



**UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE CIENCIAS
LICENCIATURA EN BIOLOGÍA**

Tesis para optar al Título de Licenciado en Biología

Eficiencia en la depuración de un efluente de frigorífico por humedales construidos a escala

**Autor:
Marcelo Piñeyro**

**Orientador:
MSc. Federico Quintans**

**Co Orientador:
Dr. Guillermo Chalar**

Montevideo, abril de 2011

"Probablemente sea un despropósito promover la generación de humedales como un fin en si mismo, siendo deseable que la diversidad en ellos almacenada sea un atributo natural y no consecuencia de cambios inducidos por el hombre. Sin embargo, al enfrentarnos a la pérdida de superficies ocupadas por humedales, es esperable que la protección y conservación de humedales antrópicos sea una forma de compensar las pérdidas aludidas, más aún si la generación de estos ecosistemas puede suplir, en parte, las funciones, valores y atributos que caracteriza a los humedales naturales."
(Schnack et al. 2000)

1. RESUMEN

Los sistemas de humedales resultan atractivos para el tratamiento de vertido de aguas industriales por su efectividad y bajo costo.

Sin embargo, para su desarrollo, resulta necesario avanzar en el estudio de estos sistemas, con el fin de dimensionarlos adecuadamente para el control de los contaminantes que se encuentran considerados en la legislación, propendiendo a preservar la calidad de los cursos de agua.

*En este estudio se trabajó con humedales construidos en los cuales se utilizó una única especie de macrófita (*Typha sp.*) y un tiempo de residencia hidráulica de 30 h. Se instalaron de forma de realizar el post tratamiento del sistema actualmente en uso, para la depuración de los efluentes industriales de un frigorífico pesquero.*

Los resultados obtenidos muestran una significativa reducción porcentual del DBO₅ (46,33%), DQO (47,67%), del efluente. Los nutrientes, nitrógeno y fósforo, también muestran una reducción porcentual en sus concentraciones, aunque esta no es significativa. El sistema ha demostrado ser eficiente para el tratamiento secundario del efluente, y relativamente eficiente en el tratamiento terciario.

Se espera que estos resultados sean de interés para futuros estudios que permitan mejorar el diseño de los sistemas de tratamiento de efluentes.

2. INTRODUCCIÓN

El tratamiento de las aguas residuales es una cuestión prioritaria a nivel mundial, ya que es importante disponer de agua de calidad y en cantidad suficiente, para permitir una mejora del ambiente, la salud y la calidad de vida. Para ello las aguas residuales deben devolverse al medio en condiciones tales que no lo deterioren.

Durante las últimas décadas, el mundo ha venido observando con inquietud una serie de problemas relacionados con la disposición de desechos líquidos provenientes del uso doméstico e industrial (Kangas 2003).

Muchas veces los cuerpos receptores de estos desechos líquidos son incapaces de absorber y neutralizar la carga de contaminantes. Es por eso que las aguas residuales deben recibir algún tratamiento antes de su descarga al medio ambiente.

La búsqueda de sistemas de tratamiento de bajo costo y eficientes en mejorar la calidad de los efluentes vertidos, ha llevado al estudio de los humedales. Estos han sido reconocidos por sus funciones ecológicas (hidrológicas, biogeoquímicas, de mitigación del cambio climático y de hábitat). Su capacidad de purificar el agua constituye uno de los servicios ecosistémicos más importantes, que es reconocido, no solo a nivel científico, sino también a nivel de población en general (Brix 1994, Boyer & Polasky 2004). Por eso los humedales naturales y artificiales son utilizados en todo el mundo para el tratamiento de aguas con residuos de fuentes industriales, agrícolas y domésticas (Watson et al. 1989, Mitsch & Gosselink 1993, Kangas 2003).

2.1 Humedales artificiales

Los humedales contruidos para el tratamiento de efluentes tienen el potencial de ser una herramienta tecnológica de bajo costo de operación, construcción y mantenimiento (Solano et al. 2004) que permite alcanzar, de forma integrada al ambiente y con gran eficiencia (Watson et al. 1989), las exigencias legales de vertido de efluentes, tanto a nivel hogareño, como industrial (Brix 1994).

Los humedales tienen características estructurales y funcionales afectadas principalmente por el régimen hidrológico, que los hace ecosistemas altamente diversos. El nivel de retención de nutrientes determina su alta productividad, ejerciendo numerosos efectos positivos sobre el agua y los ecosistemas asociados.

