

Aplicación de Wetlands de Flujo Subsuperficial Horizontal para el Tratamiento de Efluentes de Predios Lecheros

Resumen: El objetivo del presente estudio fue comparar la eficiencia para el tratamiento de efluentes de predios lecheros de un wetland subsuperficial de flujo horizontal (WSFH) con sistemas compuestos por dos de estos wetlands operando en serie. También se evaluó la conveniencia de utilizar una especie autóctona o una exótica. Se dispusieron en un invernadero 8 microcosmos simulando WSFH's para evaluar la eficiencia de dos sistemas: "Sistema 1", compuesto por un único reactor y "Sistema 2", compuesto por el reactor del Sistema 1 operando en serie junto con un segundo reactor. Cada sistema fue estudiado por duplicado utilizando las dos macrófitas mencionadas y el mismo sustrato en todos ellos: leca. En cada sistema, se analizaron las concentraciones de diferentes contaminantes, antes y después del tratamiento. Las mejores eficiencias de remoción se lograron utilizando el sistema en serie. En estos sistemas, la macrófita utilizada no afectó significativamente las eficiencias de remoción.

Palabras Claves: wetlands; efluentes; predios lecheros; macrófitas.

Abstract: The aim of the present research was to compare contaminant removal efficiency of a subsurface horizontal flow constructed wetland (HSSFW) and a system composed of two HSSFW's operating in series for dairy farm wastewater treatment. Suitability of using *Typha domingensis* (native species) or *Phragmites australis* (exotic species) was also evaluated. Eight microcosm-scale reactors simulating HSSFWs were disposed in a greenhouse to evaluate two systems efficiency: "System 1", composed of a single reactor and "System 2", composed for two reactors operating in series. These systems were studied using two macrophyte species and the same substrate: leca. In order to evaluate contaminant removal efficiencies, measurements of various pollutants were carried out before and after the treatment in each reactor. HSSFW's were efficient in the treatment of dairy farm effluent. Best removal efficiencies were achieved using System 2. In these systems, macrophyte species did not significantly affect removal efficiencies for the studies parameters.

Keywords: wetlands; wastewater; dairy farm; macrophytes.

M. Celeste Schierano¹, Jorgelina M. Allegrini²

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 - ²alljorgelina@gmail.com

INTRODUCCIÓN

La demanda de alimentos aumenta constantemente al ritmo en que se incrementa la población mundial. Este proceso está ocasionando una acelerada intensificación de los sistemas agropecuarios y especialmente de los sistemas lecheros que, para lograrlo, deben inevitablemente aumentar el número de vacas en ordeño. Con esto se logra mayor producción de leche, pero simultáneamente se genera mayor cantidad de efluentes.

La ciudad de Rafaela está emplazada en una de las cuencas lecheras más importantes del país, razón por la cual es elevada la cantidad de establecimientos lecheros que se encuentran en la zona. Estas instalaciones demandan no sólo gran cantidad de agua para su operación diaria, sino que la misma sea apta para las diferentes actividades que se desarrollan (nutrición de los animales, higiene de las instalaciones del tambo, consumo de la población rural involucrada). En general, en las cuencas lecheras de la región, la fuente de provisión de agua es la subterránea y en muchas de ellas existen problemas de contaminación debido al mal manejo de las perforaciones, fuentes de contaminación cercanas a los pozos (corrales y lagunas) y desconocimiento en los productores acerca del uso del agua y del destino de los efluentes que se producen.

El manejo que se realiza de los efluentes es determinante, ya que si los mismos no son tratados adecuadamente se transfieren los contaminantes hacia el medio ambiente, resultando en un impacto negativo para la salud humana y animal. Estos desechos son generalmente almacenados en depósitos temporarios o permanentes ("fosas"), en una menor proporción tratados por sistemas de lagunas y, en la mayoría de los casos, vertidos directamente al terreno o a un curso de agua, con el potencial riesgo de la contaminación de los recursos naturales (aguas superficiales y subterráneas fundamentalmente). En un estudio realizado en 65

tambos de Buenos Aires, Argentina, Nosetti et al. (2002) informan que el 50% de esos tambos eliminaba directamente los efluentes crudos a cursos de agua cercanos.

