

Depuración de lixiviados procedentes de viveros de ornamentales mediante humedales artificiales. Eficacia del metanol como fuente carbonada

L. Narváez¹, R. Cáceres¹ y O. Marfà¹.

¹ Institut de Recerca i Tecnologia Agroalimentàries (IRTA), Ctra. de Cabrils km 2, 08348, Cabrils (Cataluña). e-mail: lola.narvaez.torres@gmail.com

Resumen

En los viveros de producción de plantas ornamentales cultivadas en contenedor se generan lixiviados con un contenido variable en nutrientes procedentes de los fertilizantes. Algunos de estos nutrientes, como los nitratos (NO_3^-) y los fosfatos, pueden ser potencialmente contaminantes de las aguas superficiales y subsuperficiales si los lixiviados son vertidos directamente al medio. Existen diversas técnicas y métodos que ayudan a disminuir la carga de iones contaminantes de los lixiviados. Uno de estos métodos consiste en realizar un tratamiento de los lixiviados “*in situ*”, previo a su descarga al medio, mediante humedales artificiales, habiendo recogido previamente los lixiviados. Este tipo de efluente se caracteriza por tener un alto contenido en NO_3^- y muy bajo contenido en carbono orgánico disuelto. El proceso principal que ocurre en los humedales es la desnitrificación, proceso desarrollado por bacterias heterótrofas que se instalan de manera natural en los humedales. Para que el proceso de desnitrificación sea eficiente, las bacterias requieren de una fuente de carbono extra. En una planta piloto de humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal, se llevó a cabo un experimento para evaluar la eficacia del uso de metanol como fuente carbonada para mejorar la eficiencia en la desnitrificación de los lixiviados. Los resultados mostraron que inyectando al influente una dosis de metanol para alcanzar un ratio C:N- NO_3^- de 1:1,5, se alcanza una tasa de eliminación de N- NO_3^- que supera el 99,1% y una desnitrificación completa. La tasa media de eliminación de la demanda química de oxígeno varió entre el 74,8 % y el 54,2 % en función del tiempo de retención hidráulica.

Palabras clave: humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal, desnitrificación, demanda química de oxígeno (DQO), eliminación de nitratos.

Abstract

Nurseries growing potted ornamental plants generate leachates containing nutrients from fertilizers. Some of these nutrients, such as nitrates (NO_3^-) and phosphates, can potentially contaminate surface and subsurface water if leachates are discharged directly into the surrounding medium. There are some techniques and methods to diminish pollutant ion concentration from leachates. One of these methods is the treatment of the leachates “*in situ*”, prior to its discharge to the environment, using constructed wetlands. This type of leachate is characterized by high levels of NO_3^- and very low levels or absence of dissolved organic carbon. The predominant process in constructed wetlands is denitrification by means of heterotrophic bacteria which use an extra source of carbon in order to obtain a satisfactory denitrification rate. In a pilot plant with horizontal subsurface-flow constructed wetlands, an experiment was carried out to evaluate the effectiveness of using methanol as carbon source to enhance denitrification efficiency of the leachates. The results showed that the addition of

methanol to the influent in a ratio C:N-NO₃⁻ of 1:1,5, promotes a N-NO₃⁻ removal rate exceeding 99,1 % and a complete denitrification. The average of chemical oxygen demand removal rate varied between 74,8 % and 54,2 % depending on the hydraulic retention time.

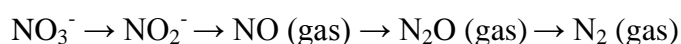
Keywords: horizontal subsurface-flow constructed wetlands, denitrification, chemical oxygen demand (COD), nitrate removal.

