

Selección de Plantas Acuáticas y Sustratos para el Tratamiento de Efluentes de Predio Lecheros Utilizando Sistemas Wetland

Resumen: El objetivo del presente estudio fue determinar la combinación “macrófita + sustrato” óptima para el tratamiento de efluentes de tambo, utilizando wetlands subsuperficiales de flujo horizontal (WSFH) a escala laboratorio. Se dispusieron en un invernadero 16 microcosmos simulando WSFHs con diferentes combinaciones de “macrófita + sustrato” por duplicado. Se evaluaron dos sustratos: leca y uno combinado, formado por grava y zeolita, y tres especies de macrófitas (*Typha domingensis*, *Phragmites australis* y *Canna indica*), utilizando efluente real de predio lechero con tratamiento previo. A fin de evaluar la eficiencia de los distintos tratamientos, se determinó: pH, conductividad, nitrógeno total Kjeldahl, amonio, nitrato, nitrito, fósforo total, sólidos suspendidos y demanda química de oxígeno (DQO) en el efluente inicial y final de cada tratamiento. Los WSFHs demostraron ser eficientes para tratar el efluente en estudio, determinándose que el sustrato óptimo fue la leca y las macrófitas más eficientes *P. australis* y *T. domingensis*.

Palabras Claves: macrófitas, remoción, sustratos, wetland.

Abstract: The aim of this work was to determine the optimum combination “macrophyte + substrate” to be used in horizontal subsurface flow wetlands (HSFW) constructed for the treatment of dairy farm wastewater. Sixteen microcosm-scale reactors simulating HSFWS were disposed in a greenhouse by duplicate to evaluate the efficiency of different “substrate + macrophyte” combinations. Two substrates (leca and a combination of gravel+zeolit) and three macrophytes (*Typha domingensis*, *Phragmites australis*, *Canna indica*) were evaluated. To evaluate the efficiency of different treatments, pH, conductivity, suspended solids, total Kjeldhal nitrogen, ammonium, nitrate, total phosphorus and chemical oxygen demand (COD) were determined in the effluent before and after the treatment of each reactor. HSFWS were efficient in the contaminant removal, resulting in suitable systems for dairy effluent treatment. The best performances were obtained using leca as substrate. *Typha domingensis* and *Phragmites australis* demonstrated to be suitable macrophytes to be used in the treatment.

Keywords: macrophytes, removal, substrates, wetland.

M. Celeste Schierano¹, Gastón A. Veliz², Gonzalo Gutiérrez³ y Giselle V. Vianco⁴

Grupo de Estudios del Medio Ambiente. Facultad Regional Rafaela – Universidad Tecnológica Nacional
Acuña 49. (2300) Rafaela. Santa Fe. Argentina TE: (03492) 432702.

Mail: labquimicautn@gmail.com - ¹celeste_schierano@hotmail.com - ²gaston.93suardi@gmail.com - ³gutig08@gmail.com -
⁴gisevianco@hotmail.com

INTRODUCCIÓN

La producción de leche es una de las actividades ganaderas que mayor cantidad de agua demanda; es de vital importancia para la salud y nutrición del animal, para la higiene de las instalaciones del tambo y para la población rural involucrada.

En general, en las cuencas lecheras de la región pampeana, en Argentina, la fuente de provisión de agua es la subterránea y en muchos casos existen problemas de contaminación asociados a deficiencias en la construcción y manejo de las perforaciones, fuentes de contaminación cercanas a los pozos de agua (corrales y lagunas) y desconocimiento de los productores acerca de cómo manejar el agua y los efluentes que se producen. Generalmente, estos efluentes se caracterizan por contener altos niveles de nutrientes (nitrógeno y fósforo) como así también altas concentraciones de demanda biológica de oxígeno (DBO) y sólidos suspendidos pudiendo contener también microorganismos patógenos. El nitrógeno se encuentra principalmente en forma de amonio, siendo éste uno de los contaminantes controlados por la legislación vigente.

