manera análoga en ambos humedales de una fase (1-FGV y 1-FG) independientemente del tipo de sustrato usado (Fig. 4.4 e). Un efecto similar se detectó para la línea 2-FGV, aunque su tasa de eliminación de PT no sufrió variaciones hasta el día 16 de

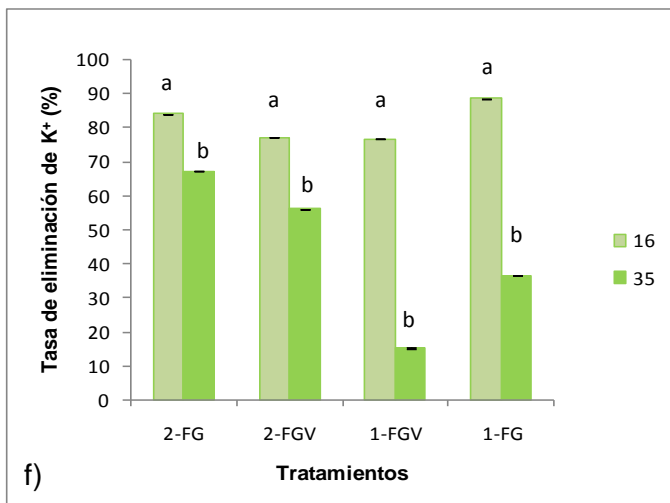


## 4 · RESULTADOS Y DISCUSIÓN EXPERIMENTO I

---

funcionamiento respecto al inicio (Fig. 4.4 e). Los resultados obtenidos mostraron que ni el tipo de sustrato ni el número de fases produjeron efecto alguno sobre la tasa de eliminación del PT. El elevado pH del efluente junto con la concentración de  $\text{Ca}^{2+}$  en el agua utilizada para la preparación del influente ( $130 \text{ mg Ca}^{2+} \text{ L}^{-1}$ ), pudo facilitar la precipitación de fósforo en el sustrato (Brix *et al.*, 2001). También, se ha observado que los materiales usados normalmente como soporte en los HSsH, no favorecen los procesos de adsorción/precipitación y además, también se ha observado que estos procesos disminuyen con el tiempo debido a la colmatación del sustrato (Vymazal, 2007; Albuquerque *et al.*, 2009). Es por ello que existen muchos estudios encaminados a la comparación de la efectividad de sustratos de diferente naturaleza (esquistos, arcilla expandida, marmolina, vermiculita, calcita, hornablenda, mineral de hierro u ocre) para aumentar la capacidad de adsorción del fósforo a largo plazo (Heal *et al.*, 2005; Brix *et al.*, 2001; Tang *et al.*, 2009).

Debido al grado de inmadurez de los humedales objeto de estudio, es muy probable que la extracción de nutrientes por parte de la vegetación fuera mínima o inexistente. Por ello, la eliminación de  $\text{K}^+$  de la solución se atribuye probablemente a la fijación por parte de la comunidad bacteriana instalada en los humedales. Se observó para los días 7 y 9 de muestreo una concentración de  $\text{K}^+$  en el efluente superior a la aportada por el influente a cada línea experimental (Tabla 4.7), por lo que se decidió excluir estos resultados del análisis estadístico referente a la evolución temporal de cada tratamiento en la eliminación de  $\text{K}^+$ . En el día 16 de muestreo se detectó eliminación de  $\text{K}^+$ , siendo más elevada en los tratamientos 2-FG y 1-FG respecto al resto (Tabla 4.7). Ya la final del periodo de operación (día 35), esta tasa se ve significativamente disminuida en todos los tratamientos respecto al día 16 de muestreo (Fig. 4.4 f) y es más elevada en los dos tratamientos con humedales de dos fases que en los de una fase (Tabla 4.7).



**Fig. 4.4.f.** Eliminación de  $K^+$  (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 1. Dos medias dentro de un grupo de tratamiento a lo largo del tiempo (7, 9, 16 y 35 días después del 5 Feb. 2009) no seguidas de la misma letra, son significativamente diferentes según el test de Tukey para un nivel de probabilidad  $P \leq 0.05$ . Cuando las letras no aparecen no hay diferencias significativas.

La eficiencia de los diferentes tratamientos en la eliminación de  $Cl^-$  y  $Na^+$  fue muy baja o nula a lo largo del periodo de funcionamiento, observándose una concentración superior a la salida de los humedales respecto a la contenida en el influente (Tabla 4.7). En el caso de los iones, la naturaleza del sustrato juega un papel muy importante en su eliminación debido a la capacidad de intercambio catiónico y/o a procesos de precipitación química (Abbassi *et al.*, 2010). Debido a la naturaleza inorgánica y químicamente inerte (capacidad de intercambio catiónico menor de  $10 \text{ meq L}^{-1}$ ) de los sustratos empleados y a la inmadurez de los humedales utilizados en este estudio, es poco probable que se dieran procesos de intercambio catiónico, adsorción o precipitación química producida por la liberación de iones propios del sustrato o extracción de nutrientes por parte de la vegetación. Por ello, las tasas de eliminación observadas se podrían atribuir a procesos mayoritariamente microbiológicos como se ha dicho anteriormente, exceptuando el caso del fósforo.

#### 4.3.1.3. pH y CE en el efluente tratado

Los valores medios de pH en el efluente fueron muy similares entre las distintas líneas experimentales (Tabla 4.7) y se mantuvieron más elevados que los medidos en el influente (Tabla 4.2). Como ya se ha comentado anteriormente, un pH

## 4 · CONCLUSIONES PARCIALES EXPERIMENTO I

---

elevado podría ser debido a diferentes procesos que tienen lugar en los humedales artificiales, como son la oxidación del AcNa, la reducción de  $\text{N-NO}_3^-$  o la ralentización en el proceso de nitrificación, entre otros. Cuando se observa la evolución del pH a lo largo del periodo de operación en cada línea experimental, estos valores se muestran estables, sin detectarse diferencias significativas a lo largo del tiempo ( $p \geq 0.05$ ) (datos no mostrados).

La CE del efluente tratado se mantuvo por debajo de la CE media del influente (Tabla 4.2), sin observarse diferencias significativas entre las distintas líneas experimentales para cada momento de muestreo (Tabla 4.7). Sin embargo, a diferencia de la estabilidad mostrada en los valores de pH, la CE en el efluente tratado de cada línea experimental, sufrió una disminución significativa con el paso del tiempo respecto a los valores iniciales ( $p \leq 0.05$ ) (datos no mostrados), probablemente debido al proceso de desnitrificación.

### 4.3.1.4. Conclusiones parciales

- Las tasas de eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$  y de  $\text{N-NO}_2^-$  fueron muy altas en todas las líneas experimentales durante todo el periodo de operación, sin observarse efecto alguno del número de fases o del tipo de sustrato usado. Algo similar ocurrió con la tasa de eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  durante los primeros 9 días de operación, aunque después esta tasa se va reduciendo significativamente, especialmente en las líneas con humedales de una fase.
- La tasa de eliminación de PT fue máxima en la primera semana de operación en todas las líneas experimentales. A partir de este momento se va reduciendo significativamente, especialmente en los humedales de una fase.
- El ión  $\text{K}^+$  se acumuló en el efluente final en todas las líneas experimentales durante los primeros nueve días de operación. En el día 16 se observa una tasa de eliminación significativamente mayor en las líneas con granito, independientemente del número de fases. Al final del periodo de operación esta tasa se reduce significativamente en todas las líneas experimentales, especialmente en los humedales de una fase.

- Los iones  $\text{Cl}^-$  y  $\text{Na}^+$  (procedente de la fuente carbonada) se acumularon en el efluente final en todas las líneas experimentales durante el periodo de operación.
- De manera general, la tasa de eliminación de la DQO se vio favorecida por el uso de humedales de dos fases y fue muy variable durante el periodo de operación.
- La dosis de AcNa añadida al influente para conseguir una relación  $\text{C:N-NO}_3^-$  de 3:1, fue suficiente para alcanzar una desnitrificación completa y rápida en todas las distintas líneas experimentales.

#### 4.3.2. Experimento 2. Fuente de carbono: acetato sódico. Relación $\text{C:N-NO}_3^-$ de 0.5:1

##### 4.3.2.1. Eliminación de N y de DQO del influente

Los resultados mostraron que las tasas de eliminación de las diferentes formas de N analizadas fueron muy variables e inestables a lo largo del periodo de operación. De manera general, las tasas de eliminación de N observadas fueron bajas, muy bajas o nulas, sin encontrarse un efecto significativo del número de fases de los humedales o del tipo de sustrato usado (Tabla 4.8). La tasa de eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$  fue baja (del 20 al 40 %) o nula, y muy variable durante el periodo de operación, observándose una acumulación de  $\text{N-NO}_3^-$  en el efluente tratado por la mayoría de las líneas experimentales durante la mayor parte del periodo de operación (Tabla 4.8). El  $\text{N-NO}_2^-$  se acumuló en el efluente final de todas las líneas experimentales durante todo el periodo de operación (tasa de eliminación nula). Aunque se produjo una tasa de eliminación muy alta en el día 20 de muestreo en las líneas con humedales de una fase (Tabla 4.8). Aún así, la concentración media de esta forma de N en el efluente final, fue relativamente baja durante todo el experimento (0.1 a 13.0  $\text{mg N-NO}_2^- \text{ L}^{-1}$ ) (datos no mostrados).

Aplicando la misma relación que en el Experimento 1 propuesta por Ziglio *et al.* (2001), la relación  $\text{C:N-NO}_3^-$  aplicada en este experimento mediante la adición de AcNa, sería equivalente a una relación  $\text{DQO:N-NO}_3^-$  de 1.3:1. Esta relación estaría muy por debajo de las dosis recomendadas por otros autores a la hora de desnitrificar efluentes de manera eficiente (Lin *et al.*, 2002, 2008; Albuquerque *et al.*, 2009;

Dhamole *et al.*, 2009; Gagnon *et al.*, 2010). La variabilidad encontrada en la tasa de eliminación de las diferentes formas de N ( $\text{NO}_3^-$  y  $\text{NO}_2^-$ ), normalmente mínima o nula, podría ser indicativo de una inestabilidad de los procesos microbiológicos responsables de su transformación. En este caso, la dosis de AcNa aportada para alcanzar un ratio C:N- $\text{NO}_3^-$  de 0.5:1, sería insuficiente para promover el crecimiento de la biomasa bacteriana responsable de promover el proceso de desnitrificación de manera continua y eficiente. De esta manera, debido a que la fuente de carbono es crítica en el proceso de desnitrificación, un aporte insuficiente contribuye frecuentemente a elevar la concentración de  $\text{NO}_3^-$  o  $\text{NO}_2^-$  en el efluente (Bezbaruah y Zhang, 2003).

La tasa de eliminación de la DQO, indicadora del consumo de carbono por parte de la comunidad bacteriana instalada en el sistema, fue variable y relativamente baja a lo largo del tiempo, sin encontrarse diferencias significativas entre las líneas experimentales para la mayoría de los días de muestreo (Tabla 4.8). La tasa máxima de eliminación detectada fue del 50.5 % en la línea 2-FG en el día 20 de muestreo, observándose una acumulación de fuente carbonada en el efluente tratado por el resto de líneas experimentales para este mismo día de muestreo (Tabla 4.8). En el día 34 de operación también se observó una acumulación de DQO en el efluente final de las líneas con humedales de una fase y, en el día 44, se observó lo mismo en las líneas con humedales de de dos fases (Tabla 4.8). Sin embargo, aunque la eliminación de DQO fue variable y en algunos casos se acumuló en el efluente tratado, ésta fue superior a la de N- $\text{NO}_3^-$  durante el periodo de operación (Tabla 4.8). Este hecho podría indicar un consumo limitado por parte de las bacterias desnitrificantes instaladas en el sistema (densidad poblacional reducida), repercutiendo negativamente en el proceso de desnitrificación.

**Tabla 4.8.** Tasa de eliminación de nutrientes durante el periodo de operación del Experimento 2 ((influyente-efluente/influyente) x 100). 2-FG y 2-FGV: humedales de dos fases con granito o con granito y grava volcánica roja, respectivamente; 1-FG y 1-FGV: humedales de una fase con granito o con granito y grava volcánica roja, respectivamente.