INTRODUCCIÓN

El subsector productor de plantas ornamentales en contenedor, ha sufrido en España un aumento tanto de la superficie de cultivo como de producción en la última década (MAGRAMA, 2014). Como resultado de la actividad agrícola desarrollada y de las prácticas agrícolas adoptadas (modos de riego y de fertilización), eventualmente se generarán lixiviados con un contenido variable en nutrientes procedentes de los fertilizantes. Los lixiviados generados durante la producción de plantas ornamentales en contenedor se caracterizan por tener un alto contenido en nitratos (NO₃⁻), fósforo (P) y potasio (K) y muy bajo o nulo contenido en carbono orgánico disuelto (C) (Huett et al., 2005; Vymazal, 2009). Frecuentemente, el destino final de estos lixiviados es su vertido al medio circundante. Por este motivo, las zonas de producción de los cultivos sin suelo, entre otras, son consideradas como puntos de contaminación difusa del subsuelo por NO₃. El impacto principal que puede causar el vertido directo de lixiviados al medio, es el de contribuir a la aceleración de la eutrofización de los ecosistemas acuáticos (Taylor et al., 2006).

La mejora en la eficiencia del riego y de la fertilización o la recogida y el uso de los lixiviados en balsas de almacenamiento de agua para reutilizarlos, reducen el volumen de lixiviados y la carga de nutrientes (Magnifico et al., 2008). Otro método para evitar la contaminación del medio por el vertido de lixiviados, consiste en proceder a un tratamiento *in situ* de los lixiviados en el mismo lugar de producción, después de recogerlos convenientemente.

Hay diversas tecnologías capaces de eliminar los NO₃⁻ de efluentes contaminados, como son el intercambio iónico, la ósmosis inversa y la desnitrificación biológica (Fernández-Nava et al., 2008; Rittmann y Huck, 1989). De entre todas las tecnologías disponibles es preferible utilizar un tratamiento biológico debido a su simplicidad, selectividad y bajo coste (Lin et al., 2008). Frente a las tecnologías convencionales, los humedales artificiales son muy eficaces a la hora de tratar aguas con un alto contenido en NO₃⁻, como las aguas de acuíferos contaminados, aguas residuales nitrificadas o aguas de riego recirculadas (Baker, 1998; White 2013). La desnitrificación heterótrofa es el proceso principal que se desarrolla en los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HAFSH). Este proceso consiste en la reducción desasimilativa del NO₃⁻ por parte de bacterias heterótrofas, las cuales usan el NO₃⁻ como aceptor de electrones en condiciones anóxicas o anaerobias, y una fuente de C como donador de electrones (glucosa, metanol, almidón, etc...) (Sirivedhin y Gray, 2006; Wu et al., 2009). Durante la desnitrificación, el NO₃⁻ sigue este proceso hasta transformarse en nitrógeno gaseoso (Fernández-Nava et al., 2008; Park, Craggs y Sukias, 2008):



Dado que los lixiviados generados durante la producción de plantas ornamentales en contenedor se caracterizan por tener muy bajo contenido en C, es necesario añadirlo a los lixiviados para que la desnitrificación se desarrolle de manera

eficaz. La dosis de C a añadir debe ser aquella que no suponga la adición de nuevos residuos al efluente final tratado y que sea suficiente para iniciar y mantener una alta tasa de desnitrificación en los humedales. Estudios preliminares han demostrado la eficacia del uso de acetato sódico y también el problema que comporta al añadir sodio al efluente tratado (Narváez et al., 2011) Los objetivos de este estudio fueron:

- 1) Determinar el efecto de diferentes líneas experimentales de HAFSH, con una o dos etapas y dos tipos de sustratos en la eliminación de nitrógeno y demanda química de oxígeno (DQO) de una solución de composición similar a la de los lixiviados procedentes de un cultivo de ornamentales en contenedor
- 2) Determinar el efecto en la tasa de desnitrificación de la dosis de metanol añadida a dicha solución

MATERIAL Y MÉTODOS

Ubicación y descripción de la planta piloto con HAFSH

La planta piloto de escala intermedia, incluyendo seis HAFSH, se ubica en la finca de la Quintana del Mig, propiedad del IRTA en Cabrils (comarca del Maresme, Cataluña) (41°25'N, 2°23'E). Los parámetros de diseño y la descripción detallada del funcionamiento de la planta piloto son acordes a los descritos por Narváez et al. (2011).