Un buen destino que se le puede dar a los mismos es el reciclado dentro del sistema productivo, de manera que el efluente tratado puede reutilizarse en el mismo predio para la limpieza de las instalaciones y los corrales. El reuso o recirculación de agua implicaría una reducción del aporte de contaminantes al acuífero freático o a un cuerpo de agua superficial al mismo tiempo que se reduciría el consumo de la misma.

Los wetlands construidos o sistemas wetlands son sistemas de ingeniería, diseñados, construidos y operados para utilizar los procesos que se producen en la naturaleza para eliminar contaminantes de agua. Están diseñados para que se produzcan los mismos procesos que se producen en humedales naturales, pero en condiciones controladas para optimizarlos (Kadlec y Wallace, 2009; Vymazal, 2011), además de ser proyectos amigables con el medio ambiente, estéticamente agradables y con mínimo impacto visual.

Si bien su uso más extendido es para el tratamiento de efluentes cloacales, en los últimos años, su aplicación se ha expandido para el tratamiento de diferentes tipos de efluentes (Vymazal, 2007; Fonder y Headley, 2013; Vymazal, 2013a, Zhang et al., 2014). En bibliografía se encuentran estudios realizados en países europeos donde se evaluó la eficiencia de sistemas para tratar efluentes de instalaciones ganaderas (Healy et al., 2007; Harrington y Scholz, 2010), sin embargo no hay trabajos publicados en nuestro país sobre la aplicación de estos sistemas para el tratamiento de este tipo de efluentes bajo las condiciones locales.

Hay diferentes tipos de sistemas wetlands: de flujo superficial (presentan áreas de agua a cielo abierto y son de aspecto similar a los pantanos naturales) y

de flujo subsuperficial (el agua fluye por debajo de la superficie). Estos últimos, a su vez se dividen en flujo horizontal y flujo vertical, de acuerdo a como el agua lo atraviesa (Kadlec y Wallace, 2009). El tipo de wetland más adecuado a utilizar se elige de acuerdo al tipo de efluente, al caudal, a los contaminantes a eliminar, etc. Para el presente estudio y en base a experiencias previas, se plantea utilizar wetlands subsuperficiales de flujo horizontal (WSFH's). Estos sistemas poseen un sustrato o lecho, por donde escurre el efluente a tratar y donde se encuentran las raíces o rizomas de los vegetales. 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). En estudios previos se han evaluado y seleccionado dos especies de macrófitas y un sustrato que resultaron óptimos para el tratamiento de efluentes de tambo utilizando WSFH's a escala microcosmos (Schierano et al, 2015). Las eficiencias de remoción obtenidas en estos estudios para algunos contaminantes fueron satisfactorias, especialmente en los sistemas plantados con las macrófitas *Typha domingensis* y *Phragmites australis*. La totora (*T. domingensis*) fue elegida para el estudio debido a que es una especie autóctona, de amplia distribución en los humedales naturales del Litoral Santafesino. El carrizo (*P. australis*), si bien es una especie exótica, fue evaluada debido a que es una de las especies más estudiadas y utilizadas en wetlands construidos (Vymazal, 2013b).

A fin de alcanzar eficiencias de remoción superiores, se plantea el uso de un sistema compuesto por dos WSFH's dispuestos en serie, cuya operación permita obtener una performance superior a la obtenida de forma individual.

Por lo expuesto, los objetivos del presente estudio fueron:

- Comparar la eficiencia para el tratamiento de efluentes de predios lecheros de un wetland subsuperficial de flujo horizontal con sistemas compuestos por dos de estos wetlands operando en serie.
- Evaluar la conveniencia de utilizar la especie autóctona *T. domingensis* o la especie exótica *P. australis*.

DESARROLLO

Diseño experimental

Se dispusieron en un invernadero ocho microcosmos (0,35 m de largo x 0,30 m de ancho x 0,30 m de profundidad) simulando wetlands subsuperficial de flujo horizontal para evaluar la eficiencia de dos sistemas diferentes:

- Sistema 1: compuesto por un único reactor.
- Sistema 2: compuesto por el reactor del Sistema 1 operando en serie junto con un segundo reactor.