Días	Tratamientos	Tasa de eliminación de nutrientes (%)										pH	CE (dS m <sup>-1</sup> ) (a la salida)
		ΔN-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	ΔN-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	ΔN-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	ΔPT	ΔK <sup>+</sup>	ΔCl <sup>-</sup>	ΔNa <sup>+</sup>	ΔDQO				
7	2-FG	15.4 b <sup>y</sup>	**	41.2 ns*	95.6 a	2.9 ns	**	11.3 ns	38.8 ns	7.8 b	1.3 ns		
	2-FGV	21.9 a	**	56.1 ns	91.8 a	4.3 ns	**	**	32.7 ns	7.9 b	1.4 ns		
	1-FGV	9.9 c	**	18.4 ns	25.9 b	**	**	34.0 ns	27.0 ns	8.1 a	1.4 ns		
	1-FG	8.7 c	**	35.7 ns	59.1 b,a	**	1.6	20.6 ns	44.9 ns	7.6 c	1.4 ns		
	P <sup>x</sup>	< 0.001	0.250	0.002	0.341	0.226	0.266	0.098					
20	2-FG	**	**	nd	nd	20.4 b	nd	50.5 ns	7.3 b,a	1.5 b			
	2-FGV	0.3 b	0.0 b	nd	nd	68.0 a	nd	**	7.4 b,a	1.4 c			
	1-FGV	**	98.9 a	**	nd	**	nd	**	7.5 a	1.6 a			
	1-FG	27.0 a	97.1 a	**	nd	**	nd	**	7.2 b	1.6 a			
	P	< 0.001	0.038	0.003									
27	2-FG	**	0	**	nd	39.1 a	nd	3.9 c	7.4 b,a	1.5 b			
	2-FGV	**	0	**	nd	39.1 a	nd	18.0 b,a	7.4 c	1.6 b,a			
	1-FGV	**	0	**	nd	33.1 b,a	nd	31.0 a	7.7 a	1.6 a			
	1-FG	1.6	0	**	nd	16.9 b	nd	34.4 a	7.2 d	1.6 b,a			
	P	0.030											
34	2-FG	**	14.1 ns	nd	nd	0.6 b,a	nd	41.8 ns	7.4 a	1.8 ns			
	2-FGV	**	13.3 ns	nd	nd	1.4 b,a	nd	40.6 ns	7.3 b,a	1.7 ns			
	1-FGV	**	**	nd	nd	20.5 a	nd	**	7.2 c	1.8 ns			
	1-FG	7.7	**	nd	nd	**	nd	**	7.1 d	1.7 ns			
	P	0.148	0.019	0.124									
44	2-FG	**	**	69.9 a	**	**	**	**	7.2 ns	1.7 a			
	2-FGV	20.4 b,a	**	88.3 a	**	**	**	**	7.2 ns	1.5 b			
	1-FGV	9.5 b,c	**	25.4 b	**	**	**	6.0 b	7.1 ns	1.5 b			
	1-FG	37.4 a	0.0	46.1 b,a	**	**	**	36.4 a	7.2 ns	1.4 c			
	P	0.001	0.031	0.001									

<sup>y</sup> Entre dos medias en una columna no seguidas de la misma letra, son significativamente diferentes según el test de Tukey a un nivel de probabilidad P<sup>x</sup> ≤ 0.05. \*ns = no significativo, \*\*acumulación de nutrientes en el efluente, nd=no determinado.

Excepcionalmente, durante la primera semana se observó cómo ocurrieron simultáneamente los procesos de nitrificación y de desnitrificación, siendo más intensa la nitrificación (tasa de eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  mayor que la tasa de eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$ ) (Tabla 4.8). De esta manera, la tasa de eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  durante la primera semana de operación fue intermedia en las dos líneas con humedales de dos fases y muy baja y baja en las líneas 1-FGV y 1-FG, respectivamente, sin observarse diferencias significativas entre las distintas líneas experimentales (Tabla 4.8). En el día 34 de operación se produjo una tasa de eliminación puntual y muy baja en las líneas con humedales de dos fases y nula en los dos humedales de una fase (Tabla 4.8). A partir de la primera semana de operación, y exceptuando lo ocurrido en el día 34, el proceso de nitrificación se inhibe, observándose una acumulación de  $\text{N-NH}_4^+$  en el efluente final de todas las líneas experimentales. La concentración media en el efluente tratado no fue alta, sin superar la concentración de  $29.2 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$  (datos no mostrados).

### 4.3.2.2. Eliminación del resto de iones del influente

La tasa de eliminación del PT no sufrió variaciones significativas entre las muestras tomadas al inicio y al final del periodo de operación para cada una de las líneas experimentales ( $p \geq 0.05$ ) (datos no mostrados). Se observó un efecto positivo de las dos líneas con humedales de dos fases respecto a la línea 1-FGV en cuanto a la tasa de eliminación de PT. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre las líneas con humedales de una fase o entre la línea 1-FG y las líneas con humedales de dos fases (Tabla 4.8). La tendencia de la tasa de eliminación de PT hacia el final del experimento, es a disminuir en las líneas con humedales de una fase respecto a la tasa de eliminación alcanzada por las líneas con humedales de dos fases (mayor TRH). Esta tendencia estaría en consonancia con lo observado por otros autores en estudios similares, donde se mostró un claro efecto del TRH sobre la tasa de eliminación de PT (Headley *et al.*, 2001). De manera general, y al igual que lo descrito en el Experimento 1, la capacidad de eliminación de iones ( $\text{K}^+$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{Na}^+$ ) por parte de las diferentes líneas

experimentales fue mínima o nula, observándose también una acumulación de los mismos en el efluente final (Tabla 4.8).

#### 4.3.2.3. pH y CE en el efluente tratado

De manera general, el valor medio de pH en el efluente de las diferentes líneas experimentales a lo largo del experimento, entre 7.2 y 7.9 (Tabla 4.8), se mantuvo relativamente superior al valor medio del pH del influente para cada día de muestreo (Tabla 4.3). Este hecho también fue observado en el Experimento 1, aunque los valores medios observados en el efluente, entre 8.0 y 8.4, fueron relativamente superiores a los valores medios de pH del efluente del Experimento 2. Probablemente esto es debido a una inestabilidad de los procesos ya citados que influyen en el aumento de pH en el efluente, originados por una aportación insuficiente de carbono. Cuando se observa la evolución en el tiempo, el pH del efluente se mantiene estable, al no observarse diferencias significativas entre cada uno de los muestreos de cada línea experimental ( $p \geq 0.05$ ) (datos no mostrados).

Sin embargo, la CE media del efluente fue muy similar a la del influente para cada muestreo (Tabla 4.8), mostrándose también una estabilidad de los valores de CE a lo largo del tiempo para cada una de las líneas experimentales ( $p \geq 0.05$ ) (datos no mostrados). Este hecho podría indicar, a diferencia de lo ocurrido en el Experimento 1, una inhibición de la desnitrificación.

#### 4.3.2.4. Conclusiones parciales

- De manera general, las tasas de eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$ ,  $\text{N-NO}_2^-$  y  $\text{N-NH}_4^+$  fueron bajas, muy bajas o nulas en todas las líneas experimentales, y muy variables durante todo el periodo de operación, sin observarse efecto alguno del número de fases o del tipo de sustrato usado.
- La tasa de eliminación de PT se vio favorecida por el uso de humedales de dos fases en los días 7 y 44 de operación. En el resto de días de muestreo, se observó una acumulación de fósforo en el efluente de todas las líneas experimentales.



- Los iones  $K^+$  y  $Na^+$  (procedente de la fuente carbonada) se acumularon en el efluente final de todas las líneas experimentales durante el periodo de operación.
- La tasa de eliminación de  $Cl^-$  fue generalmente nula, acumulándose en el efluente final de las líneas experimentales durante la mayor parte del periodo de operación. En el día 27 se observa una tasa de eliminación significativamente más elevada en las líneas con humedales de dos fases que en las de una fase.
- De manera general, la tasa de eliminación de la DQO se vio favorecida por el uso de humedales de dos fases y fue muy variable durante el periodo de operación.
- La dosis de  $AcNa$  añadida al influente para alcanzar una relación  $C:N-NO_3^-$  de 0.5:1, fue insuficiente para promover adecuadamente el proceso de desnitrificación.

### **4.3.3. Experimento 3. Fuente de carbono: acetato sódico. Relación $C:N-NO_3^-$ de 1.5:1**

#### *4.3.3.1. Eliminación de N y de DQO del influente*

Durante la primera semana de operación, la tasa de eliminación de  $N-NO_3^-$  fue nula en las dos líneas con humedales de dos fases, intermedia en la línea 1-FGV y muy baja en la línea 1-FG (Tabla 4.8). A partir de este momento, la tasa de eliminación de  $N-NO_3^-$  varió entre intermedia, alta y muy alta, observándose algunas diferencias durante el periodo de operación y entre las distintas líneas experimentales. Durante el transcurso del experimento la concentración media de  $N-NO_3^-$  en el efluente de las dos líneas con humedales de una fase fue de  $26.2 \text{ mg L}^{-1}$ , y de  $63.1 \text{ mg L}^{-1}$  en el de las dos líneas con humedales de dos fases (datos no mostrados). Así, la tasa de eliminación de  $N-NO_3^-$  fue significativamente más elevada en las líneas con humedales de una fase (tasa de eliminación alta o muy alta) respecto a las de dos fases (tasa de eliminación intermedia o alta) (Tabla 4.9). En el día 49 de operación esta situación se invierte, siendo la tasa de eliminación de  $N-NO_3^-$  significativamente mayor en las líneas con humedales de dos fases (tasa de eliminación muy alta) que en las líneas con humedales de una fase (tasa de eliminación alta), al contrario de lo descrito anteriormente (Tabla 4.9).

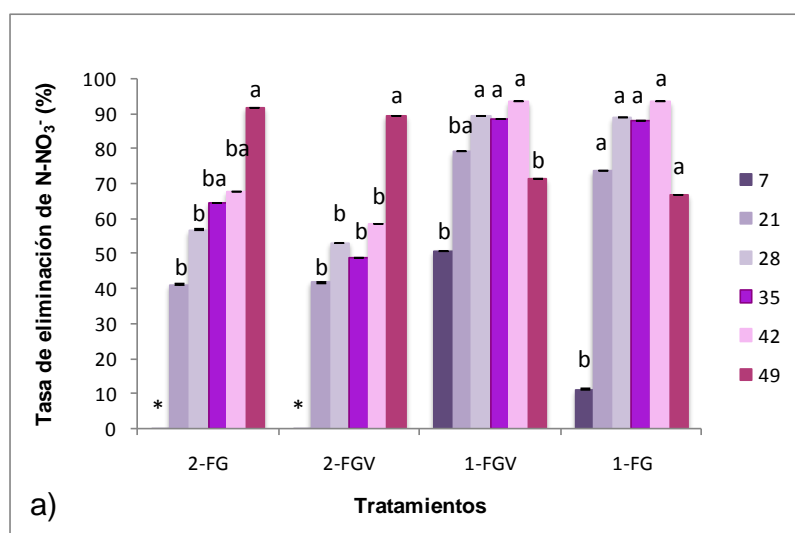
**Tabla 4.9.** Tasa de eliminación de nutrientes durante el periodo de operación del Experimento 3 ((entrada-salida/entrada) x 100) y pH y conductividad eléctrica (CE) a la salida. 2-FG y 2-FGV: humedales de dos fases con granito o con granito y grava volcánica roja, respectivamente; 1-FG y 1-FGV: humedales de una fase con granito o con granito y grava volcánica roja, respectivamente.