En cuanto a la productividad primaria, las plantas acuáticas son organismos que toman importantes cantidades de nutrientes, tanto como 30 a 150 Kg de fósforo (P) $\text{ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ y 200 a 2500 Kg nitrógeno (N) $\text{ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ (Brix 1994). La mayor parte del N no es asimilado, es liberado a la atmósfera como nitrógeno gaseoso (N_2) en el proceso de desnitrificación (Vymazal et al. 2002, Brix 1997). El P es retenido en el sedimento pudiendo ser posteriormente liberado al agua. Implica entonces que un aporte excesivo de N y P, en un determinado humedal, puede sobrepasar su capacidad de retención. Por ello, se debe determinar localmente la capacidad depuradora de cada humedal (Pérez-Olmedilla et al. 2000; Craft & Casey 2000).

Las macrófitas (plantas macroscópicas, se ven a simple vista), se desarrollan en contacto directo con el agua, e incluyen al grupo de las plantas acuáticas enraizadas. Los humedales artificiales se construyen de forma que los efluentes recorran un trayecto atravesando el sustrato y las raíces de las macrófitas. Como resultado se produce la disminución del flujo de agua y su velocidad. Manipulando adecuadamente el sistema artificial, se pueden lograr tiempos de residencia hidráulicos (dependientes del flujo y la velocidad del agua) óptimos para el resultado que se busca. El mayor tiempo de retención hidráulica favorece la sedimentación, estabilizando y estructurando el sedimento, logrando una distribución más homogénea. A su vez, se provocan corrientes de agua verticales que impiden la formación de barreras de densidad, permitiendo la continuidad del ciclo de descomposición de la materia orgánica. Los rizomas crean canales de circulación del agua en el suelo, tornando al sustrato más poroso y reduciendo la erosión (Brix 1997).

Las raíces también aportan oxígeno al medio (Armstrong et al. 2000) en mayor o menor medida, dependiendo de la especie y de la etapa del desarrollo en que se encuentre la planta (Brix 1997). Además, las macrófitas suponen sustrato para el biofilm, compuesto por una densa

comunidad microbiana (Gumbricht 1993, Chappell & Goulder 1994). Esta comunidad es la responsable de la mayoría de los procesos microbiológicos que ocurren en los humedales, descomponiendo la materia orgánica en productos (nutrientes) asimilables por las plantas, produciendo antibióticos y desnitrificando.

Los procesos biogeoquímicos que se producen son favorecidos por la poca profundidad del agua presente en los humedales (que maximiza la interface agua-sedimento), la presencia de sedimentos aeróbicos y anaeróbicos, y la acumulación de materia orgánica (Mitsch & Gosselink 1993). Estas condiciones a menudo conducen a una limpieza natural del agua, evitando los procesos de eutrofización, así como la contaminación de cursos de agua (Fernández 2004). Al sedimentar los sólidos, nutrientes asociados a ellos tales como el P, se sustraen de la columna de agua (Mitsch et al. 1995). La absorción de las plantas y la acumulación en sus tejidos es otro proceso en el cual se puede eliminar N y P del agua. Sin embargo, este proceso, puede ser revertido cuando las plantas mueren luego del crecimiento temporal y sus restos se depositan en el sedimento.

2.2 Experiencias en Uruguay

La gestión integrada de los efluentes es imprescindible para cualquier sistema productivo y bajo cualquier sistema de tratamiento. En este sentido, la construcción de humedales artificiales debe ser vista como parte integral de otras medidas, siendo parte de un sistema de tratamiento del efluente que contemple otras etapas previas de tratamiento primario y secundario.

En Uruguay la aplicación de estos sistemas de depuración aún se encuentra en una fase de desarrollo. Para validar esta tecnología se hace necesaria la investigación y los ensayos a escala piloto, con el objeto de obtener información básica para establecer diseños y aspectos prácticos de manejo, fundamentales para lograr que estos sistemas puedan funcionar de forma eficiente.