Cada uno de estos dos sistemas fue evaluado utilizando dos macrófitas diferentes: *T. domingensis* y *P. australis*, y el mismo sustrato en todos ellos: LECA. Este material, también conocido como arcilla expandida, es un árido cerámico de gran ligereza. Todas estas combinaciones fueron evaluadas por duplicado y se esquematizan en la Figura 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 en ambos sistemas. La evapotranspiración fue medida y compensada con agua destilada cuando fue necesario.

Monitoreo del crecimiento de macrófitas

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 y verificando el desarrollo de biomasa.

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 cercano a la ciudad de Rafaela, provincia de Santa Fe, Argentina, a la salida del tratamiento biológico (laguna anaeróbica + laguna facultativa). Luego de un tiempo 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 Kjeldhal (NTK), amonio (NH₄⁺), nitrato (NO₃⁻), 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). Luego se utilizaron estos resultados para calcular eficiencias de remoción en cada uno de los sistemas evaluados.

También se evaluó el crecimiento de bacterias Coliformes Fecales (CF) de la siguiente manera: se determinó previamente el número de bacterias Coliformes totales (CT), sembrando las muestras

en tubos múltiples a 37 °C durante 48 hs en caldo Mc Conkey. A partir de los tubos positivos de CT se determinaron los CF por fermentación en tubos múltiples en caldo Verde Brillante Bilis incubando a 44,5 °C durante 24 hs.

Análisis estadístico

Se trabajó con un modelo de efectos fijos multifactorial. De acuerdo al diseño experimental, se utilizó ANOVA a fin de evaluar la influencia de dos factores diferentes (factor “SISTEMA” con 2 niveles y factor “ESPECIE”, también con dos niveles) en una variable de interés (eficiencia de remoción de los diferentes parámetros). 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.

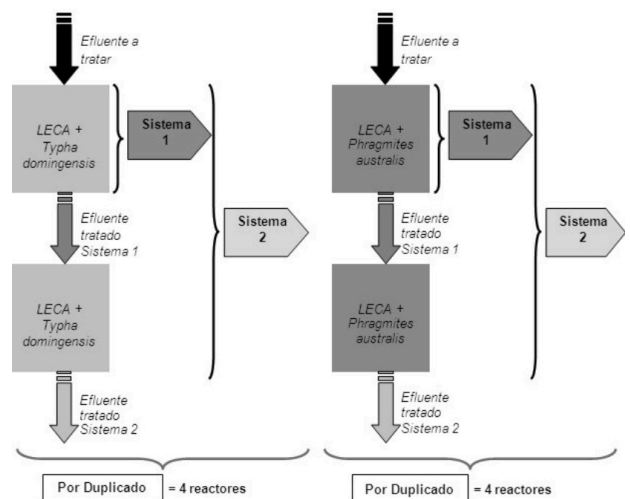


Fig. 1: Esquema del diseño experimental.

RESULTADOS

Monitoreo del crecimiento

Todos los reactores evaluados presentaron buenos desarrollos de biomasa y la altura de los ejemplares evolucionó satisfactoriamente, a pesar de las bajas temperaturas registradas durante el período del experimento (Julio-Agosto). En todos los tratamientos evaluados, se pudo comprobar que la velocidad de crecimiento aumentó considerablemente cuando se comenzó a regar a las macrófitas con el efluente en estudio.

Fue notablemente superior el desarrollo de biomasa que presentaron los reactores del Sistema 1 (o primer reactor del Sistema 2) con respecto al segundo reactor del Sistema 2 plantados con *T. domingensis*. Esto se debió a que el efluente ingresaba con

una carga superior de nutrientes en el Sistema 1, lo que favoreció el crecimiento de las macrófitas.

Se halló una correlación positiva ($r^2=0,81$) entre las concentraciones de NTK y Fósforo Total que ingresaban a cada reactor y la cantidad de plantas en cada uno. En la Figura 2 puede observarse una comparación entre los ejemplares de *T. domingensis* del Sistema 1 y los del segundo reactor del Sistema 2. En los sistemas en los que se utilizó *P. australis* no se halló tal correlación ya que todos los reactores presentaron crecimientos similares (Figura 3).