El tratamiento que se les realiza a estos efluentes, en general, consiste en disminuir la carga orgánica que contienen, y frecuentemente se lleva a cabo a través de lagunas de estabilización. En nuestro país no existe una legislación clara al respecto, y es frecuente el vertido a cursos de agua en forma directa o indirecta, como lo muestran Nosetti, et al. (2002) en un estudio en 65 tambos de Buenos Aires, Argentina, donde el 50 % de los mismos eliminaba directamente los efluentes crudos a cursos de agua cercanos.

En los últimos 10 años, se han intensificado los estudios en cuanto a la eficiencia de wetlands construidos para tratar efluentes de instalaciones ganaderas y remover contaminantes, (Healy, et al., 2007; Harrington y McInnes, 2009; Harrington y Scholz, 2010) debido a

una mayor tendencia a la ganadería intensiva y por ende, al aumento de los efluentes producidos. Se han estudiado sistemas wetlands para el tratamiento de aguas residuales de predios lecheros con tasas de remoción de nitrógeno y fósforo entre 48-98% y 35-96%, respectivamente, según la carga inicial de nutrientes y la edad del sistema, obteniéndose generalmente, eficiencias más altas en los wetlands de menor edad y con cargas iniciales más bajas (Hammer, et al., 1993; Hunt y Poach, 2000; Newman, et al., 2000; Schaafsma, et al., 2000).

Un wetland o humedal es un ambiente constituido por sedimentos inundados donde se desarrollan plantas acuáticas flotantes y arraigadas (Hammer y Bastion, 1989; De Luis Calabuig, 2001). Los humedales o wetlands construidos (WC), son sistemas en donde se aprovecha la capacidad de retención de contaminantes de sedimentos y de plantas acuáticas flotantes y arraigadas para la depuración de aguas. Estos sistemas se diseñan para sacar provecho de muchos de los procesos que ocurren en los wetlands naturales, pero llevados a cabo en un ambiente más controlado (Maine, et al., 2007).

Estas tecnologías naturales de depuración de aguas residuales suelen ser menos costosas y sofisticadas en cuanto a operación y mantenimiento que los métodos convencionales. Aunque dichos procesos requieren mayores extensiones de terreno en comparación con los de tipo intensivo, suelen ser igualmente eficaces en la eliminación de materia orgánica e incluso más efectivos en la remoción de elementos patógenos y nutrientes. Por otra parte, el consumo energético suele ser mínimo y su costo de mantenimiento muy bajo, requiriendo también personal menos especializado (Delgadillo, et al., 2010).

Los wetlands construidos pueden clasificarse de acuerdo al régimen de flujo, en wetlands de flujo superficial o de agua libre (presentan áreas de agua a cielo abierto y son de aspecto similar a los pantanos

o lagunas naturales) y de flujo subsuperficial (el agua fluye por debajo de la superficie). Estos últimos, a su vez se dividen en flujo horizontal (WFH) y flujo vertical (WV), de acuerdo a cómo el agua los atraviesa (Kadlec y Wallace, 2009). El tipo de WC más adecuado a utilizar se elige de acuerdo al tipo de efluente, al caudal, a los contaminantes a eliminar, etc. Debido a su alta eficiencia de remoción de materia orgánica y de nutrientes (nitrógeno y fósforo) podrían utilizarse wetlands sub-

superficiales de flujo horizontal como etapa final de tratamiento de las aguas residuales de tambos, usando luego el efluente tratado en la limpieza de corrales.

En la Figura 1, se presenta el esquema de funcionamiento de un wetland subsuperficial de flujo horizontal, que fue el diseño escogido para el tratamiento del efluente en estudio. Estos wetlands poseen un sustrato o lecho, por donde escurre el efluente a tratar y donde se encuentran las raíces o rizomas de los vegetales. El lecho o sustrato es de radical importancia, debido a que en él y en las raíces de las plantas, se forma una película de microorganismos (o biopelícula) que es útil para aumentar la capacidad de depuración natural del humedal. La presencia de plantas acuáticas es una de las características más notables de estos sistemas, ya que los distingue de los filtros convencionales y lagunas de estabilización. Las macrófitas además, poseen una serie de propiedades relacionadas con los procesos de tratamiento que hacen de las mismas un componente esencial en el diseño (Brix, 1997). La elección de la macrófita es un punto importante en el diseño de estos sistemas, porque además de participar en la remoción de contaminantes, deben sobrevivir a los efectos tóxicos del efluente y su alta variabilidad.