En nuestro país, las empresas procesadoras de alimentos, y dentro de este grupo, los frigoríficos pesqueros, requieren de un alto consumo de agua para la obtención de sus productos. La producción mundial de pescado ha estado en una constante tendencia al alza en la última década y esta

tendencia se espera que continúe (FAO 2002). En promedio, sólo un 30-40% de la producción pesquera se consume fresco, y el resto se procesa (Islam et al. 2004). Los grandes volúmenes de aguas residuales de procesamiento de estos productos contienen altas concentraciones de N y sólidos en suspensión (Mines & Robertson 2003) por lo que es necesario el tratamiento antes de su vertido a los cursos de agua para evitar que produzcan efectos adversos sobre el medio ambiente receptor.

En nuestro país, si bien contamos con tratamiento de efluentes mediante humedales (naturales y artificiales), utilizados a nivel hogareño y en algunas empresas (tambos, frigoríficos vacunos, etc.), no se conocen estudios evaluando los resultados obtenidos en la depuración de los efluentes. En particular, en frigoríficos pesqueros, no se conocen casos de aplicación de este tipo de tratamientos.

Para el presente trabajo se construyeron humedales piloto, que se instalaron de forma de realizar un post tratamiento del sistema actualmente en uso, en la depuración de los efluentes industriales de un frigorífico pesquero, ubicado en el Departamento de Canelones.

3. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

3.1 Hipótesis: El sistema experimental es eficiente en la retención/remoción de la demanda biológica de oxígeno medida en 5 días (DBO_5), demanda química de oxígeno (DQO), N, P, materia orgánica suspendida (MOS) y coliformes totales.

3.2 Objetivo general:

Evaluar la eficiencia de un humedal construido artificialmente para el tratamiento de un efluente pre-tratado de una planta frigorífica de pescado

3.3 Objetivos específicos: Determinar la tasa y el porcentaje de remoción de materia orgánica, DBO_5 y DQO.

Determinar la tasa y el porcentaje de remoción de los nutrientes N y P.

4. MATERIALES Y METODOS

4.1. Área de estudio

La experiencia piloto se desarrolló en una planta frigorífica ubicada en el Departamento de Canelones (34°46'07,00"S y 56°01'55,31"W) (Fig. 1) dedicada al procesamiento de corvinas (enteras) con una producción de 8.280 T año⁻¹, y en menor medida de tiburón (postas) con una producción de 430 T año⁻¹ y de raya (49 T año⁻¹). Para esta producción se extrae agua del arroyo Toledo (247 m³ día⁻¹), la cual es potabilizada, y luego de ser utilizada en el proceso es vertida nuevamente al arroyo tras su tratamiento parcial. Este tratamiento parcial cuenta con una primera etapa de retención de sólidos (graseras), una segunda etapa de oxigenación (el agua vertida a una laguna es agitada mecánicamente) y finalmente, el agua pasa a lagunas facultativas desde donde es vertida al arroyo.



Fig. 1. Ubicación de la planta frigorífica, en el Departamento de Canelones (Uruguay) en donde se realizará la experiencia (Imágenes tomadas de Google Earth).

4.2. Unidades experimentales

Se utilizaron humedales de flujo subsuperficial (Fig. 2) contruidos a escala.

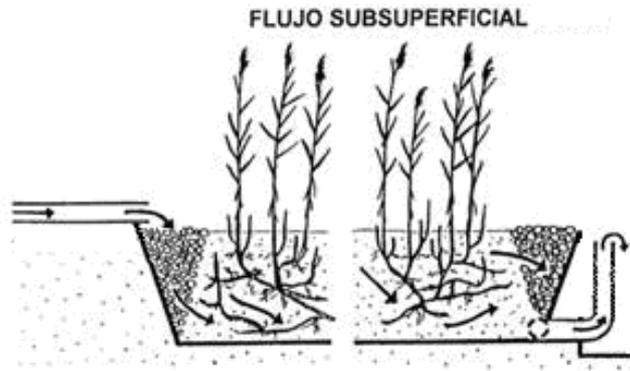


Fig. 2. Se muestra esquema de un humedal subsuperficial. En este tipo de humedales, la circulación del agua es subterránea, a través de un medio granular y en contacto con los rizomas y raíces de las macrófitas. Esquema modificado de Arias & Brix 2003.

Para obtener resultados estadísticamente válidos, el experimento se realizó con humedales triplicados. Para ello se contó con un tanque (0) que los alimentó con el efluente previamente caracterizado (Fig. 3).