Caracterización del efluente inicial

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



Fig. 2: Comparación del crecimiento de *T. domingensis* en los diferentes sistemas.



Fig. 3: Comparación del crecimiento de *P. australis* en los diferentes sistemas.

PARÁMETROS	RANGO DE VALORES	PROMEDIO (n=5)
pH	7,35 - 7,54	7,44 ± 0,07
Conductividad eléctrica (mS/cm)	3,00 - 4,20	3,48 ± 0,47
Sólidos suspendidos (mg/L)	160 - 265	206 ± 44
Nitrógeno total Kjeldhal (mg N/L)	48 - 105	68 ± 26
Amonio (mg NH ₄ ⁺ /L)	41 - 67	57 ± 10
Nitrato (mg NO ₃ ⁻ /L)	13 - 42	29 ± 13
Fósforo Total (mg P/L)	8,4 - 9,2	8,7 ± 0,3
DQO (mg O ₂ /L)	425 - 729	505 ± 56
Coliformes fecales (NMP/100 ml)	4,0 x10 ⁵ – 2,7x10 ⁷	2,1x10 ⁷

n= promedio de las cinco experiencias llevadas a cabo.

Tabla 1: Características del efluente inicial.

Eficiencias de remoción

En la Figura 4 puede observarse cómo fue evolucionando la concentración de bacterias Coliformes Fecales, mostrándose la concentración en el efluente al inicio de la experiencia y las concentraciones finales obtenidas para cada sistema y para cada especie. Para una mejor comprensión del gráfico, el eje de las ordenadas se presenta en escala logarítmica y puede observarse la alta concentración de bacterias en el efluente de

entrada en ambos sistemas, la cual estuvo en el orden de 2,1x10⁷ NMP/100 ml.

En la Figura 5 puede observarse la eficiencia de remoción de sólidos suspendidos para los diferentes tratamientos evaluados. A través de las gráficas pueden visualizarse los promedios de los porcentajes de remoción obtenidos (n=10) junto con las correspondientes desviaciones estándar.

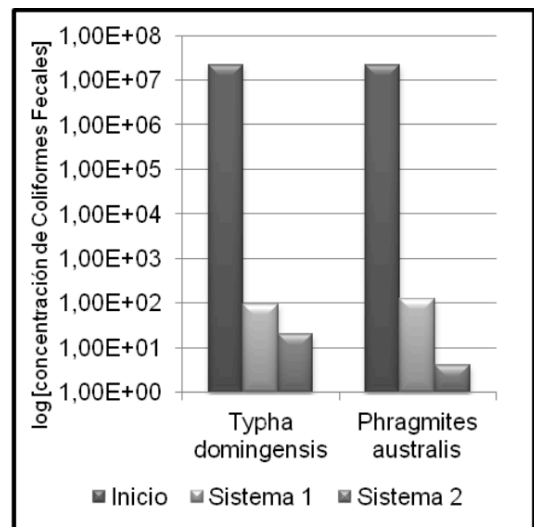


Fig. 4: Evolución de la concentración de bacterias Coliformes Fecales.

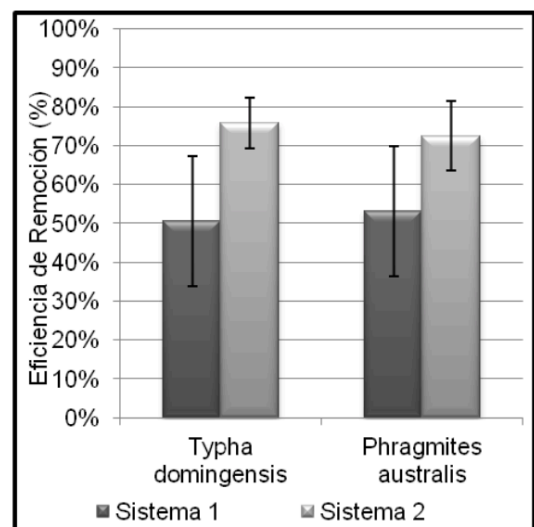


Fig. 5: Eficiencias de remoción para sólidos suspendidos.