Días	Tratamientos	Tasa de eliminación de nutrientes (%)							pH (a la salida)	CE (dS m <sup>-1</sup> )
		$\Delta\text{N-NO}_3^-$	$\Delta\text{N-NO}_2^-$	$\Delta\text{N-NH}_4^+$	$\Delta\text{PT}$	$\Delta\text{Cl}^-$	$\Delta\text{SO}_4^{2-}$	$\Delta\text{DQO}$		
7	2-FG	**	75.5 a	100 a	nd	**	**	97.7 a	7.3 b	1.8 b
	2-FGV	**	42.9 b	100 a	nd	**	5.0 ns	96.8 a	7.3 b	1.8 b
	1-FGV	50.7 a	**	61.9 b	nd	**	8.6 ns	86.7 b	7.4 b	1.9 b,a
	1-FG	11.3 b	**	100 a	nd	**	**	80.9 c	7.5 a	2.0 a
	P <sup>x</sup>	0.038	0.001	<0.001			0.05	<0.001	<0.001	0.012
21	2-FG	41.3 b	**	100 ns <sup>†</sup>	0	**	**	97.8 b,a	8.0 b	1.9 b,a
	2-FGV	41.9 b	**	100 ns	0	**	**	98.9 a	8.0 b	1.9 b,a
	1-FGV	79.4 a	**	100 ns	0	**	**	93.1 b	7.9 b	1.9 b,a
	1-FG	74.0 a	**	100 ns	0	**	**	86.7 c	8.1 a	2.0 a
	P	0.030						0.004	<0.001	<0.001
28	2-FG	57.0 b	25.3 ns	100 ns	0	**	**	100 a	8.0 b	1.9 b
	2-FGV	53.3 b	29.0 ns	100 ns	0	**	**	100 a	8.0 c	1.9 b
	1-FGV	89.6 a	**	100 ns	0	23.3 a	**	96.1 b	8.0 b	1.9 b
	1-FG	89.2 a	**	100 ns	0	1.5 b	0.5	92.4 c	8.2 a	1.9 a
	P	0.002	0.252			0.030		<0.001	<0.001	<0.001
35	2-FG	64.7 b	79.7 ns	100 ns	53.5 ns	**	**	98.0 a	8.1 b	1.7 b
	2-FGV	48.9 b	80.4 ns	100 ns	45.9 ns	**	**	98.5 a	8.1 c	1.8 a
	1-FGV	88.8 a	**	100 ns	51.4 ns	**	**	92.0 b	8.4 a	1.7 c
	1-FG	88.3 a	**	100 ns	41.3 ns	**	**	92.5 b	8.4 a	1.7 c
	P	0.001	0.167		0.349			<0.001	<0.001	<0.001
42	2-FG	67.9 b	42.7 a	100 a	**	**	**	94.1 a	8.3 b	1.6 b
	2-FGV	58.8 c	18.0 b	100 a	**	**	**	93.2 a	8.3 b	1.7 a
	1-FGV	93.9 a	**	72.8 b	**	0.6	**	74.9 b	8.9 a	1.6 a
	1-FG	93.6 a	5.2 c	79.2 b	**	**	**	52.7 c	8.8 a	1.7 a
	P	0.001	<0.001	0.013				<0.001	<0.001	<0.001
49	2-FG	92.1 a	45.9 ns	100 a	76.5 ns	20.6	17.0 ns	95.6 a	8.4 c	1.5 b,a
	2-FGV	89.5 b,a	51.0 ns	100 a	72.9 ns	**	2.3 ns	95.9 a	8.4 c	1.5 a
	1-FGV	71.5 b,c	**	91.0 b	67.9 ns	**	**	81.0 b	8.7 a	1.5 c
	1-FG	67.0 c	**	93.5 b	46.5 ns	**	3.5 ns	83.4 b	8.5 b	1.5 b,c
	P	0.006	0.630	0.003	0.064		0.616	0.004	<0.001	0.002

<sup>†</sup> Entre dos medias en una columna no seguidas de la misma letra, son significativamente diferentes según el test de Tukey a un nivel de probabilidad  $P^x \leq 0.05$ . ns = no significativo, \*\* acumulación de nutrientes en el efluente. nd = no determinado.

## 4 · RESULTADOS Y DISCUSIÓN EXPERIMENTO III

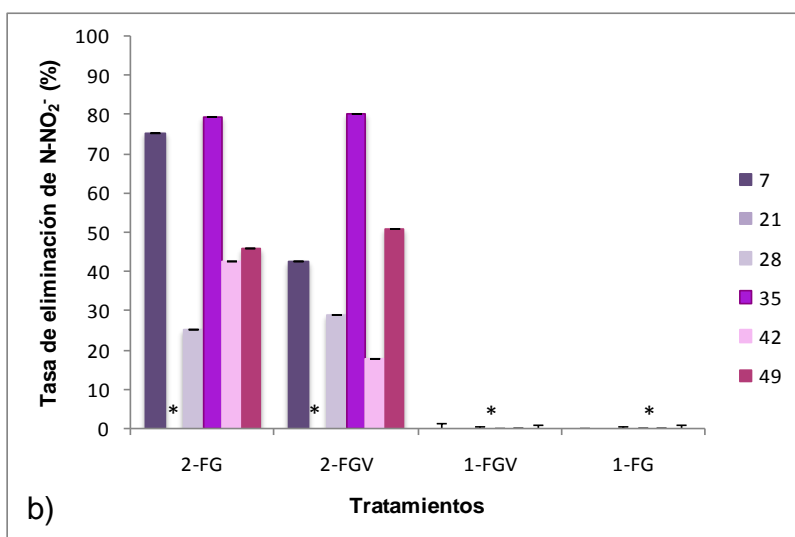
De manera general, y exceptuando esta disminución que sufre la tasa de eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$  en el último muestreo en las líneas con humedales de una fase, la tendencia en la eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$  es a aumentar durante transcurso del experimento. Así, cuando se observa la evolución de la tasa de eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$  a lo largo del tiempo, ésta aumenta significativamente hacia el final del periodo de operación respecto al inicio en todas las líneas experimentales, excepto en la línea 1-FGV, donde la tasa de eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$  no aumenta significativamente respecto al inicio (Fig. 4.5 a).



**Fig. 4.5.a.** Eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$  (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 3. Dos medias dentro de un grupo de tratamiento a lo largo del tiempo (7, 21, 28, 35, 42 y 49 días después del 30 Oct. 2009) no seguidas de la misma letra, son significativamente diferentes según el test de Tukey para un nivel de probabilidad  $P \leq 0.05$ . Cuando las letras no aparecen no hay diferencias significativas. \* Acumulación de nutriente en el efluente.

Cabe destacar que la tasa de eliminación de  $\text{N-NO}_2^-$  fue nula en las dos líneas con humedales de una fase durante el periodo de operación, observándose una acumulación de esta forma de N en el efluente final (Fig. 4.5 b). Así, la concentración media de  $\text{N-NO}_2^-$  en este caso fue de  $22.6 \text{ mg L}^{-1}$ , superior a la del influente. Sin embargo, la tasa de eliminación de  $\text{N-NO}_2^-$  en las líneas con humedales de dos fases,

vario entre baja, intermedia y alta en el transcurso del experimento (Tabla 4.9). Estos resultados podrían indicar que, aunque la tasa de eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$  fue muy alta en los humedales de una fase, el proceso de desnitrificación fue incompleto debido a la acumulación de  $\text{N-NO}_2^-$  en el efluente tratado. Sin embargo, el proceso de desnitrificación desarrollado en las dos líneas con humedales de dos fases fue completo o relativamente completo. Probablemente, en el caso de este experimento, un mayor TRH (humedales de dos fases) tuvo un efecto positivo a la hora de desnitrificar el influente.



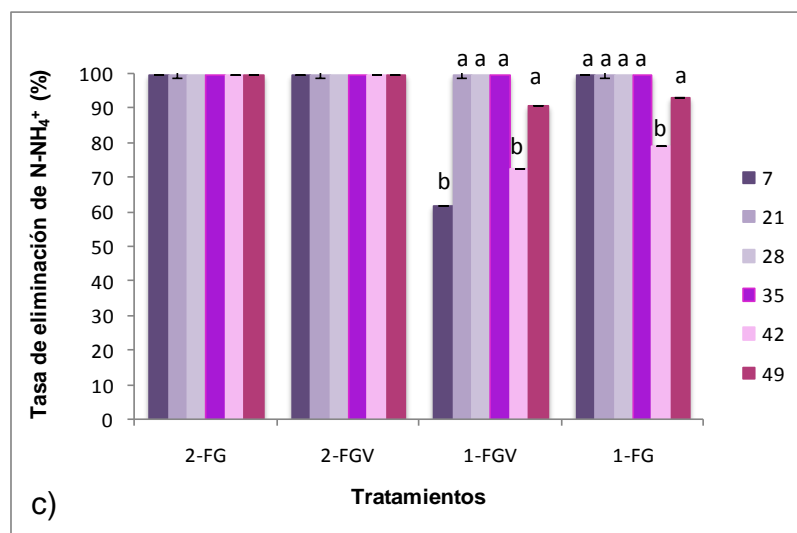
**Fig. 4.5.b.** Eliminación de  $\text{N-NO}_2^-$  (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 3. Dos medias dentro de un grupo de tratamiento a lo largo del tiempo (7, 21, 28, 35, 42 y 49 días después del 30 Oct. 2009) no seguidas de la misma letra, son significativamente diferentes según el test de Tukey para un nivel de probabilidad  $P \leq 0.05$ . Cuando las letras no aparecen no hay diferencias significativas. \* Acumulación de nutriente en el efluente.

De manera similar a lo observado en el Experimento 1, los procesos de nitrificación y desnitrificación ocurrieron simultáneamente, aunque en este caso fueron detectadas algunas diferencias significativas entre las distintas líneas experimentales. La tasa de eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  fue generalmente muy alta en todas las líneas experimentales, aunque a partir del día 42 de operación se observa que la

## 4 · RESULTADOS Y DISCUSIÓN EXPERIMENTO III

tasa de eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  es significativamente superior en las dos líneas con humedales de dos fases respecto a los de una fase (Tabla 4.9). En este caso, un mayor TRH tuvo un efecto positivo en el proceso de nitrificación (mayor tasa de eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$ ) hacia el final del periodo de operación.

La evolución de la tasa de eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  en las dos líneas con humedales de dos fases, indica una estabilidad de la misma durante todo el periodo de operación (Fig. 4.5 c). Algunas diferencias fueron observadas en las dos líneas con humedales de una fase. Mientras que en la línea 1-FG la tasa de eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  final no varió significativamente respecto a la inicial, en la línea 1-FGV aumenta significativamente al final del periodo de operación respecto al inicio (Fig. 4.5 c).



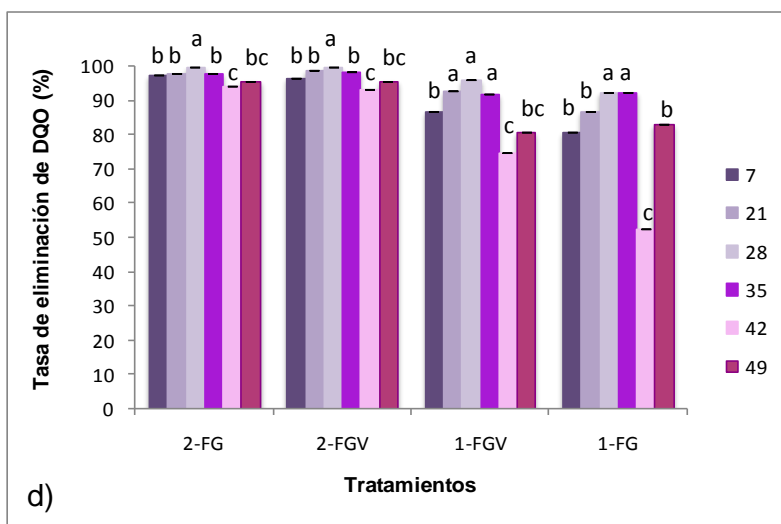
**Fig. 4.5.c.** Eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 3. Dos medias dentro de un grupo de tratamiento a lo largo del tiempo (7, 21, 28, 35, 42 y 49 días después del 30 Oct. 2009) no seguidas de la misma letra, son significativamente diferentes según el test de Tukey para un nivel de probabilidad  $P \leq 0.05$ . Cuando las letras no aparecen no hay diferencias significativas. \* Acumulación de nutriente en el efluente.