El objetivo del presente estudio fue determinar la combinación “macrófita + sustrato” óptima para el tratamiento de efluentes de tambo, utilizando

wetlands subsuperficiales de flujo horizontal (WSFH) a escala laboratorio.

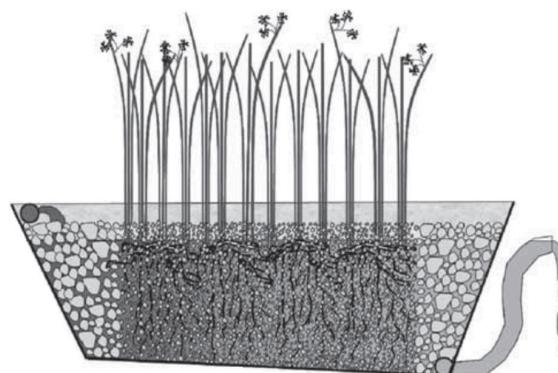


Fig. 1: Esquema de un wetland horizontal de flujo subsuperficial (WSFH). (Delgadillo, et al., 2010).

DESARROLLO

Diseño experimental

Se dispusieron en un invernadero 16 microcosmos (0,35 m de largo x 0,30 m de ancho x 0,30 m de profundidad) simulando WSFH para evaluar la eficiencia de ocho combinaciones de “macrófita + sustrato”, cada una de las cuales fue evaluada por duplicado. Se evaluaron dos sustratos y tres especies de macrófitas, combinados de diferentes maneras, resultando en los ocho tratamientos evaluados según el detalle de la Tabla 1.

Se llevaron a cabo cinco experiencias, utilizando efluentes reales de tambo con tratamiento previo y se trabajó con tiempos de retención hidráulica (TRH) de 7 días. Debido a las altas temperaturas del período en el que se desarrollaron las mismas (Min.: 16 °C; Máx.: 37 °C) la evapotranspiración fue medida y compensada con agua destilada, tres veces por semana.

El sustrato combinado es un lecho compuesto por

15 cm inferiores de grava gruesa, 10 cm intermedios de grava fina y 10 cm en la parte superior de zeolita natural, un absorbente de origen sedimentario y/o volcánico. La leca, también conocida como arcilla expandida, es un árido cerámico de gran ligereza.

Monitoreo del crecimiento

Las plantas fueron aclimatadas durante dos meses, previo al inicio de las experiencias. A lo largo de este período, fueron regadas con agua de red tres veces por semana y se monitoreó el crecimiento midiendo las alturas en los ejemplares de cada reactor.

Una vez finalizado este período de adaptación, se vaciaron los reactores y se los comenzó a regar con efluente de tambo, el cual fue extraído en un establecimiento lechero de la ciudad de Rafaela, a la salida del tratamiento biológico (laguna anaeróbica + laguna facultativa). Luego de un período de dos meses, en el cual las plantas fueron adaptadas al efluente, se comenzó con el desarrollo de las cinco experiencias.

Caracterización de los efluentes iniciales y finales

En cada una de las experiencias se midieron, al inicio y al final de los 7 días de residencia, los siguientes parámetros: pH, conductividad, nitrógeno total Kjeldahl (NTK), amonio (NH₄⁺), nitrato (NO₃⁻), nitrito (NO₂⁻), fósforo total (PT), sólidos suspendidos (SS) y demanda química de oxígeno (DQO); los mismos se analizaron de acuerdo a la metodología propuesta por APHA (2012).

Análisis estadístico

De acuerdo al diseño experimental, se utilizó el Test ANOVA a fin de evaluar la influencia del tipo de tratamiento

utilizado (factor con 8 niveles: T1 a T8) en una variable de interés (eficiencia de remoción) con bloques completamente aleatorizados (experiencias con 5 niveles). Se chequeó a priori homocedasticidad de variancias y normalidad de datos y se aplicó el Test de comparaciones múltiples de Duncan cuando las medias fueron diferentes. Se utilizó el software Statgraphics Plus 5.0.