Las altas eficiencias obtenidas también se pudieron comprobar visualmente, al comparar la turbidez y el color de las muestras iniciales con respecto a las muestras extraídas de los microcosmos tanto para el Sistema 1 como para el Sistema 2. En la Figura 6 puede observarse una comparación de estas características físicas entre las diferentes muestras extraídas de los reactores que utilizaron la macrófita *T. domingensis*.

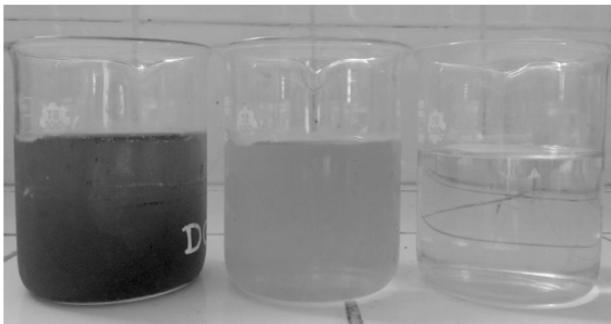


Fig. 6: Color de las muestras: De izq. a der. Muestra inicial; Muestra Salida Sistema 1; Muestra Salida Sistema 2.

En cuanto a la eliminación de nitrógeno total, la Figura 7 ilustra los rendimientos obtenidos para los diferentes sistemas, mientras que las Figuras 8 y 9 representan las remociones obtenidas en lo que respecta a amonio y nitrato.

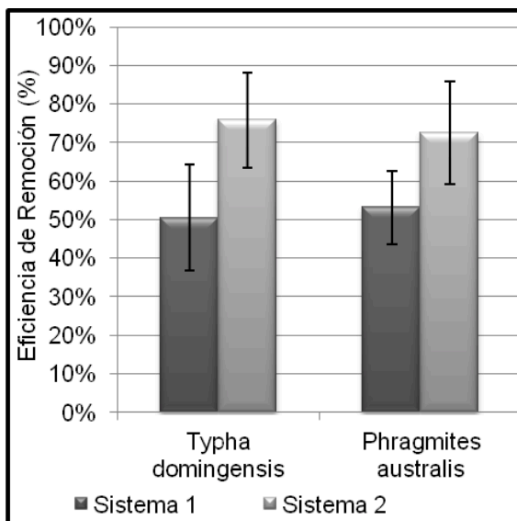


Fig. 7: Eficiencias de remoción para nitrógeno total Kjeldahl.

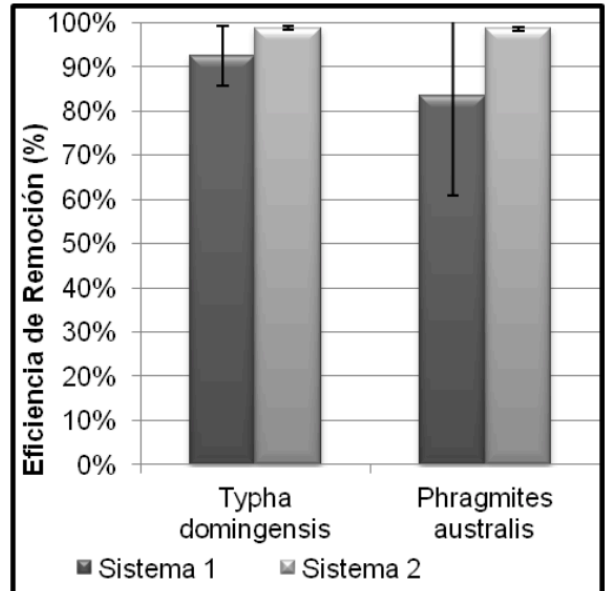


Fig. 8: Eficiencias de remoción para amonio.