A pesar de las diferencias observadas en ambas líneas con humedales de una fase, la tasa de eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  fue muy alta y estable durante la mayor parte del experimento (Fig. 4.5 c). Estos resultados indican un proceso de nitrificación muy activo en todas las líneas, predominando sobre la desnitrificación (tasas de eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  superiores a las de  $\text{N-NO}_3^-$ ). Sin embargo, la acumulación de  $\text{N-NO}_2^-$  en el efluente tratado en ambas líneas con humedales de una fase, además de indicar un proceso de desnitrificación incompleto, también podría indicar un proceso de nitrificación incompleto, ya que el  $\text{N-NO}_2^-$  es un producto intermediario en ambos procesos.

Teniendo en cuenta la relación propuesta por Ziglio *et al.* (2001), ya descrita en los experimentos precedentes, la relación  $\text{C:N-NO}_3^-$  aplicada en este experimento sería equivalente a una relación  $\text{DQO:N-NO}_3^-$  de 3.9:1. Esta relación es similar a la ensayada por otros autores para desnitrificar efluentes, obteniendo unos resultados relativos a la tasa de eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$  similares a los mostrados en este experimento. Por ejemplo, Gagnon *et al.* (2010), utilizando HSsH para el tratamiento de efluentes de cultivo hidropónico con alto contenido en  $\text{N-NO}_3^-$ , obtuvieron una tasa de eliminación del 69 al 72 % añadiendo sacarosa a una dosis  $\text{DQO:N}$  3.5:1.

La tasa de eliminación de DQO sufrió variaciones temporales, aunque no varió significativamente al final del periodo de operación respecto al inicio para cada una de las líneas experimentales (Fig. 4.5 d). De manera general, las tasas de eliminación de DQO también fueron máximas o elevadas durante todo el experimento, siendo significativamente más elevadas en las líneas con humedales de dos fases respecto a las líneas con humedales de una fase (Tabla 4.9). Este hecho también fue observado en los experimentos anteriores, de manera que la fuente de carbono no consumida en el primer humedal habría sido consumida en el segundo humedal. Generalmente, un mayor TRH implica una mayor duración del contacto que se produce entre la población microbiana implantada en los humedales y los contaminantes presentes en el agua (Faulwetter *et al.*, 2009). En el caso que nos ocupa, este hecho favorecería un

mayor consumo de fuente de carbono por parte de las bacterias desnitrificantes presentes en los humedales.

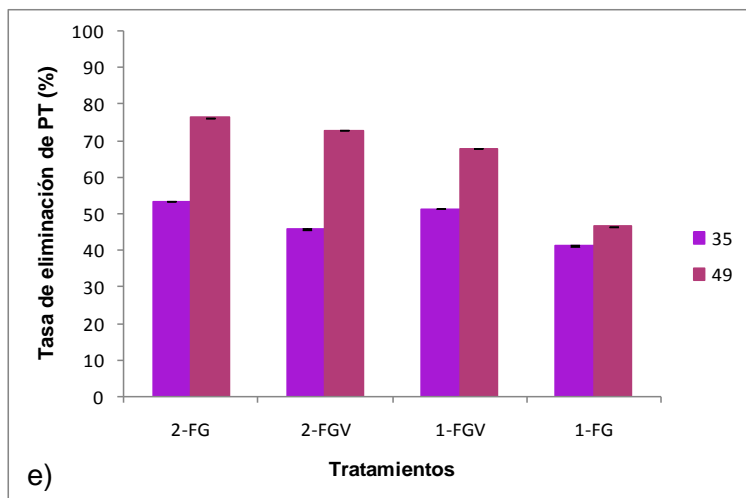


**Fig. 4.5.d.** Eliminación de DQO (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 3. Dos medias dentro de un grupo de tratamiento a lo largo del tiempo (7, 21, 28, 35, 42 y 49 días después del 30 Oct. 2009) no seguidas de la misma letra, son significativamente diferentes según el test de Tukey para un nivel de probabilidad  $P \leq 0.05$ . Cuando las letras no aparecen no hay diferencias significativas. \* Acumulación de nutriente en el efluente.

### 4.3.3.2. Eliminación del resto de iones del influente

La eliminación de PT fue muy variable durante el periodo de operación. Se observó una tasa de eliminación de PT puntual y superior al 40 % en el día 35 de operación y otra tasa superior al 47 % en día 49, no viéndose significativamente afectadas ni por el número de fases de los humedales ni por el tipo de sustrato usado como relleno (Tabla 4.9). Este aumento en la tasa de eliminación de PT en el día 49 respecto al día 35 tampoco fue significativo (Fig. 4.5 e). Antes del día 35, esta tasa de eliminación fue nula y se observó una acumulación de PT en el efluente tratado por todas las líneas experimentales en el día 42 de muestreo (Tabla 4.9), variando el rango de la concentración media en este día entre 93.7 y 12.0 mg PT L<sup>-1</sup> (datos no

mostrados). La inestabilidad o baja eficiencia que presenta el sistema para eliminar el PT contenido en el influente, podría ser debida a la absorción de PT por parte del material vegetal de los humedales en función de sus necesidades nutricionales.



**Fig. 4.5.e.** Eliminación de PT (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 3. Dos medias dentro de un grupo de tratamiento a lo largo del tiempo (7, 21, 28, 35, 42 y 49 días después del 30 Oct. 2009) no seguidas de la misma letra, son significativamente diferentes según el test de Tukey para un nivel de probabilidad  $P \leq 0.05$ . Cuando las letras no aparecen no hay diferencias significativas. \* Acumulación de nutriente en el efluente.

El resto de iones medidos en este experimento ( $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ ), se acumularon en el efluente final de todas las líneas experimentales (Tabla 4.9). En el caso del  $\text{SO}_4^{2-}$ , aunque la actividad microbiológica no es la única responsable de su transformación, en la mayoría de estudios relacionados con el ciclo del azufre en los humedales artificiales, se les da mucha importancia a las bacterias sulfato-reductoras, únicas responsables de su transformación (Faulwetter *et al.*, 2009). Estos organismos utilizan el  $\text{SO}_4^{2-}$  como aceptor de electrones en la oxidación anaeróbica de sustratos orgánicos, generando alcalinidad en el medio. La disponibilidad de carbono, las condiciones redox, el tiempo de operación del humedal, las especies de macrófitas y la estación del año, son factores que pueden afectar a la actividad de estas bacterias en los



humedales (Faulwetter *et al.*, 2009). Además, la reducción del  $\text{SO}_4^{2-}$  compite con la desnitrificación (proceso energéticamente más favorable), por lo que generalmente este proceso no se produce hasta que se haya eliminado el  $\text{NO}_3^-$  por completo (Faulwetter *et al.*, 2009).

### 4.3.3.3. pH y CE en el efluente tratado

El rango medio de pH en el efluente final, entre 7.4 y 8.6 (Tabla 4.9), fue similar al del Experimento 1 y superior al del influente para cada muestreo (Tabla 4.4). Cuando se observa la evolución durante el periodo de operación, los valores aumentan significativamente en todas las líneas experimentales respecto a los valores iniciales ( $p \geq 0.05$ ), de manera similar a la tasa de eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$ , indicando probablemente un aumento en la intensidad del proceso de desnitrificación.

Los valores medios de CE del efluente final disminuyen progresivamente a lo largo del tiempo en todas las líneas experimentales ( $p \geq 0.05$ ), de manera similar a lo descrito en el Experimento 1. Estos valores, entre 1.5 y 1.9  $\text{dS m}^{-1}$  (Tabla 4.9), se mantuvieron inferiores a los del influente (Tabla 4.4), al menos durante los primeros 35 días de operación.

### 4.3.3.4. Conclusiones parciales

- La tasa de eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$  tendió a aumentar en todas las líneas experimentales durante el transcurso del experimento, y fue significativamente más elevada en las líneas con humedales de dos fases respecto a las líneas con humedales de una fase.
- Durante el periodo de operación, la tasa de eliminación de  $\text{N-NO}_2^-$  fue nula en las líneas con humedales de una fase y vario entre baja, intermedia y alta en las líneas con humedales de dos fases.
- La tasa de eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  fue alta y muy alta en todas las líneas experimentales, superando a la tasa de eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$ , sin observarse efecto

alguno del número de fases o del tipo de sustrato usado durante la mayor parte del periodo de operación.

- La eliminación de PT ocurrió de manera puntual en los días 35 y 49 de operación, sin observarse efecto alguno del número de fases o del tipo de sustrato usado
- De manera general, los iones  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$  se acumularon en el efluente final de todas las líneas experimentales durante el periodo de operación.
- La tasa de eliminación de la DQO fue muy elevada y estable durante el periodo de operación, siendo significativamente mayor en las líneas con humedales de dos fases (mayor TRH) respecto a las de una fase.
- La dosis de AcNa añadida al influente para alcanzar una relación  $\text{C:N-NO}_3^-$  de 1.5:1, promovió una desnitrificación incompleta en las líneas con humedales de una fase y completa o relativamente completa en los humedales de dos fases.

#### **4.3.4. Experimento 4. Fuente de carbono: metanol. Relación C:N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de 1.5:1**

##### *4.3.4.1. Eliminación de N y de DQO del influente*

Las tasas de eliminación de las distintas formas de N analizadas fueron muy variables entre ellas a lo largo del periodo de operación, observándose diferencias significativas entre las líneas experimentales para algunos de los muestreos. La tasa de eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$  fue nula durante la primera semana de operación, observándose una acumulación de esta forma de N en el efluente de todas las líneas experimentales (Tabla 4.10). La concentración media alcanzada en el efluente durante este periodo, fue de  $132 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$  (datos no mostrados), superior a la concentración medida en el influente (Tabla 4.5). En la segunda semana, la tasa de eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$  fue baja en las líneas 2-FG y 1-FG, y nula en las líneas 2-FGV y 1-FGV (Tabla 4.10).

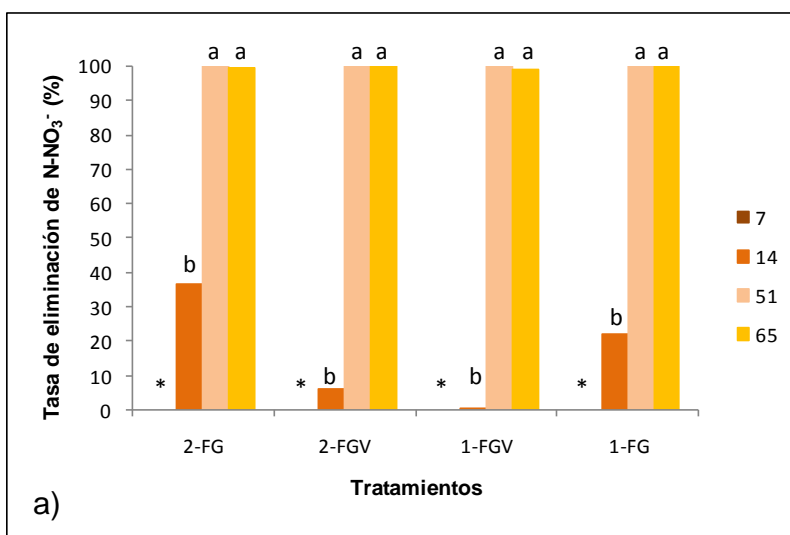
## 4 · RESULTADOS Y DISCUSIÓN EXPERIMENTO IV

**Tabla 4.10.** Tasa de eliminación de nutrientes durante el periodo de operación del Experimento 4 ((entrada-salida/entrada) x 100) y pH y conductividad eléctrica (CE) a la salida. 2-FG y 2-FGV: humedales de dos fases con granito o con granito y grava volcánica roja, respectivamente; 1-FG y 1-FGV: humedales de una fase con granito o con granito y grava volcánica roja, respectivamente.