TRATAMIENTOS	COMBINACIÓN "macrófita + sustrato"
Tratamiento 1 (T ₁)	<i>T. domingensis</i> + Sustrato combinado
Tratamiento 2 (T ₂)	<i>T. domingensis</i> + Leca
Tratamiento 3 (T ₃)	<i>P. australis</i> + Sustrato combinado
Tratamiento 4 (T ₄)	<i>P. australis</i> + Leca
Tratamiento 5 (T ₅)	<i>C. indica</i> + Sustrato Combinado
Tratamiento 6 (T ₆)	<i>C. indica</i> + Leca
Tratamiento 7 (T ₇)	Sustrato Combinado
Tratamiento 8 (T ₈)	Leca

Tabla 1: Combinaciones "macrófita + sustrato".

RESULTADOS

Monitoreo del Crecimiento

En la Figura 2 puede observarse una comparación entre las macrófitas al momento de ser plantadas y una vez concluidas las cinco experiencias.

Caracterización del efluente inicial

En la Tabla 2 se pueden observar las características del efluente inicial utilizado durante la experiencia, expresadas como rangos y promedios de los parámetros medidos.



Fig. 1: Comparación entre las macrófitas al inicio y al final del experimento.

PARÁMETROS	RANGO DE VALORES	PROMEDIO (n=5)
pH	7,79 – 8,08	7,96
Conductividad eléctrica (mS/cm)	3,84 – 4,30	4,06
Sólidos suspendidos (mg/L)	130 - 255	197
Nitrógeno total Kjeldahl (mg N/L)	84 - 343	194
Amonio (mg NH ₄ ⁺ /L)	67 - 192	128
Nitrato (mg NO ₃ ⁻ /L)	36,6 – 43,7	39,8
Nitrito (mg NO ₂ ⁻ /L)	0 – 0,6	0,13
Fósforo Total (mg P/L)	14,1 – 23,2	17,0
DQO (mg O ₂ /L)	321 - 443	372

n: promedio de las cinco experiencias llevadas a cabo.

Fig. 2: Características del efluente inicial.

Eficiencias de remoción

En las Figuras 3, 4, 5, 6, 7 y 8 puede observarse una comparación entre las eficiencias de remoción de los diferentes tratamientos para cada uno de los parámetros detallados en la Tabla II. A través de las gráficas pueden visualizarse los promedios de los porcentajes de remoción obtenidos (n=10) junto con las correspondientes desviaciones estándar.

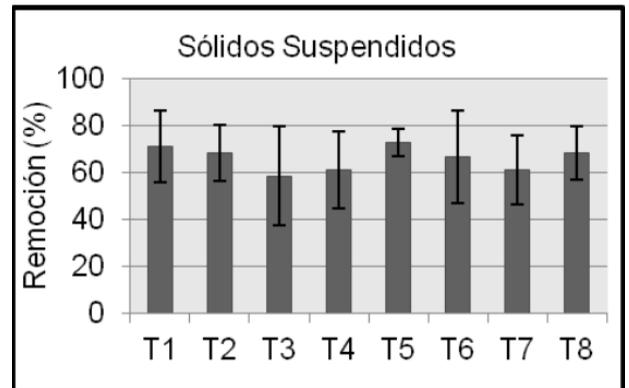


Fig. 3: Promedios y desviación estándar de las remociones de sólidos suspendidos para los diferentes tratamientos.

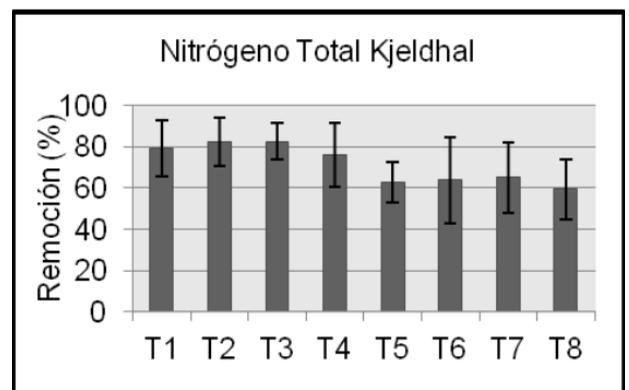


Fig. 4: Promedios y desviación estándar de las remociones de nitrógeno total Kjeldahl para los diferentes tratamientos.