Líneas experimentales

La planta piloto se diseñó para obtener cuatro líneas experimentales o tratamientos, diferentes en el número de humedales que intervienen en el proceso de desnitrificación (1F o 2F), y por tanto, diferentes en el tiempo de retención hidráulica (TRH) y en el sustrato de relleno, granito (G) o greda volcánica roja (V), según se muestra en la tabla 1.

Tabla 1. Descripción de los tratamientos

Tratamientos	Nº humedales	Sustrato	Altura del sustrato (m)
2-FG	2	Granito	0,8
2-FGV	2	Granito+grava volcánica	0,4 (capa inferior) + 0,4 (capa superior)
1-FGV	1	Granito+grava volcánica	0,4 (capa inferior) + 0,4 (capa superior)
1-FG	1	Granito	0,8

En cada línea experimental se mantuvo una relación C:N- NO₃⁻ de 1,5:1, según la siguiente relación estequiométrica para el metanol (Metcalf y Eddy, 1979):



La composición media de los lixiviados a la entrada de los humedales fue la siguiente: pH 7,1; conductividad eléctrica 1,9; N-NO₃⁻ 116 mg L⁻¹; N-NO₂⁻ 0,5 mg L⁻¹; N-NH₄⁺ 16,8 mg L⁻¹ y DQO 972 mg L⁻¹. El experimento tuvo una duración de 65 días.

Recogida de muestras y caracterización

Las muestras se tomaron semanalmente a la entrada y a la salida de cada línea experimental por triplicado. Las concentraciones de NO₃⁻ y NO₂⁻ se determinaron mediante un cromatógrafo Metrohm modelo 761 Compact IC (Metrohm AG, Herisau, Suiza), la concentración de NH₄⁺ mediante un electrodo selectivo Thermo scientific Orion modelo Dual Star (Thermo Fisher Scientific, Inc., Beverly, MA, EE.UU.) y la

concentración de DQO mediante un fotómetro CheckDirect COD Vario (Tintometer GmbH, Lovibond Water Testing, Dortmund, Alemania). Los resultados relativos a las concentraciones de los distintos iones se utilizaron para determinar la tasa de eliminación de nutrientes [(influyente-efluente/influyente)*100].

Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos se realizaron mediante el software informático SAS (v9.1, SAS Institute, Cary, NC, USA). Los datos se analizaron mediante ANOVA de medidas repetidas (PROC MIXED). La separación de medias entre tratamientos se obtuvo mediante el test de Tukey.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados más significativos en relación a la tasa de eliminación de N-NO_3^- , comienzan a observarse a partir del día 51 de operación. A partir de este momento, la mencionada tasa aumenta significativamente en todas las líneas experimentales, superando el 99,1 % y permaneciendo estable hasta el final del experimento. Durante este periodo (días 51 y 65), no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos (Figura 1). La tasa de eliminación de N-NO_3^- alcanzada en este experimento es acorde a la observada por otros autores al aplicar una relación C:N o DQO:N similar a la hora de tratar aguas subterráneas contaminadas por NO_3^- (Lin et al., 2002). Otros autores apuntan que la adición de metanol para alcanzar un ratio C:N de 1,1:1 es suficiente para alcanzar una tasa de eliminación de N-NO_3^- en torno al 94 % (Mohseni-Bandpi y Elliott, 1998).

En el día 51 de operación, las tasas de eliminación de N-NO_2^- y de N-NO_3^- son muy altas en los tratamientos que incluyen un humedal (1-FGV y 1-FG), indicando una desnitrificación completa (Figura 1). Sin embargo, para este mismo día, en los tratamientos que incluyen dos humedales (2-FGV y 2-FG), la tasa de eliminación de N-NO_2^- es nula y la de N-NO_3^- es muy alta, produciéndose una desnitrificación incompleta (el proceso de desnitrificación se considera incompleto cuando no se produce eliminación de N-NO_2^-) (Narváez, 2011) (Figura 1). 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_2^- superior al 70 % (Figura 1).