Días	Tratamientos	Tasa de eliminación de nutrientes (%)										pH	CE (dS m <sup>-1</sup> ) (a la salida)
		ΔN-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	ΔN-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	ΔN-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	ΔPPT	ΔCl <sup>-</sup>	ΔSO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	ΔDQO					
7	2-FG	**	47.6 ns	57.6 b	**	**	**	99.0 a	6.5 b	2.1 ns			
	2-FGV	**	58.9 ns	73.5 a	**	**	**	98.6 a	6.4 b	2.1 ns			
	1-FGV	**	**	47.0 b	10.9 ns	**	**	77.8 b	6.7 a	2.0 ns			
	1-FG	**	**	22.0 c	8.2 ns	0.6	0.0	39.2 c	6.8 a	2.0 ns			
	P <sup>x</sup>	0.081	< 0.001	0.123		< 0.001			< 0.001	0.067			
14	2-FG	36.5 a	26.9 ns	58.8 a	5.5 ns	8.0 ns	6.1 a	19.0 ns	7.2 a	1.7 c			
	2-FGV	6.4 b	26.2 ns	69.3 a	28.1 ns	3.0 ns	1.6 b	41.2 ns	7.0 b	1.7 b			
	1-FGV	0.8 b	**	20.4 b	2.7 ns	**	**	9.2 ns	7.0 b	1.8 a			
	1-FG	22.0 b,a	**	25.4 b	**	**	**	15.1 ns	7.0 b	1.7 b			
	P	0.014	0.076	< 0.001	0.450	0.169	0.023	0.241	0.007	< 0.001			
51	2-FG	100 ns*	0.0 b	**	**	15.0	84.7 a	86.7 a	6.8 c	1.2 c			
	2-FGV	100 ns	0.0 b	**	**	**	89.5 a	87.1 a	6.9 b	1.2 c			
	1-FGV	99.9 ns	100 a	**	**	**	90.0 a	65.4 b	6.9 c,b	1.3 b			
	1-FG	99.8 ns	100 a	**	**	**	10.6 b	64.4 b	7.2 a	1.4 a			
	P	0.579	< 0.001			< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001			
65	2-FG	99.6 ns	66.9 ns	0.0	**	**	82.9 a	88.9 ns	7.3 b	1.4 d			
	2-FGV	99.9 ns	80.1 ns	0.0	**	12.6 ns	84.4 a	78.0 ns	7.5 a	1.4 b			
	1-FGV	99.1 ns	71.9 ns	0.0	**	**	73.0 b	75.3 ns	7.4 b,a	1.4 c			
	1-FG	99.9 ns	89.1 ns	0.0	**	2.5 ns	83.7 a	86.8 ns	7.4 b,a	1.5 a			
	P	0.526	0.105			0.158	0.004	0.367	0.038	< 0.001			

<sup>y</sup> Entre dos medias en una columna no seguidas de la misma letra, son significativamente diferentes según el test de Tukey a un nivel de probabilidad P<sup>x</sup> ≤ 0.05. \* ns = no significativo, \*\* acumulación de nutrientes en el efluente.

A partir de este momento, el proceso de desnitrificación se vuelve muy activo. De esta manera, la tasa de eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$  aumenta significativamente en todas las líneas experimentales, alcanzando una tasa de eliminación muy alta (> 99.1 %) y permaneciendo estable hasta el final del experimento (Fig. 4.6 a). Durante este periodo (días 51 al 65), no se encontraron diferencias significativas entre las líneas experimentales (Tabla 4.10) y la concentración media de  $\text{N-NO}_3^-$  en el efluente final fue muy baja ( $0.2 \text{ mg L}^{-1}$ ) (datos no mostrados).

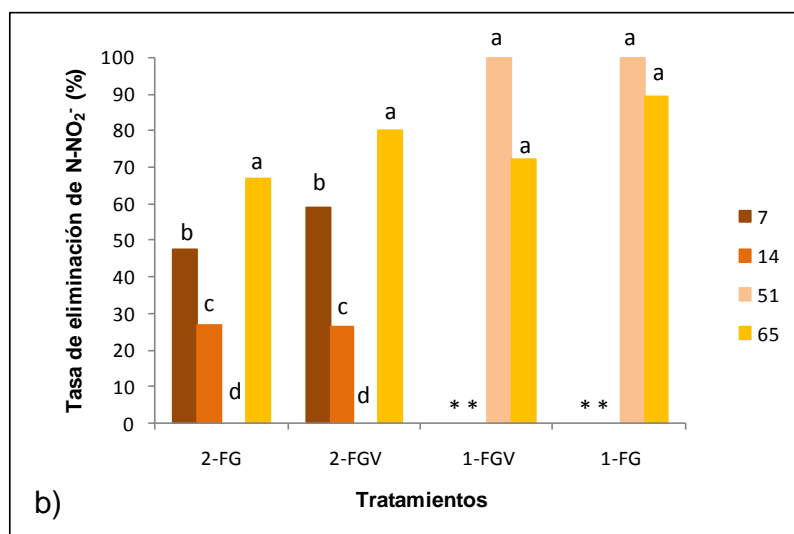


**Fig. 4.6.a.** Eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$  (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 4. Dos medias dentro de un grupo de tratamiento a lo largo del tiempo (7, 14, 51 y 65 días después del 3 Mar. 2010) no seguidas de la misma letra, son significativamente diferentes según el test de Tukey para un nivel de probabilidad  $P \leq 0.05$ . Cuando las letras no aparecen no hay diferencias significativas. \* Acumulación de nutriente en el efluente.

La tasa de eliminación de  $\text{N-NO}_2^-$  fue muy variable e inestable durante el periodo de operación en cada línea experimental (Fig. 4.6 b). De esta manera, la tasa de eliminación fue nula en las dos líneas con humedales de una fase durante los primeros 14 días de operación, y en los humedales de dos fases fue intermedia durante la primera semana de operación, y baja durante la segunda semana (Tabla

## 4 · RESULTADOS Y DISCUSIÓN EXPERIMENTO IV

4.10). La concentración media en el efluente tratado durante este periodo, entre 1.2 y 2.0 mg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> L<sup>-1</sup>, fue relativamente baja (datos no mostrados). Estos resultados relativos a la tasa de eliminación de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> podrían indicar que, en el día 7 días de operación, comienza a producirse cierta desnitrificación en las líneas 2-FG y 1-FG (tasa de eliminación de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> baja), aunque el proceso es incompleto (tabla 4.10). En el día 51 de operación, a diferencia de lo descrito anteriormente, las tasas de eliminación de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> y de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> son muy altas en las dos líneas con humedales de una fase, indicando una desnitrificación completa (Tabla 4.10). Sin embargo, para este mismo día, en las líneas con humedales de dos fases la tasa de eliminación de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> es nula y la de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> es muy alta, produciéndose una desnitrificación incompleta (no se produce eliminación de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) (Tabla 4.10). En el día 65 de operación, el proceso de desnitrificación se vuelve completo en todas las líneas experimentales, siendo la tasa de eliminación de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> alta o muy alta (Tabla 4.10).



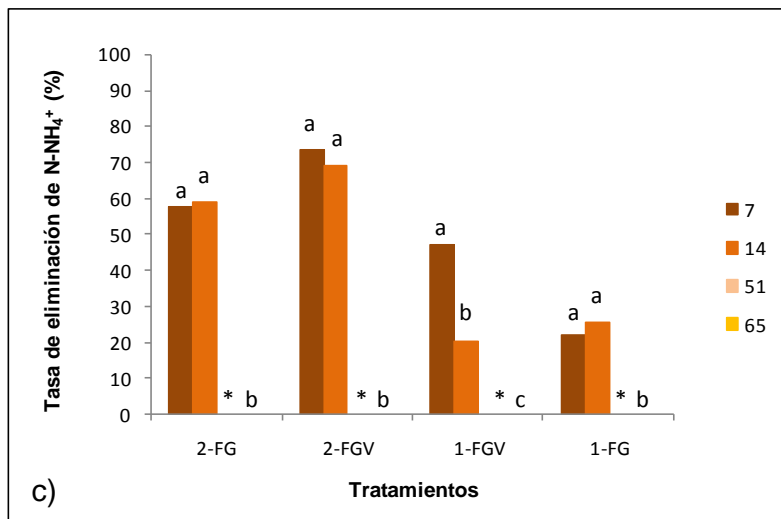
**Fig. 4.6.b.** Eliminación de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 4. Dos medias dentro de un grupo de tratamiento a lo largo del tiempo (7, 14, 51 y 65 días después del 3 Mar. 2010) no seguidas de la misma letra, son significativamente diferentes según el test de Tukey para un nivel de probabilidad  $P \leq 0.05$ . Cuando las letras no aparecen no hay diferencias significativas. \* Acumulación de nutriente en el efluente.

A diferencia del Experimento 1 y del Experimento 3, los procesos de nitrificación y desnitrificación no ocurrieron simultáneamente. Durante las dos primeras semanas de operación:

- la tasa de eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  varió entre baja, intermedia o alta según la línea experimental (Tabla 4.10).
- la tasa de eliminación de  $\text{N-NO}_2^-$ , como ya se ha descrito, fue intermedia o baja en ambas líneas con humedales de dos fases y nula en ambas líneas con humedales de una fase (Tabla 4.10).
- en el caso de que la tasa de eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$  fue baja, tal y como se ha descrito anteriormente, el proceso de desnitrificación fue incompleto (Tabla 4.10).

Estos resultados podrían indicar que, durante este periodo, el proceso de nitrificación predominó sobre el de desnitrificación, siendo la nitrificación más intensa en los humedales de dos fases (tasa de eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  intermedia o alta) y menos intensa en los humedales de una fase (tasa de eliminación baja o intermedia). A partir de este momento (día 51), cuando las tasas de eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$  son muy altas, se observa en todas las líneas experimentales una acumulación de  $\text{N-NH}_4^+$  en el efluente tratado o una tasa de eliminación nula para este nutriente (Tabla 4.10). Es decir, a diferencia de lo descrito anteriormente, el proceso de desnitrificación predomina sobre el de nitrificación.

Cuando se observa la evolución en el tiempo para la tasa de eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$ , ésta se mantiene estable durante las dos primeras semanas de funcionamiento excepto en la línea 1-FGV, donde disminuye significativamente en la segunda semana de funcionamiento respecto a la primera (Fig. 4.6 c).

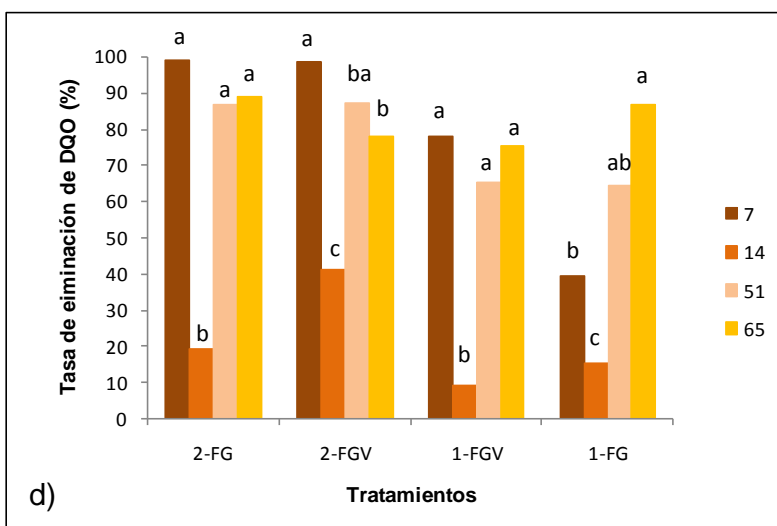


**Fig. 4.6.c.** Eliminación de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 4. Dos medias dentro de un grupo de tratamiento a lo largo del tiempo (7, 14, 51 y 65 días después del 3 Mar. 2010) no seguidas de la misma letra, son significativamente diferentes según el test de Tukey para un nivel de probabilidad  $P \leq 0.05$ . Cuando las letras no aparecen no hay diferencias significativas. \* Acumulación de nutriente en el efluente.

La dosis de Me añadida fue suficiente para promover un proceso de desnitrificación adecuado, alcanzándose tasas de eliminación de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> muy altas en todas las líneas experimentales a partir del día 51 de operación (> 99.1 %). Según las especificaciones del fabricante, la DQO del Me utilizado es de 1.1 g g<sup>-1</sup>, por lo que la relación C:N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de 1.5:1 aplicada durante este experimento, sería equivalente a una relación DQO:N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de 4.2:1, ligeramente superior a la utilizada en el Experimento 3. La tasa de eliminación de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> alcanzada en este experimento está en concordancia con la mostrada por otros autores al aplicar una relación C:N o DQO:N similar. Por ejemplo, Lin *et al.* (2002), utilizando humedales artificiales para tratar aguas subterráneas contaminadas con NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, obtuvieron una tasa de eliminación de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> superior al 90 % al añadir fructosa en una relación DQO:N por encima de 3.5:1. Otros autores apuntan que añadir metanol en una relación C:N de 1.1:1, es suficiente para alcanzar unas tasas de eliminación de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en torno al 94 % en un reactor biológico (Monseni-Bandpi y Elliott, 1998).