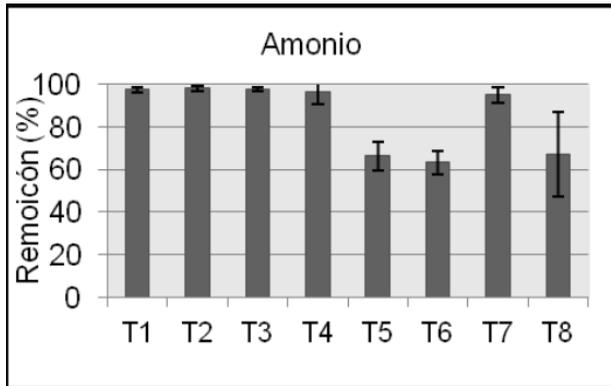


Fig. 5: Promedios y desviación estándar de las remociones de amonio para los diferentes tratamientos.

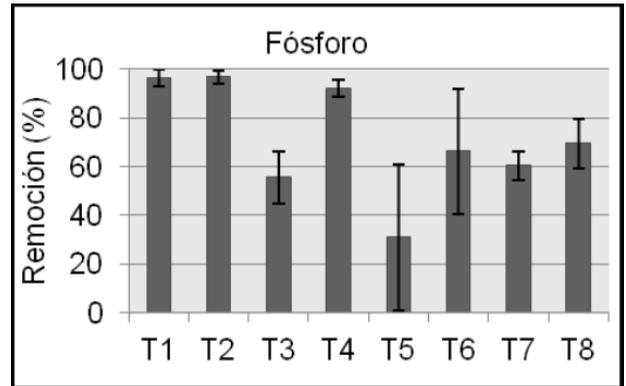


Fig. 8: Promedios y desviación estándar de las remociones de fósforo total para los diferentes tratamientos.

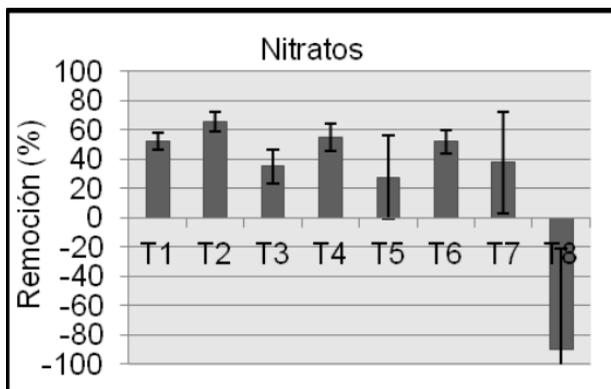


Fig. 6: Promedios y desviación estándar de las remociones de nitrato para los diferentes tratamientos.

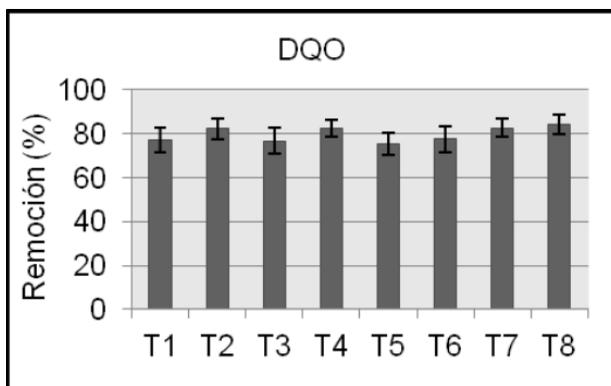


Fig. 7: Promedios y desviación estándar de las remociones de DQO para los diferentes tratamientos.

DISCUSIÓN

Monitoreo del Crecimiento

Los reactores que contenían los ejemplares de *Typha domingensis* y *Phragmites australis* presentaron buenos desarrollos de biomasa. Asimismo, fueron las macrófitas con mayores velocidades de crecimiento, tanto en los reactores con leca como en los de sustrato combinado. Se alcanzaron alturas superiores a los 2 m, a los 30 días de ser regadas por primera vez, con el efluente en estudio. La macrófita *Canna indica*, en cambio, presentó tasas de crecimiento inferiores, donde la altura de las mismas no superó los 55 cm. Aunque, en los tratamientos donde se utilizó leca, resultó superior a los que contenían el sustrato combinado. En todos los tratamientos evaluados, se pudo comprobar que la velocidad de crecimiento aumentó considerablemente a partir del día 60, cuando se regó por primera vez a las macrófitas con el efluente.