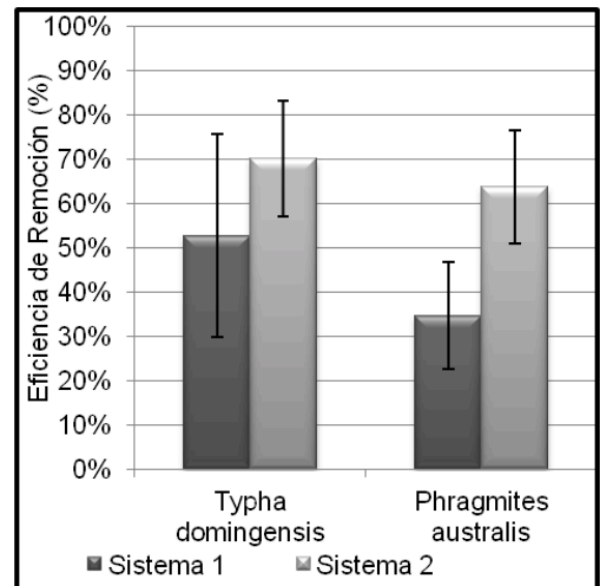


Fig. 9: Eficiencias de remoción para nitrato.

En la Figura 10, se presentan las remociones promedio de DQO para cada uno de los sistemas en estudio. Las mismas variables se ilustran en la Figura 11, pero para fósforo total.

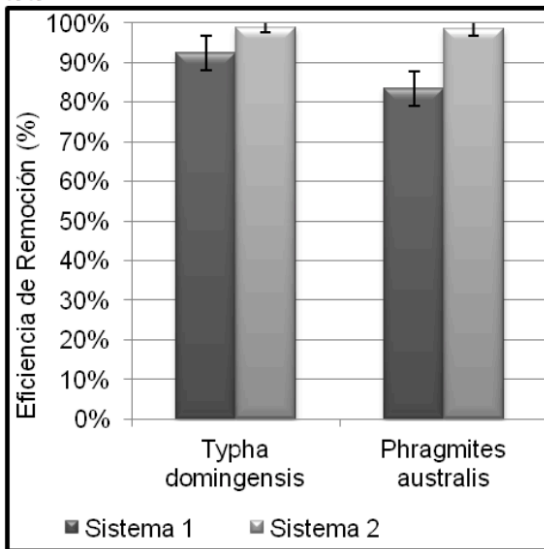


Fig. 10: Eficiencias de remoción para DQO.

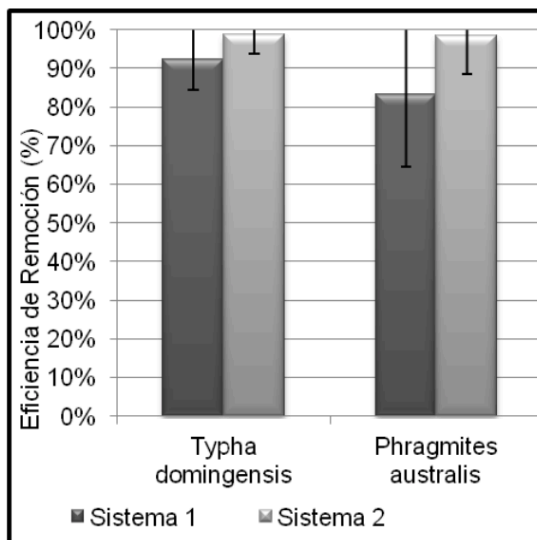


Fig. 11: Eficiencias de remoción para fósforo total.

DISCUSIÓN

En general, las concentraciones del efluente inicial no presentan variabilidad, ya que a lo largo de todo el experimento se trabajó con efluentes provenientes del mismo establecimiento lechero. Aproximadamente el 65% 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 pueden limitar el desarrollo de las macrófitas.

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 7,19 y un valor máximo de 7,91; los cuales no distan demasiado del rango de valores de pH de los efluentes al inicio de cada experiencia. En el Sistema 2 se observó que en general los efluentes presentaban un pH levemente superior en la salida del segundo reactor, si se lo compara con la salida del primero. La conductividad eléctrica no tuvo variaciones significativas con respecto a los valores medidos al inicio de cada experiencia, manteniéndose en un rango entre 2,74 y 4,84 mS/cm. Los valores más bajos se obtuvieron siempre a la salida del Sistema 2.