Por lo general, y exceptuando el día 14 de muestreo en el que las tasas de eliminación de DQO se vieron puntualmente disminuidas, la eliminación de DQO fue significativamente más elevada en los humedales de dos fases (del 78.0 al 99.0 %) respecto a los de una fase (del 39.2 al 77.8 %) (Tabla 4.10). Este hecho, también observado en los experimentos anteriores, vuelve a indicar un efecto positivo del TRH sobre la capacidad de eliminación de DQO por parte de las bacterias desnitrificantes instaladas en el sistema.

Cuando se observa la evolución en el tiempo para cada línea experimental, la tasa de eliminación de DQO no sufre variaciones significativas al final del experimento respecto al inicio en las líneas 2-FG y 1-FGV, disminuye significativamente en la línea 2-FGV y aumenta significativamente en la línea 1-FG (Fig. 4.6 d).



**Fig. 4.6.d.** Eliminación de DQO (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación del Experimento 4. Dos medias dentro de un grupo de tratamiento a lo largo del tiempo (7, 14, 51 y 65 días después del 3 Mar. 2010) no seguidas de la misma letra, son significativamente diferentes según el test de Tukey para un nivel de probabilidad  $P \leq 0.05$ . Cuando las letras no aparecen no hay diferencias significativas. \* Acumulación de nutriente en el efluente.

A pesar de que la eliminación de DQO fue elevada, una cantidad variable de fuente carbonada fue detectada en el efluente tratado durante el experimento. Este hecho también ha sido descrito en los experimentos precedentes y en otros estudios,



donde se advierte que el carbono residual en el agua tratada puede ser perjudicial según el tipo de fuente carbonada que se use (Gómez *et al.*, 2000).

### 4.3.4.2. Eliminación del resto de iones del influente

Las tasas de eliminación de PT y de  $\text{Cl}^-$  fueron mínimas e inestables durante el periodo de operación del experimento, observándose una acumulación de ambas iones en el efluente final en todas las líneas experimentales (Tabla 4.10). La concentración media de PT en el efluente varió entre 81.3 y 311  $\text{mg L}^{-1}$ , y la de  $\text{Cl}^-$  varió entre 98.4 y 104  $\text{mg L}^{-1}$  (datos no mostrados), siendo estas concentraciones superiores a la del influente en la mayoría de los casos (Tabla 4.5).

El  $\text{SO}_4^{2-}$  se acumuló en el efluente durante los primeros 14 días de operación. Sin embargo, a partir de este momento experimenta tasas de eliminación altas, sin observarse un efecto significativo del tipo de sustrato o del número de fases de los humedales (Tabla 4.10). Cabe destacar que la reducción de  $\text{SO}_4^{2-}$  comienza a ocurrir simultáneamente con la desnitrificación (Tabla 4.10), contradiciendo la opinión, y según lo descrito en el experimento anterior, de que por lo general no son procesos que ocurran simultáneamente (Faulwetter *et al.*, 2009).

### 4.3.4.3. pH y CE en el efluente tratado

Los valores medios de pH en el efluente, entre 6.6 y 7.4 (Tabla 4.10), fueron muy similares a los del influente en cada muestreo (Tabla 4.5) y relativamente inferiores a los descritos en los experimentos precedentes. Estos valores aumentan significativamente al final del experimento respecto a los valores medios al inicio del mismo ( $p \leq 0.05$ ) (datos no mostrados).

Los valores medios de CE en el efluente durante las dos primeras semanas (Tabla 4.10), son muy similares a los del influente (Tabla 4.5). Sin embargo, a partir de este momento y hasta el final del experimento, se observa una disminución significativa en su valor respecto al medido en el influente (Tabla 4.5) y en etapas anteriores en el efluente ( $p \leq 0.05$ ) (datos no mostrados). Estos resultados de pH y de

CE podrían ser explicados por el proceso de nitrificación que se dio durante las dos primeras semanas de operación y por el de desnitrificación que se dio en las dos últimas semanas de operación, procesos ya descritos para este experimento.

#### 4.3.4.4. Conclusiones parciales

- La tasa de eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$  fue nula durante la primera semana de operación en todas las líneas experimentales. En la segunda semana, la tasa de eliminación fue baja en las líneas 2-FG y 1-FG y nula en las líneas 2-FGV y 1-FGV. A partir de este momento, la tasa de eliminación es muy alta en todas las líneas experimentales, sin producirse un efecto significativo del número de fases o del tipo de sustrato usado.
- Durante las dos primeras semanas de operación, la tasa de eliminación de  $\text{N-NO}_2^-$  fue nula en las líneas con humedales de una fase y vario entre baja e intermedia en las líneas con humedales de dos fases. En el día 51 de operación, la tasa de eliminación es nula en las líneas con humedales de dos fases y muy alta en las líneas con humedales de una fase. En el último día de operación, la tasa de eliminación es alta o muy alta en todas las líneas experimentales, sin producirse un efecto significativo del número de fases o del tipo de sustrato usado.
- Durante las dos primeras semanas de operación, la tasa de eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  varió entre baja, intermedia y alta en todas las líneas experimentales, superando a la tasa de eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$ . A partir de este momento la tasa de eliminación es nula en todas las líneas experimentales.
- Durante la mayor parte del experimento, se observó una acumulación de PT y  $\text{Cl}^-$  en el efluente final, aunque sufrieron unas tasas de eliminación puntual y mínima.
- Durante los primeros 14 días de operación, el ión  $\text{SO}_4^{2-}$  se acumuló en el efluente de todas las líneas experimentales. A partir de este momento, comienza a eliminarse considerablemente del efluente.
- Por lo general, la tasa de eliminación de la DQO fue variable en el tiempo, y mayor en las líneas con humedales de dos fases respecto a los de una fase.

- La dosis de Me añadida al influente para conseguir una relación C:N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de 1.5:1, promovió una desnitrificación incompleta en las líneas con humedales de dos fases y completa en las líneas con humedales de una fase, en el día 51 de operación. A partir de este momento la desnitrificación es completa en todas las líneas experimentales.

### 4.4. CONCLUSIONES

Con el objetivo de proceder al tratamiento de los lixiviados procedentes de cultivos sin suelo mediante humedales artificiales, se diseñó una planta piloto con diferentes líneas experimentales de humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HSsH). El diseño se basó en el modelo de flujo pistón de primer orden para la eliminación de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

Las diferentes líneas experimentales o tratamientos consistieron en la utilización de humedales de una o dos fases (diferentes tiempos de retención hidráulica teórica), rellenos de diferentes tipos de sustratos (granito o mezcla de granito con grava volcánica roja). La dosis y el tipo de fuente de carbono añadida al influente para promover la desnitrificación en cada experimento, determinó efectos diferentes en la eliminación de N durante el periodo operacional de cada uno de ellos y entre las distintas líneas experimentales. Así, los resultados obtenidos en todos los experimentos permitieron describir unas conclusiones generales y unas sugerencias operacionales.

#### 4.4.1. Conclusiones generales

- El diseño de la planta piloto con HSsH se mostró adecuado para el tratamiento de lixiviados procedentes de cultivos en contenedor.
- Generalmente, los dos tipos de sustrato empleados no produjeron efectos diferentes en la tasa de eliminación de las diferentes formas de N (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), aunque el número de fases produjo efectos diferentes según la dosis de fuente carbonada añadida en cada experimento.

- El tipo de sustrato y el número de fases no produjeron efectos diferentes en la tasa de eliminación de otros iones ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ).
- El tipo de sustrato no produjo efectos diferentes en la tasa de eliminación de PT y de DQO, aunque generalmente, su eliminación se vio favorecida por el uso de humedales de dos fases.
- La intensidad y la estabilidad del proceso de desnitrificación se vieron afectadas por la relación  $\text{C:N-NO}_3^-$  establecida y por el tipo de la fuente de carbono añadida en cada experimento, así:
  - la dosis de AcNa añadida al influente para conseguir una relación  $\text{C:N-NO}_3^-$  de 3:1, fue suficiente para alcanzar una desnitrificación completa y rápida en todas las distintas líneas experimentales.
  - la dosis de AcNa añadida al influente para alcanzar una relación  $\text{C:N-NO}_3^-$  de 0.5:1, fue insuficiente para promover adecuadamente el proceso de desnitrificación.
  - La dosis de AcNa añadida al influente para alcanzar una relación  $\text{C:N-NO}_3^-$  de 1.5:1, promovió una desnitrificación incompleta en las líneas con humedales de una fase y completa o relativamente completa en los humedales de dos fases.
  - La adición de Me al influente en una proporción  $\text{C:N-NO}_3^-$  de 1.5:1 no promovió la desnitrificación hasta el día 51 de operación, siendo incompleta en las líneas con humedales de dos fases y completa en las líneas con humedales de una fase. A partir de este momento la desnitrificación es completa en todas las líneas experimentales.

### 4.4.2. Sugerencias operacionales y de diseño

En el caso de humedales aún no maduros, la dosis de producto carbonado a añadir debe ser aquella que permita iniciar y después mantener el proceso de desnitrificación sin aportar al efluente final carbono residual en exceso (DQO elevada) y que también permita reducir la competencia entre bacterias nitrificantes y desnitrificantes. Esta competencia entre procesos fue observada especialmente en el Experimento 3, donde la tasa de eliminación de  $\text{N-NH}_4^+$  fue más intensa que la eliminación de  $\text{N-NO}_3^-$ , y en el Experimento 4, donde predominó la nitrificación en las primeras semanas de operación. Los resultados obtenidos permiten proponer una serie de mejoras para aumentar el rendimiento de la planta piloto construida, como:

- Optimizar la relación C:N para limitar la DQO, la concentración de  $\text{NO}_2^-$  en el efluente y la competencia entre los procesos de nitrificación y desnitrificación.
- Realizar un pretratamiento del efluente mediante la implantación de un humedal de pequeñas dimensiones con un sustrato adecuado para aumentar la adsorción/precipitación de iones potencialmente contaminantes y el intercambio catiónico.
- Utilizar una fuente de carbono que no aporte nuevos residuos al efluente final, como es el caso del  $\text{Na}^+$  contenido en el AcNa.
- Modificar el flujo del agua en el primer humedal de las líneas con humedales de dos fases, de manera que en el primer humedal el flujo sea superficial para favorecer la nitrificación y en el segundo sea subsuperficial para promover la desnitrificación.
- Aumentar el caudal de entrada para evitar la obturación de los goteros de abastecimiento, generada al añadir la fuente carbonada.

**Lixiviados en horticultura intensiva ornamental y su tratamiento mediante humedales artificiales**



## 5. CONCLUSIONES GENERALES DE LA TESIS

Los resultados y conclusiones parciales descritas en cada uno de los capítulos anteriores, permiten extraer las siguientes conclusiones generales para cada uno de los objetivos generales de la tesis:

### 1. Identificar los modos de fertilización y otras prácticas agrícolas habituales en el subsector productor de plantas ornamentales en contenedor al exterior en Barcelona y en Girona

Los modos de fertilización y otras prácticas agrícolas relacionadas con la gestión del riego y los lixiviados generados, son muy diferentes en función de los cultivos que se realizan en cada provincia. Así, mientras que en Barcelona predominan los cultivos de planta de temporada y flor de ciclo breve (2-4 meses), como poinsettia, cyclamen y geranio, en Girona predomina el cultivo de coníferas y de especies arbustivas. Esta distribución geográfica de los cultivos permite concluir que:

- En Barcelona se suelen aplicar los fertilizantes mediante fertirrigación continua en más del 80 % de la superficie equivalente de ocupación (SeO), y en Girona se suelen aplicar fertilizantes de liberación controlada (FLC) en el 92 % de la SeO.
- El cultivo en contenedores de tamaño pequeño (0.5 - 1 L), habitual en los viveros de Barcelona, se asocia al riego con microaspersión (24 % de la SeO) y en los formatos medianos (1-20 L), al riego localizado por goteo (64 % de la SeO). Por el contrario, el cultivo en contenedores de tamaño grande (20 - 50 L) o muy grande (> 50 L), frecuente en los viveros de Girona, se asocia al riego aéreo por aspersión (59 % de la SeO).
- En el 81 % de la superficie real no se realiza recuperación o recirculación de los lixiviados. Un 22 % de los encuestados disponen de balsas para su recogida exclusiva. Los motivos principales para no recircular los lixiviados son estructurales (poca



disponibilidad de superficie, dificultad orográfica, impermeabilización, etc...) y económicos (coste no asumido por las empresas).