Caracterización del efluente inicial

En general, los valores iniciales de los distintos pará-

metros no presentaron variabilidad a lo largo de la experiencia, ya que los efluentes con los que se trabajó fueron extraídos del mismo establecimiento lechero.

Aproximadamente el 50 % del nitrógeno total presente en el efluente, se encuentra en la forma de nitrógeno amoniacal, el cual es uno de los parámetros críticos, no sólo porque es controlado por la legislación vigente, sino porque altas concentraciones del mismo pueden limitar el desarrollo de las macrófitas.

Eficiencias de remoción

El valor de pH a la salida del tratamiento, se mantuvo relativamente constante a lo largo de las diferentes experiencias, obteniéndose un valor mínimo de 7,21 y un valor máximo de 8,71; los cuales no distan demasiado del rango de valores de pH de los efluentes al inicio de cada experiencia. Sin embargo, en los únicos casos en los que el pH subió por encima de 8,00, fue en los reactores sin plantas, particularmente en el caso de T7 (sustrato combinado) ya que en las cinco experiencias llevadas a cabo se obtuvo el mayor valor.

La conductividad eléctrica no tuvo variaciones significativas con respecto a los valores medidos al inicio de cada experiencia, manteniéndose en un rango entre 2,60 y 4,95 mS/cm.

Los valores de remoción de sólidos suspendidos generalmente oscilaron entre un 58 y un 73 % (Figura 3), no pudiéndose inferir diferencias en las eficiencias entre los reactores con plantas (T1 a T6) y los que sólo contenían sustrato (T7 y T8) ya que no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los distintos tratamientos ($p > 0,05$). A partir de los resultados obtenidos, puede afirmarse que el sustrato cobra un papel relevante en la remoción de este parámetro. El papel de las macrófitas, en

cambio, es atribuible al crecimiento de sus tallos, raíces y rizomas, que permite mejorar la eficiencia de eliminación mediante dos mecanismos: la reducción de la velocidad del efluente y el refuerzo de los procesos de sedimentación y filtración en la red de raíces (Braskerud, 2001).

Los porcentajes de remoción de nitrógeno total obtenidos, en cambio, muestran diferencias significativas ($p < 0,05$), siendo los más eficientes los tratamientos T1, T2 y T3, en los cuales las eficiencias fueron cercanas al 83 %. Los tratamientos T5, T6, T7 y T8 resultaron significativamente menos eficientes que los demás, presentando rendimientos del orden del 60 %. Esto indica, la importancia de las macrófitas en el tratamiento y la limitada eficiencia de *Canna indica* para remover nitrógeno. Esta última resultó ser la macrófita menos eficiente para la remoción de este contaminante, ya que en T5 y T6, los porcentajes de remoción resultaron inferiores, siendo de 63 y 64 % respectivamente, no mostrando diferencia significativa con los tratamientos sin plantas (T7 y T8).

El mecanismo principal de remoción de nitrógeno es llevado a cabo a través de procesos biológicos que convierten el nitrógeno amoniacal en nitrato en un ambiente aeróbico (nitrificación) y a continuación reducen el nitrato a nitrógeno gaseoso (N_2) (desnitrificación) (Leverenz, et al., 2010). La desnitrificación es considerada como el principal mecanismo de remoción de nitrógeno en varios tipos de wetlands construidos (Vymazal, 2007) mientras que la volatilización, la absorción por las plantas y la adsorción sobre el medio tienen un rol mucho menos importante (Kadlec y Wallace, 2009).

En el análisis estadístico de las eficiencias de remoción obtenidas para amonio, se concluyó que

el tipo de tratamiento utilizado tiene influencia significativa en la remoción del mismo ($p < 0,05$), siendo el tratamiento más eficiente *T. domingensis* + Leca (T2), alcanzando un porcentaje de remoción superior al 98%. Mientras, los tratamientos T1 (*T. domingensis* + Sustrato combinado), T3 y T4 (tratamientos utilizando *P. australis*) y T7 (tratamiento utilizando sustrato combinado) no presentaron diferencias significativas, encontrándose todas en el orden del 95-97%.