Independientemente del tratamiento, las tasas de eliminación de N-NH_4^+ son nulas cuando las tasas de eliminación de N-NO_3^- son máximas (Figura 1), lo que podría indicar una competencia entre los procesos de nitrificación y desnitrificación, siendo éste último proceso más activo en los últimos días de operación.

De manera general, la tasa de eliminación de la DQO fue muy variable a lo largo del periodo de operación, siendo la tasa de eliminación media mayor con los tratamientos 2-FG y 2-FGV (mayor TRH) (74,8 %) que con los tratamientos 1-FG y 1-FGV (menor TRH) (54,2 %). Así, en el caso de la DQO, también se hace necesaria su eliminación en el efluente final; su adición al influente es necesaria para promover y acelerar la desnitrificación pero conviene mantener los valores de DQO del efluente de los humedales próximos a cero.

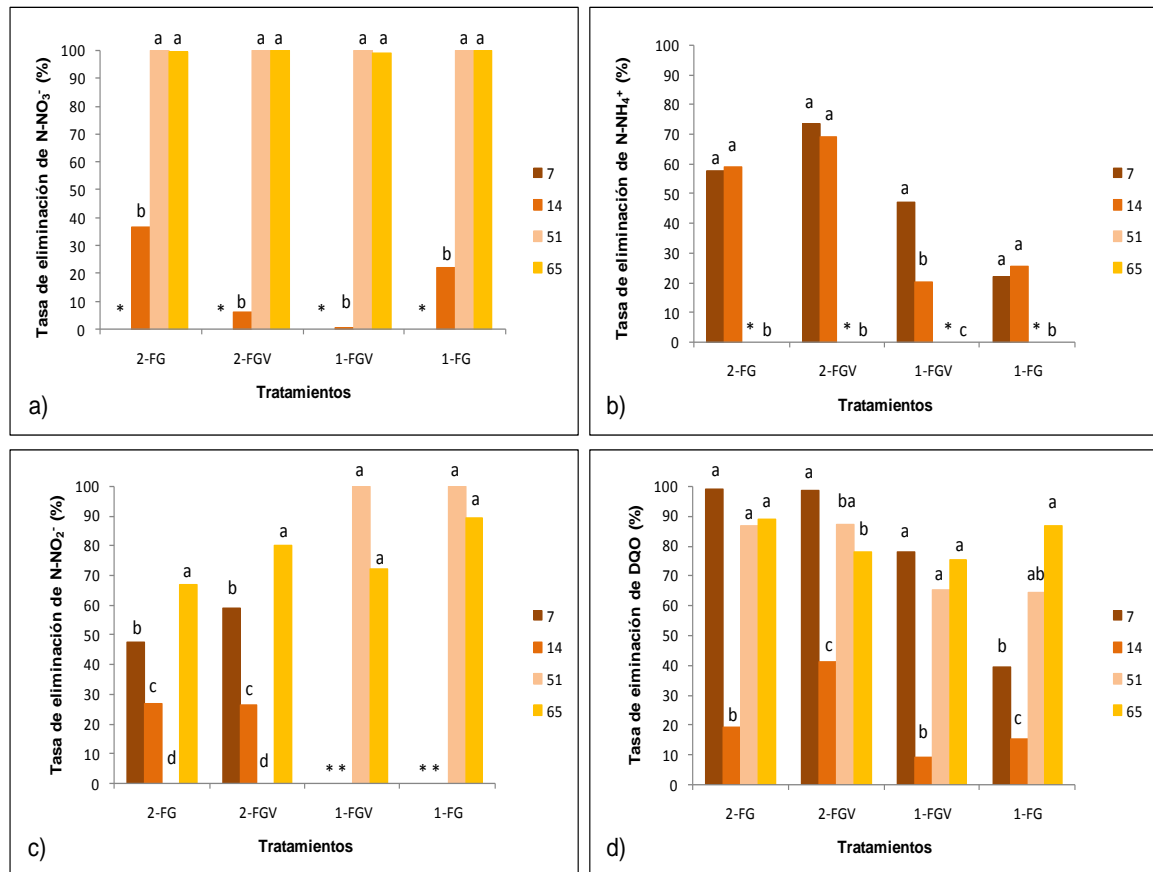


Figura 1. Eliminación relativa de nutrientes y de DQO (%) para cada tratamiento a lo largo del periodo de operación. Dos medias dentro de un grupo de tratamiento a lo largo del tiempo (7, 14, 51 y 65 días después del 3 Mar. 2010) no seguidas de la misma letra, son significativamente diferentes según 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.

CONCLUSIONES

Independientemente del tratamiento empleado, la adición a los lixiviados de metanol para alcanzar un ratio C:N-NO₃⁻ de 1:1,5, promueve la nitrificación de los lixiviados durante las primeras dos semanas de operación y la desnitrificación a partir de los 51 días de operación. Independientemente del sustrato usado como matriz porosa en los humedales, la utilización de un único humedal (tratamientos 1-F) es suficiente para alcanzar una tasa máxima de eliminación de N-NO₃⁻ y desarrollar un proceso de desnitrificación completo en menos tiempo que usando dos humedales (tratamientos 2-F), lo cual supondría un abaratamiento de los costes de construcción. Sin embargo el uso de dos humedales (tratamientos 2-F) favorece la eliminación de DQO respecto a la utilización de un solo humedal (tratamientos 1-F).

Agradecimientos

Los autores agradecen la ayuda financiera recibida por el INIA en el marco del proyecto RTA2007-00034-00-00 y la del proyecto CLEANLEACH EcoInnovation de la UE.

Referencias