### **2. Determinar el efecto de aplicar los modos de fertilización identificados en la composición de los lixiviados generados por dos cultivos de plantas ornamentales en contenedor al exterior**

- Independientemente del ratio  $N-NH_4^+ : N-NO_3^-$  aportado con cada modo de fertilización, el  $N-NO_3^-$  es la forma de N predominante en los lixiviados de cada cultivo realizado.
- La aportación de N mediante FLC favorece la nitrificación en la solución del sustrato, lo que provoca la acidificación de los lixiviados respecto a la aportación de SN.
- La aplicación de FLC puede implicar, en el caso de que durante el cultivo la T sea superior a 21 °C de manera sostenida en el sustrato y tengan lugar episodios intensos de lluvia, una mayor pérdida inicial de N por lixiviación al medio que cuando se aplica SN mediante fertirrigación continua y, consecuentemente, una disminución de la longevidad del FLC respecto a la indicada por el fabricante.

### **1. Evaluar la idoneidad de realizar un tratamiento de los lixiviados mediante humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HSsH) y optimizar el proceso de desnitrificación desarrollado en los mismos**

- El diseño de la planta piloto con HSsH se mostró adecuado para realizar un tratamiento de los lixiviados procedentes de cultivos en contenedor, y para promover su desnitrificación mediante la adición de fuente carbonada.

- La intensidad y la estabilidad del proceso de desnitrificación se vieron afectadas por la relación C:N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> aplicada y por el tipo de fuente carbonada (acetato sódico-AcNa- o metanol-Me-) añadida en cada experimento. Así:

- La tasa de desnitrificación fue máxima durante todo el periodo de operación al aplicar AcNa en un ratio C:N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de 3:1. Sin embargo, la aplicación de este ratio y de AcNa supone la adición de carbono y sodio en exceso al efluente final depurado, repectivamente.

- El proceso de desnitrificación y la calidad del efluente final mejoraron al aplicar Me en un ratio C:N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de 1.5:1, siendo la tasa de desnitrificación máxima a partir de los 51 días de operación.



**Lixiviados en horticultura intensiva ornamental y su tratamiento mediante humedales artificiales**



## 6. BIBLIOGRAFÍA

- Abad, M. y Carrión, C., 2006. Caracterización física, química y biológica de los sustratos de cultivo. En: Cultivos sin suelo. Ediciones de Horticultura (Compendios de Horticultura, 17). Reus. Cataluña. España. Cap. 3, 43-52.
- Abbassi, B., Al-Zboon, K., Radaideh, J., Wahbeh, A., 2010. Using constructed wetlands to improve drainage water quality from hydroponics farms. *Irrigation and drainage*, n/a.doi.10.1002/ird.580.
- Alam, M.Z., Chong, C., Llewellyn, J., Lumis, G.P., 2009. Evaluating fertilization and water practices to minimize  $\text{NO}_3^-$  - N leachate from container-grown Forsythia. *HortScience*. 44, 1833-1837.
- Alarcón, A., 2006. Proyecto en cultivo sin suelo: ¿cómo empezar?. En: Cultivos sin suelo. Ediciones de Horticultura (Compendios de Horticultura, 17). Reus. Cataluña. España. Cap. 1, 11-22.
- Alarcón, A., 2002. Soluciones nutritivas y fertirriego. En: Nuevas tecnologías en la viverística de plantas ornamentales, José F. Ballester-Olmos y Anquís (ed.). Universidad Politécnica de Valencia. p. 191-218.
- Albuquerque, A., Oliveira, J., Semitela, S., Amaral, L., 2009. Influence of bed media characteristics on ammonia and nitrate removal in shallow horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Bioresour. Technol.* 100, 6269-6277.
- Anónimo, 2005. Directori 2004 de la Federació d'Agricultors Viveristes de Catalunya. Vilassar de Mar (Barcelona). p. 112.
- Argo, W.R., Biernbaum, J.A., 1996. The effect of lime, irrigation-water source, and water-soluble fertilizer on root-zone pH, electrical conductivity, and macronutrient management of container root media with impatiens. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.* 121, 442-452.
- Atlas, R.M. and Bartha, R., 2002. Ciclo del nitrógeno. p. 411-420. En: *Ecología microbiana y Microbiología ambiental (4ª Edición)*. Pearson Educación, S.A. Madrid.

- Baker, L. A., 1998. Design considerations and applications for wetland treatment of high-nitrate waters. *Water Sci. Technol.* 38, 389-395.
- Bastviken, S. K., Weisner, S. E. B., Thiere, G., Svensson, J. M., Ehde, P. M., Tonderski, K. S., 2009. Effects of vegetation and hydraulic load on seasonal nitrate removal in treatment wetlands. *Ecol. Eng.* 35, 946-952.
- Bezbaruah, A. N. and Zhang, T. C., 1998. Performance of a constructed wetland with a sulphur/limestone denitrification section for wastewater nitrogen removal. *Environ. Sci. Technol.* 37, 1690-1697.
- Bilderback, T.E., 2001. Environmentally compatible container plant production practices. *Acta Horticulturae.* 548, 311-318.
- Bilderback, T.E., 2002. Water management in reducing nutrient runoff container nurseries. *HortTechnology.* 12, 541-544.
- Brix, H., Arias, C.A., del Bubba, M., 2001. Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. *Water Sci. Technol.* 44, 47-54.
- Cabrera, R.I., 1997. Comparative evaluation of nitrogen release patterns from controlled- release fertilizers by nitrogen leaching analysis. *HortScience.* 32, 669-673.
- Cabrera, R.I., 2003. Nitrogen balance for two container-grown woody ornamental plants. *Scientia Horticulturae.* 97, 297-308.
- Cáceres, R., Casadesús, J., Marfà, O., 2007. Adaptation of an automatic irrigation-control tray system for outdoor nurseries. *Biosystems Engineering.* 96, 419-425.
- Casadesús, J., Kaya, Y., Bort, J., Nachit, M.N., Araus, J.L., 2007. Using vegetation indices derived from conventional digital cameras as selection criteria for wheat breeding in water-limited environments. *J. Annals of Applied Biology.* 150, 227-236.
- Colangelo, D.J. and Brand, M.H., 2001. Nitrate leaching beneath a containerized nursery crop receiving trickle or overhead irrigation. *J. Environ. Qual.* 30, 1564-1574.

- Cunill, C., Luján, L., Narváez, L., Cáceres, R., Marfà, O., 2009. Una visión de la gestión del riego y de la fertilización en los viveros de ornamentales de las demarcaciones de Barcelona y de Girona en Cataluña. 3er Congreso de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Universitat Politècnica de Catalunya. 8-10 Julio, Castelldefels (Barcelona).
- de Boodt, M., Verdonck, O., Cappaert, I., 1974. Method for measuring the water release curve of organic substrates. *Acta Hort. (ISHS)*. 37, 2054-2062.
- de Kreijl, C., 2004. Chemical analysis of substrates with controlled release fertilizer. *Acta Hort. (ISHS)*. 644, 337-341.
- Dhamole, P. B., Nair, R. R., D'Souza, S. F., Lele, S. S., 2009. Simultaneous removal of carbon and nitrate in an airlift bioreactor. *Bioresour. Technol.* 100, 1082-1086.
- Directiva Marc de l'Aigua a Catalunya. 2005. Agència Catalana de l'Aigua. pp. 479 y 508.
- DOGC, 1998. Orden del 22 de Octubre de 1998 del Código de Buenas Prácticas Agrarias en relación con el nitrógeno. *Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya*. p. 13751.
- DOGC, 2000. Decreto 205/2000 de aprobación del programa de medidas agronómicas aplicables a las zonas vulnerables en relación con la contaminación de nitratos procedentes de fuentes agrarias. *Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya*. p. 8278.
- DOGC, 2009. Decreto 136/2009 de aprobación del programa de actuación aplicable a las zonas vulnerables en relación con la contaminación de nitratos que proceden de fuentes agrarias y de la gestión de deyecciones ramaderas. *Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya*. p. 65858.
- DOUE, 1991. Directiva 91/676/CEE relativa a la protección de las aguas contra la contaminación causada por los nitratos procedentes de la agricultura. *Diario Oficial de la Unión Europea*. L375, 1-8.
- DOUE, 1998. Directiva 98/83/CEE relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano. *Diario Oficial de la Unión Europea*. L330, 32-54.



- Du, C., Tang D., Zhou J., Wang H., Shaviv A., 2008. Prediction of nitrate release from polymer-coated fertilizers using an artificial neural network model. *Biosystems Engineering*. 99,478-486.
- EPA, 2002. *Constructed wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment, Design Manual*. Environmental Protection Agency, Cincinnati, USA.
- Fain, G. B., Gilliam, C. H., Tilt, K. M., Olive, J. W., Wallace, B., 2000. Survey of best practices in container production nurseries. *J. Environ.Hort*. 18: 142-144.
- Fare, D.C., William C.H., Keever, G.J., Olive, J.W., 1994. Cyclic irrigation reduces container leachate nitrate-nitrogen concentration. *HortScience*. 29, 1514-1517.
- Faulwetter, J. L., Gagnon, V., Sundberg, C., Chazarenc, F., Burr, M. D., Brisson, J., Camper, A. K., Stein, O. R., 2009. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecol. Eng*. 35, 987-1004.
- Fernández-Escobar, R., Benlloch, M., Herrera, E., García-Novelo, J.M., 2004. Effect of traditional and slow-release N fertilizers on growth of olive nursery plants and N losses by leaching. *Scientia Horticulturae*. 101, 39-49.
- Fernández-Nava, Y., Marañón, E., Soons, J., Castrillón, L., 2008. Denitrification of wastewater containing high nitrate and calcium concentrations. *Bioresour. Technol*. 99, 7976-7981.
- Gagnon, V., Maltais-Landry, G., Puigagut, J., Chazarenc, F., Brisson, J., 2010. Treatment of hydroponics wastewater Using Constructed Wetlands in Winter Conditions. *Water Air and Soil Pollution*. 212, 483-490.
- Garber, M.P., Ruter, J.M., Midcap, J.T., Bondari, K., 2002. Survey of container nursery irrigation practices in Georgia. *HortTechnology*. 12: 727-731.
- Gómez, M. A., González-López, J., Hontoria-García, E., 2000. Influence of carbon source on nitrate removal of contaminated groundwater in a denitrifying submerged filter. *J. Hazardous Materials*. B80, 69-80.
- Gottschall, N., Boutin, C., Crolla, A., Kinsley, C., Champagne, P., 2007. The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. *Ecol. Eng*. 29, 154-163.