En lo que respecta a bacterias Coliformes Fecales, cuando se evalúan los resultados obtenidos para la macrófita *T. domingensis*, tanto para el Sistema 1 como para el Sistema 2, este valor descendió 6 órdenes de magnitud con respecto al efluente inicial, obteniéndose concentraciones promedio de 93 NMP/100 ml y 20 NMP/100 ml respectivamente. Para *P. australis*, las eficiencias fueron aún superiores, especialmente en el Sistema 2 donde la concentración final obtenida fue de 4 NMP/100 ml, descendiendo 7 órdenes de magnitud.

Para el parámetro sólidos suspendidos se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los distintos niveles del factor "SISTEMA" ($p < 0,05$) mientras que la especie y la interacción Sistema-Especie resultaron no significativas ($p > 0,05$). Para el Sistema 1 las eficiencias fueron del orden del 50%, mientras que para el Sistema 2 fueron superiores al

70%, para las dos especies en estudio. El papel de las macrófitas en la remoción de sólidos suspendidos, 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 (Brasckerud, 2001).

Los porcentajes de eliminación de nitrógeno total Kjeldhal obtenidos también muestran diferencias significativas ($p < 0,05$), siendo más eficiente el Sistema 2, en el cual las eficiencias fueron del 76% para *T. domingensis* y del 73% para *P. australis*. En este caso también se pudo verificar que no existen diferencias estadísticamente significativas entre las macrófitas en estudio ($p > 0,05$). 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).

Evaluando los porcentajes de remoción obtenidos para amonio, se abordó a las mismas conclusiones que en los análisis anteriores: el tipo de sistema utilizado tiene influencia significativa en la remoción de amonio ($p < 0,05$), mientras que la especie utilizada no influye en la eficiencia. El Sistema 2 resultó ser el más eficiente, alcanzando un porcentaje de remoción superior al 98% para ambas especies. La disminución en las concentraciones de amonio en el agua residual

puede ser explicada por la transformación de NH_4^+ en NO_3^- (nitrificación). Es probable que este proceso se produzca en las microzonas aeróbicas cercanas a las raíces, y luego sea seguido de una desnitrificación subsecuente en la que el NO_3^- es transformado en N_2 .

En lo que respecta al ion Nitrato, también resultaron significativamente superiores ($p < 0,05$) las eficiencias del Sistema 2 respecto al Sistema 1, aunque el uso de una macrófita u otra no resultó significativo ya que para ambas especies los porcentajes de remoción estuvieron aproximadamente entre el 35-50% para el Sistema 1 y entre el 64-70% para el Sistema 2.

Respecto a DQO, las eficiencias de remoción resultaron significativamente superiores ($p < 0,05$) para el Sistema 2 al igual que en los contaminantes analizados anteriormente. Sin embargo, al analizar los porcentajes de remoción obtenidos para las dos especies en estudio, se puede concluir que el uso de una u otra es relevante ya que las eficiencias de *T. domingensis* demostraron ser estadísticamente superiores a las de *P. australis* cuando se trabaja con el Sistema 1. Sin embargo, en el Sistema 2 no hay diferencia estadísticamente significativa entre las dos especies. En los sistemas wetland la eliminación de DQO se relaciona principalmente con la degradación microbiológica llevada a cabo en las microzonas aeróbicas alrededor de la zona de las raíces (Sawaittayothin y Polprasert, 2007).

En cuanto a fósforo total, las conclusiones a las que se puede abordar son las mismas que se expusieron para el parámetro DQO, ya que tanto el factor "SISTEMA" como el factor "ESPECIE" resultaron estadísticamente significativos ($p < 0,05$) siendo el Sistema 2 más eficiente que el Sistema 1 y la macrófita *T. domingensis* más eficiente que *P. australis* cuando se utiliza el Sistema 1. En este punto, es importante aclarar que en ambos casos, tanto en el

análisis estadístico de las eficiencias de remoción de DQO como de Fósforo, la interacción entre los dos factores evaluados resulta no significativa ($p > 0,05$). Para el Sistema 2 se alcanzaron eficiencias superiores al 98% tanto en los sistemas plantados con *T.domingensis* como en aquellos que utilizaron *P. australis*. Sin embargo, al evaluar los porcentajes de remoción obtenidos en el Sistema 1, se puede observar que la eficiencia obtenida utilizando *T. domingensis* es de aproximadamente 92% mientras que para *P. australis* la misma fue de 83%. En el Sistema 2 no hay diferencia estadísticamente significativa entre las dos especies. 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 la macrófitas (o en las hojas, en el caso de especies sumergidas), la precipitación, la adsorción sobre el sustrato y la captación por parte de la flora microbiana presente en el medio.