Esto permitiría abordar a la conclusión que el sustrato combinado, al contener un adsorbente natural como lo es la zeolita, favorece la remoción de amonio ya que la principal propiedad de este material, la cual es aprovechada en los procesos de tratamiento de efluentes, es su habilidad para adsorber iones NH_4^+ (Tuszynska y Obarska-Pempkowiak, 2008). Si bien el sustrato combinado, al contener zeolita, favorece la eliminación del contaminante, su acción individual puede ser reemplazada por una combinación de sustrato + macrófita adecuada, como por ejemplo Leca + *T. domingensis*.

En el caso de nitratos, el comportamiento de los tratamientos presentó diferencias significativas ya que, en muchos casos, este contaminante aumentó su concentración debido a un proceso de desnitrificación incompleto. En tal sentido, puede observarse que en T8, se acumuló una gran cantidad de nitrato. En lo que refiere al resto de los tratamientos, las mejores eficiencias se lograron con los que utilizaron *T. domingensis* y *P. australis*, aunque en aquellos reactores que contenían leca, los porcentajes fueron superiores, alcanzando remociones del orden de 65%. Como se dijo anteriormente, el aumento de la concentración final de nitrato respecto a la concentración inicial, puede deberse a un proceso de desnitrificación incompleto, en el cual no se

logró transformar el nitrato completamente en N_2 . Esto puede deberse a diversos factores, como los altos valores de temperatura durante las experiencias y altas concentraciones de oxígeno disuelto que no permitieron el desarrollo de un ambiente anaeróbico, fundamental en el proceso de desnitrificación. Otro factor importante a tener en cuenta, es la ausencia de macrófitas en el tratamiento T8, lo que podría sugerir la relevancia de las plantas en la remoción de este contaminante.

Respecto a la disminución de DQO, los tratamientos más eficientes resultaron T2, T4, y T8, con remociones entre 82 y 84 %, es decir, los reactores que contenían leca como sustrato. Al analizar los porcentajes de remoción de DQO obtenidos, no se puede concluir que las macrófitas tengan un rol determinante, ya que los tratamientos sin plantas (T7 y T8), presentaron también buenos rendimientos, de 82,6 y 84,1 %, respectivamente.

En cuanto a fósforo total, se alcanzaron promedios de remoción notables, especialmente para los tratamientos T1, T2 y T4 donde los porcentajes de eliminación resultaron superiores al 96 % y el tratamiento que resultó significativamente menos eficiente fue T5. De acuerdo a Vymazal (2007), existen varios mecanismos a través de los cuales el fósforo puede ser retenido en estos sistemas: la absorción en las raíces de las macrófitas, la adsorción sobre el sedimento y la captación por parte de la flora microbiana presente en el medio. Puede concluirse entonces que la macrófita *Canna indica* tampoco resulta eficiente en la remoción de este contaminante ya que los porcentajes alcanzados en los tratamientos T5 y T6 fueron similares o inferiores a los alcanzados por los tratamientos sin plantas (T7 y T8), siendo la eficiencia superior para el tratamiento utilizando leca (66,2 %)

frente a un 30,9 % de remoción para el que utilizó sustrato combinado (T5).

Las remociones de nitrito no se presentan debido a que en tres de las cinco experiencias realizadas el valor inicial del contaminante fue menor al límite de detección del método y luego de finalizadas las mismas, había presencia del mismo. Sin embargo, las concentraciones halladas fueron no cuantificables.

En próximas experiencias, se seguirá trabajando con las dos macrófitas seleccionadas como óptimas en combinación con leca, evaluando el rendimiento de Wetlands de Flujo Subsuperficial Horizontales dispuestos en serie con el objeto de lograr una desnitrificación completa que permita eliminar, con mayores eficiencias, el nitrato producido.

CONCLUSIONES

Puede concluirse que las macrófitas *Typha domin-gensis* y *Phragmites australis* pueden crecer satisfactoriamente en presencia de efluente de tambo. *Canna indica*, en cambio, no presentó un buen desarrollo de biomasa.

Las mejores eficiencias de remoción se lograron utilizando como sustrato leca en combinación con las macrófitas *T. domin-gensis* y *P. australis*.