- Grant, O.M., Davies, M.J., Longbottom, H., Atkinson, C.J., 2009. Irrigation scheduling and irrigation systems: optimizing irrigation efficiency for container ornamental shrubs. *Irrig. Sci.* 27, 139-153.
- Guérin, V., Lemaire, F., Marfà, O., Cáceres, R., Giuffrida, F., 2001. Growth of *Viburnum tinus* in peat-substitute growing media. *Scientia Horticulturae*. 89, 129-142.
- Hanafi, M.M., Eltaib, S.M., Ahmad, M.B., 2000. Physical and chemical characteristics of controlled release compound fertiliser. *European Polymer Journal*. 36, 2081-2088.
- Headley, T.R., Huett, D.O., Davison, L., 2001. The removal of nutrients from plant nursery irrigation runoff in subsurface horizontal-flow wetlands. *Water Sci. Technol.* 44, 77-84.
- Heal, K. V., Dobbie, K.E., Bozika, E., McHaffie, H., Simpson, A.E., Smith, K.A., 2005. Enhancing phosphorus removal in constructed wetlands with ochre from mine drainage treatment. *Water Sci. Technol.* 51, 275-282.
- Hershey, D.R. and Paul, J.L., 1982. Leaching-losses of nitrogen from pot Chrysanthemums with controlled-release or liquid fertilization. *Scientia Horticulturae*. 17, 145-152.
- Huett, D.O., 1999. Improved irrigation and fertiliser strategies for containerised nursery plants through commercial demonstrations and further research. Final Report NY95025, Horticultural Research & Development Corporation, Sydney, Australia. ([www.ngia.com.au/Story?Action=View&Story\\_id=1765](http://www.ngia.com.au/Story?Action=View&Story_id=1765)).
- Huett, D.O. and Gogel, B.J., 2000. Longevities and nitrogen, phosphorus, and potassium release patterns of polymer-coated controlled-release fertilizers at 30°C and 40 °C. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 31, 959-973.
- 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 Res.* 39, 3259-3272.
- Institut d'Estadística de Catalunya (Idescat). Generalitat de Catalunya. Estadística de l'estructura de les explotacions agràries 2007. 1ª Ed. 2010. p. 62.

- Juntanen, M.-L., Hammar, T., Rikala, R., 2003. Nitrogen and phosphorus leaching and uptake by container birch seedlings (*Betula pendula* Roth) grown in three different fertilizations. *New Forests*. 25, 133-147.
- Lamont, G.P., Worrall, R.J., O'Connell, M.A., 1987. The effects of temperature and time on the solubility of resin-coated controlled-release fertilizers under laboratory and field conditions. *Scientia Horticulturae*. 32, 265-273.
- Lang, H.J. and Elliott, G.C., 1991. Influence of ammonium: Nitrate ratio and nitrogen concentration nitrification activity in soilless potting media. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.* 116, 642-645.
- Lin, Y-F., Jing, S-R., Wang, T-W., Lee, D-Y., 2002. Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands. *Environmental Pollution*. 119, 413-420.
- Lin, Y.-F., Jing, S.-R., Lee, D.-Y., Chang, Y.-F., Shih, K.-C., 2008. Nitrate removal from groundwater using constructed wetlands under various hydraulic loading rates. *Bioresour. Technol.* 99, 7504-7513.
- Liu, G.D., Wu W.L., Zhang J., 2005. Regional differentiation of non-point source pollution of agriculture-derived nitrate nitrogen in groundwater in northern China. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 107, 211-220.
- Lu, S. Y., Wu, F. C., Lu, Y. F., Xiang, C. S., Zhang, P. Y., Jin, C. X., 2009. Phosphorus removal from agricultural runoff by constructed wetland. *Ecol. Eng.* 35, 402-409.
- Mangiafico, S. S., Gan, J., Wu, L., Lu, J., Newman, J. P., Faber, B., Merhaut, D., J., Evans, R., 2008. Detention and recycling basins for managing nutrient and pesticide runoff from nurseries. *HortScience*. 43: 393-398.
- Marfà, O., 1990. Intensificació de conreu hortícoles mitjançant tècniques de conreu fora-sol en sacs. Tesis Doctoral. Universitat Politècnica de Catalunya, 360 pp.
- Marfà, O., 2000a. Los cultivos sin suelo desde una perspectiva mediterránea. En: *Recirculación en cultivos sin suelo*. Ediciones de Horticultura (Compendios de Horticultura, 14). Reus. Cataluña. España. Cap. 1, 11-20.

- Marfà, O., 2000b. Recirculación en plantas ornamentales en contenedor. En: Recirculación en cultivos sin suelo. Ediciones de Horticultura (Compendios de Horticultura, 14). Reus. Cataluña. España. Cap. 11, 111-117.
- Marfà, O., Lemaire, F., Cáceres, R., Giuffrida, F., Guérin, V., 2002. Relationships between growing media fertility, percolate composition and fertigation strategy in peat-substitute substrates used for growing ornamental shrubs. *Scientia Horticulturae*. 94, 309-321.
- Marfà, O., Casadesús, J., Cáceres, R., 2006. Recirculación en cultivos sin suelo. En: Cultivos sin suelo. Ediciones de Horticultura (Compendios de Horticultura, 17). Reus. Cataluña. España. Cap. 12, 175-190.
- MARM, 2010. Anuario de estadística 2009. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Gobierno de España. Ed. 2010. ([www.marm.es](http://www.marm.es)).
- Medina, L.A., Obreza, T.A., Sartain J.B., Rouse, R.E., 2008. Nitrogen release patterns of a mixed controlled-release fertilizer and its components. *HortTechnology*. 18, 475-480.
- Merhaut, D.J., Blyte, E.K., Newman, J.P., Albano, J.P., 2006. Nutrient release from controlled-release fertilizers in acid substrate in greenhouse environment Leachate electrical conductivity, pH, and nitrogen, phosphorus, and potassium concentrations. *HortScience*. 41, 780-787.
- Metclaf and Eddy, Inc., 1979. *Wastewater Engineering. Treatment and reuse*, fourth ed. MacGraw-Hill Inc., NY, 1819 pp.
- Million, J.B., Yeager, T.H., Albano, J.P., 2010. Evapotranspiration-based irrigation scheduling for container-grown *Viburnum odoratissimum* (L.) Ker Gawl. *HortScience*. 45, 1741-1746.
- Mohseni-Bandpi, A. and Elliott, D. J., 1998. Groundwater denitrification with alternative carbon sources. *Wat. Sci. Tech*. 38, 237-243.
- Moreno, J.F., 2006. Sistemas, dispositivos y automatismos para cultivo sin suelo. En: Cultivos sin suelo. Ediciones de Horticultura (Compendios de Horticultura, 17). Cataluña. España. Cap. 6, 83-90. Reus.

- Nangia, V., Gowda, P.H., Mulla, D.J., 2010. Effects of changes in N-fertilizer management on water quality trends at the watershed scale. *Agric. Water Manage.* 97, 1855-1860.
- Niemiera, A.X. and Wright, R.D., 1986. The influence of nitrification on the medium solution and growth of Holly, Azalea, and Juniper in a pine bark medium. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.* 111, 708-712.
- Niemiera, A.X. and Leda, C.E., 1993. Nitrogen leaching from Osmocote-fertilized pine bark at leaching fractions of 0 to 0.4. *J. Environ. Hort.* 11, 75-77.
- Oliet, J., Planelles, R., Segura, M.L., Artero, F., Jacobs, D.F., 2004. Mineral nutrition and growth of containerized *Pinus halapensis* seedlings under controlled-release fertilizer. *Scientia Horticulturae.* 103, 113-129.
- Park, J.B.K., Craggs, R.J., Sukias, J.P.S., 2008. Treatment of hydroponic wastewater by denitrification filters using plant prunings as the organic carbon source. *Bioresour. Technol.* 99, 2711-2716.
- Puigagut, J., Vilaseñor, J, Salas, J.J., Bécares, E., García, J., 2007. Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: A comparative study. *Ecol. Eng.* 30, 312-319.
- Ramos, M.C. and Martínez-Casanovas, J.A., 2010. Effects of precipitation patterns and temperatura trends on soil wáter available for vineyards in a Mediterranean climate area. *Agric. Water Manage.* 97, 1495-1505.
- Raviv, M.; Wallach, R.; Silber, A. and Bar-Tal, A. 2002. Substrates and their analysis. *In: Hydroponic production of vegetable and ornamental.* D. Savvas and H. Passam (eds). Embryo publications. Athens, Greece. p. 25-101.
- Reed, S. C., Crites, R.W., Middlebrooks, E.J., 1995. Natural systems for waste management and treatment. *Natural systems for waste management and treatment.* McGraw-Hill, New York, USA.
- Ristvey, A.G., Lea-Cox, J.D., Ross, D.S., 2004. Nutrient uptake, partitioning and leaching losses from container-nursery production systems. *Acta Hort. (ISHS).* 630, 321-328.

- Rittmann, B.E., Huck, P.M., 1989. Biological treatment of public water supplies. *Critical Reviews in Environmental Control*. 19, 119-184.
- Salas, J.J., Pidre, J. R., Sánchez, L., 2008. Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales. Centro de Nuevas Tecnologías del Agua. Capítulo IV. p. 23-27.
- Schoene, G., Yeager, T., Haman, D., 2006. Survey of container nursery irrigation practices in West-central Florida: An educational opportunity. *HortTechnology*, 16: 682-685.
- Segura, M.L. y Contreras, M.I., 2008. Estrategias de fertilización para producción en contenedor de *Lavandula lanata* y *Nepeta amethystina*. *Plantflor*. 128, 90-92.
- Seo, D.C., Hwang, S.H., Kim, H.J., Cho, J.S., Lee, H.J., DeLaune, R.D., Jugsujinda, A, Lee, S.T., Seo, J.Y., Heo, J.S., 2008. Evaluation of 2-and 3-stage combinations of vertical and horizontal flow constructed wetlands for treating greenhouse wastewater. *Ecol. Eng.* 32, 121-132.
- Shaviv, A., 2001. Advances in controlled-release fertilizers. *Advances in Agronomy*. 71: 1-49.
- Sirivedhin, T. and Gray, K.A., 2006. Factors affecting denitrification rates in experimental wetlands: Field and laboratory studies. *Ecol. Eng.* 26, 167-181.
- Stottmeister, U., Wiessner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Kastner, M., Bederski, O., Muller, R. A., Moormann, H., 2003. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnol. Advances*. 22, 93-117.
- Tang, X. Q., Huang, S.L., Scholz, M., 2009. Comparison of phosphorus removal between vertical subsurface flow constructed wetlands with different substrates. *Water Environ. J.* 23, 180-188.
- Taylor, M.D., White, S.A., Chandler, S.L., Klaine, S.J., Whitwell, T., 2006. Nutrient management of nursery runoff water using constructed wetland systems. *HortTechnology*. 16, 610-614.

- Teixidor, G., 2003. Análisis sectorial de la planta ornamental en la provincia de Girona. Proyecto de Fin de Carrera. ETSIA. Univ. Pol. Madrid. pp. 76
- Urrestarazu, M., 2006. Bases y sistemas de los cultivos sin suelo. En: Cultivos sin suelo. Ediciones de Horticultura (Compendios de Horticultura, 17). Reus. Cataluña. España. Cap. 2, 23-42.
- van der Laan, M., Stirzaker, R.J., Annandale, J.G., Bristow, K.L., du Preez, C.C., 2010. Monitoring and modelling draining and resident soil water nitrate concentrations to estimate leaching losses. *Agric. Water Manage.* 97, 1779-1786.
- Vymazal, J., 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Total Environ.* 380, 48-65.
- Vymazal, J., 2009. Review. The use of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecol. Eng.* 35, 1-17.
- Wilson, C., Albano, J., Mozden, M., Riiska, C., 2010. Irrigation water and nitrate-nitrogen loss characterization in Southern Florida nurseries: Cumulative volumes, runoff rates, nitrate-nitrogen concentrations and loadings, and implications for management. *HortTechnology.* 20: 325-330.
- Wright, R.D. and Niemiera, A.X., 1987. Nutrition of container-grown woody nursery crops. *Hort. Rev.* 9, 75-101.
- Wu, J., Zhang, J., Jia, W., Xie, H., Gu, R.R., Li, C., Gao, B., 2009. Impact of COD/N ratio on nitrous oxide emission from microcosm wetlands and their performance in removing nitrogen from wastewater. *Bioresour. Technol.* 100, 2910-2917.
- Yang, Z., Heng, S., Chen, J., Sun, M., 2008. Purification of nitrate-rich agricultural runoff by hydroponic system. *Bioresour. Technol.* 99, 8049-8053.
- Yeager, T., Million, J., Larsen, C., Stamps, B., 2010. Florida nursery best management practices: Past, present, and future. *HortTechnology.* 20: 82-88.
- Ziglio, G., Andreottola, G., Foladori, P., Ragazzi, M., 2001. Experimental validation of a single-OUR method for wastewater RBCOD characterisation. *Water Sci. Technol.* 43, 119-126.