CONCLUSIONES

Utilizando un solo WSFH, la macrófita *T. domingensis* resultó significativamente más eficiente que *P. australis* para la remoción de fósforo total y DQO.

Las mejores eficiencias de remoción se lograron utilizando un sistema de dos WSFH's en serie. En estos sistemas, la macrófita utilizada no afectó significativamente las remociones obtenidas para los parámetros estudiados. Por lo cual, tanto *T.domingensis* y *P. australis* son adecuadas para ser utilizadas en estos sistemas, ya que han demostrado ser eficientes en la remoción y tolerantes al efluente de tambo.

Con las remociones conseguidas a través del Sistema en serie se ha logrado mejorar notablemente la calidad del efluente final, haciendo factible la aplicación de un WSFH en el tratamiento terciario de efluentes de tambo, permitiendo un afino del mismo y una posible reutilización dentro del mismo predio del efluente tratado.

REFERENCIAS

- Nosetti, L., Herrero, M.A., Pol, M. (2002). *Cuantificación y caracterización de agua y efluentes en establecimientos lecheros [Quantification and characterization of water and wastewater in dairy farms]*. Argentina. II. *Calidad de efluentes y eficiencia de los procesos de tratamiento*. *Rev. In. Vet.* 2. 4: 45-54.
- Kadlec, R. H., Wallace, S. D. (2009). *Treatment Wetlands*, 2nd edn. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Vymazal, J. (2011). *Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience*. *Environ. Sci. Technol.* 45: 61-69.
- Vymazal, J. (2007). *Removal of nutrients in various types of constructed wetlands*. *Sci. Total Environ.* 380: 48-65.
- Fonder, N., Headley, T. (2013). *The taxonomy of treatment wetlands: a proposed classification and nomenclature system*. *Ecol. Eng.* 51: 203-211.
- Vymazal, J. (2013a). *The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: a review of a recent development*. *Water Res.* 47: 4795-4811.
- Zhang, D.Q., Jinadasa, K.B., Richard, M.G., Liu, Y., Ng, W.J. y S.K. Tan. (2014). *Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries: A review of recent developments (2000 - 2013)*. *J. Environ. Manag.* 141: 116-131.
- Healy, M. G., Rodgers, M., Mulgreen, J. (2007). *Treatment of dairy wastewater using constructed wetland systems and intermittent sand filters*. *Bioresour. Technol.* 98: 2268-2281.
- Harrington, R., Scholz, M. (2010). *Assesment of pre-digested piggery wastewater treatment operations with surface flow integrated constructed wetland systems*. *Bioresour. Technol.* 101: 6950-6960.
- Brix, H. (1997). *Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?* *Water Sc, Technol.* 35 (5), 11-17.
- Schierano, M.C.; Maine, M.A.; Panigatti, M.C.; Sánchez, G.C.; Boglione, R. (2015). *"Dairy Farm wastewater treatment using Typha domingensis and different substrates"*. WETPOL, 2015. *6th International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control. Annual Conference of the Constructed Wetland Association. Book of abstracts.* 326-327.
- Vymazal, J. (2013b). *Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: a review*. *Ecol. Eng.* 61: 582-592.
- APHA. (2012) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Amer. Publ. Health Assoc. New York.
- Braskerud, B.C. (2001). *The influence of vegetation on sedimentation and resuspension of soil particles in small constructed wetlands*. *J. Environ. Qual.* 30, 1447-1457.
- Leverenz, H.L., Haunschild, K., Hopes, G., Tchobanoglous, G., Darby, J.L. (2010). *Anoxic treatment wetlands for denitrification*. *Ecological Engineering* 36, 1544-1551.
- Sawaitayothin, V. and Polprasert, C. (2007). *Nitrogen mass balance and microbial analysis of constructed wetlands treating municipal landfill leachate*. *Bioresour. Technol.* 98 (3): 565-570.