Baker, L. A. (1998). Design considerations and applications for wetland treatment of high-nitrate waters. *Water Science Technology* 38: 389-395.

- Fernández-Nava, Y., Marañón, E., Soons, J., Castrillón, L. (2008). Denitrification of wastewater containing high nitrate and calcium concentrations. *Bioresource Technology* 99: 7976-7981.
- Huett, D.O., Morris, S.G., Smith, G., Hunt, N. (2005). Nitrogen and phosphorus removal from plant nursery runoff in vegetated and unvegetated subsurface flow wetlands. *Water Research*. 39: 3259-3272.
- 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. *Bioresource Technology* 99: 7504-7513.
- 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.
- MAGRAMA. (2014). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España. (<http://www.magrama.gob.es/es/agricultura/temas/producciones-agricolas/flores-plantas-ornamentales/>).
- Metclaf and Eddy, Inc. (1979). *Wastewater Engineering. treatment and reuse*, fourth ed. MacGraw-Hill Inc., NY, 1819 pp.
- Mohseni-Bandpi, A. and Elliott, D. J. (1998). Groundwater denitrification with alternative carbon sources. *Water Science Technology* 38: 237-243.
- Narváez, L., 2012. *Lixiviados en horticultura intensiva ornamental y su tratamiento mediante humedales artificiales*. Tesis doctoral. Universitat Politècnica de Catalunya.
- Narváez, L., Cunill, C., Cáceres, R., Marfà, O. (2011). Design and monitoring of horizontal subsurface-flow constructed wetlands for treating nursery leachates. *Bioresource Technology* 102: 6414-6420.
- 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. *Bioresource Technology* 99: 2711-2716.
- Rittmann, B.E., Huck, P.M. (1989). Biological treatment of public water supplies. *Critical Reviews in Environmental Control* 19: 119-184.
- Sirivedhin, T. and Gray, K.A. (2006). Factors affecting denitrification rates in experimental wetlands: Field and laboratory studies. *Ecological Engineering* 26: 167-181.
- 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.
- Vymazal, J. (2009). Review. The use of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering* 35: 1-17.
- White, S.A. 2013. Wetland technologies for nursery and greenhouse compliance with nutrient regulations. *HortScience*, 48(9):1103-1108.
- 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. *Bioresource Technology* 100: 2910-2917.