Con las remociones conseguidas de sólidos suspendidos, DQO, nitrógeno total Kjeldahl amonio y fósforo, se ha logrado mejorar notablemente la calidad del efluente final, permitiendo un afino del mismo y una mejor adecuación a los límites de volcamiento establecidos por la legislación.

REFERENCIAS

- Nosetti, L., Herrero, M.A., Pol, M., Maldonado, V., Gemini, V., "Cuantificación y caracterización de agua y efluentes en establecimientos lecheros; II. Calidad de efluentes y eficiencia de los procesos de tratamiento", *Rev. InVet* 4(1), 45-54, (2002).
- Healy, M. G., Rodgers, M., Mulgreen, J., "Treatment of dairy wastewater using constructed wetland systems and intermittent sand filters", *Bioresource Technology*, 98, 2268-2281, (2007).
- Harrington, R., McInnes, R., "Integrated constructed wetlands (ICW) for livestock wastewater management", *Bioresource Technology*, 100; 5498-5505, (2009).
- Harrington, R., Scholz, M., "Assesment of pre-digested piggery wastewater treatment operations with surface flow integrated constructed wetland systems", *Biore-source Technology*, 101; 6950-6960, (2010).
- Hammer, D.A., Pullin, B.P., McCaskey, T.A., Eason, J., Payne, V.W.E., "Treating livestock wastewater with constructed wetlands", Moshiri, J.A. (Ed.), *Constructed wetlands for Water Quality Improvement*, CRC Press LLC, Boca Raton, 343-348, (1993).
- Hunt, P.G., Poach, M.E., "State of art for animal wastewater treatment in constructed wetlands", *En: Proceedings of the Seventh International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control*, International Water Association, Lake Buena Vista, Florida, 11-16 November; 707-718 (2000).
- Newman, J.M., Clausen, J.C., Neafsey J.A., "Seasonal performance of a wetland constructed to process dairy milkhouse wastewater in Connecticut", *Ecol. Eng.* 14, 181-198, (2000).
- Schaafsma, J.A., Baldwin, A.H., Streb, C.A., "An evaluation of a constructed wetland to treat wastewater from a dairy farm in Maryland, USA", *Ecol. Eng.* 14, 199-206 (2000).
- Hammer, D. A., Bastion, R. K., "Wetlands ecosystems: Natural water purifiers? Constructed wetlands for wastewater treatment", Hammer, D.A. ed. *Lewis publishers, Chelsea, Michigan*, 5-20, (1989).
- De Luis Calabuig, E., "Experiencias de tratamiento de efluentes con macrófitas en España. Conferencia del Curso Internacional de Tecnologías de Bajo Costo para el Tratamiento de efluentes Agroindustriales", LATU (Laboratorio Tecnológico del Uruguay), Montevideo, Uruguay, (2001).
- Maine, M. A., Suñé, N., Hadad, H., Sánchez, G., Bonetto, C., "Removal efficiency of a constructed wetland for wastewater treatment according to vegetation dominance", *Chemosphere*, 68, 1105-1113, (2007).
- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L. F., Andrade, M., "Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales", *Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua (Centro AGUA). Universidad Mayor de San Simón. Cochabamba, Bolivia*; (2010).
- Kadlec, R. H., Wallace, S. D., "Treatment Wetlands", 2nd edn. CRC Press, Boca Raton, Florida, (2009).
- Brix, H., "Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?", *Water Sc. Technol.* 35 (5), 11-17, (1997).
- Braskerud, B.C., "The influence of vegetation on sedimentation and resuspension of soil particles in small constructed wetlands". *J. Environ. Qual.* 30, 1447-1457, (2001).
- Leverenz, H.L., Haunschild, K., Hopes, G., Tchobanoglous, G., Darby, J.L., "Anoxic treatment wetlands for denitrification", *Ecological Engineering* 36; 1544-1551, (2010).
- Vymazal, J., "Removal of nutrients in various types of constructed wetlands", *Science of the Total Environment*, 380, 48-65 (2007).
- Tuszynska, A., Obarska-Pempkowiak, H., "Dependence between quality and removal effectiveness of organic matter in hybrid constructed wetlands", *Bioresource Technology* 99(14); 6010-6016, (2008).