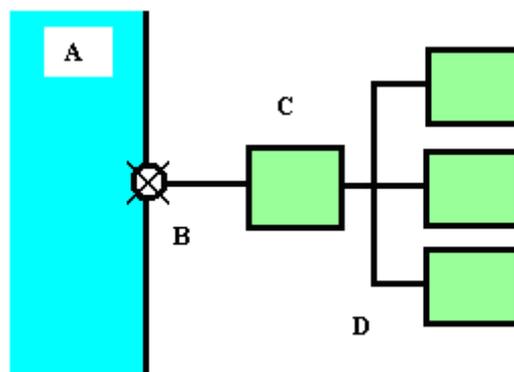


Fig. 3. Esquema que representa la circulación del agua por los humedales.

Mediante bomba (B) se toma agua de una laguna facultativa (A). Esta laguna conforma la última instancia del tratamiento actualmente existente en el frigorífico. El agua tomada es vertida a un tanque cerrado (tanque 0) (C), que en principio no afecta el tratamiento a realizar. La función del tanque 0 es mantener el nivel del agua, permitiendo regular el ingreso a cada una de las réplicas que conforman los humedales piloto (D). Estas

réplicas se encuentran conectadas mediante caños de 50 mm de diámetro, dentro de los cuales circula el agua. En cada caño se ubica una canilla que regula el caudal.

El agua realiza entonces, por gravedad, un recorrido horizontal dentro del humedal, en un tiempo determinado, antes de su evacuación, también por gravedad.

En la construcción de la unidad experimental, se utilizaron para las réplicas, recipientes plásticos de 1.13 m de largo, 0.93 m de ancho y 0.70 m de profundidad. Fueron rellenos con pedregullo (piedras de 2 cm de diámetro aproximadamente) hasta una altura de 30 cm (ello refiere a la profundidad que pueden alcanzar las raíces de las macrófitas a plantar, Tanner 2001). Se les colocó un sifón externo (Fig. 4. b) de forma que el agua que ingrese (a nivel superior, por goteo y al ras del piso de pedregullo, Fig. 4. a) no supere estos 30 cm de altura. El porcentaje del volumen que ocupa el agua en la cama de pedregullo es el 60% (0.19 m³). Posteriormente, a finales del invierno, se plantaron 12 rizomas de las macrófitas del género *Typha* en cada una de las tres réplicas (Fig. 4. a).

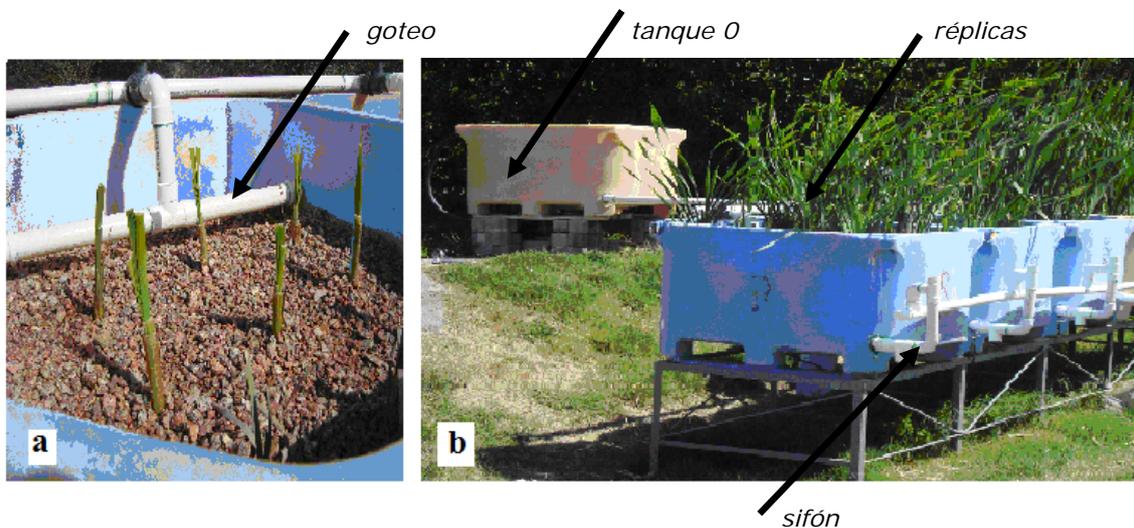


Fig. 4. a) Imagen mostrando uno de los humedales con los rizomas plantados el día 23.09.10. en crecimiento. **b)** En esta imagen se muestra, en las 3 réplicas, el crecimiento de las *Typhas* a 43 días de plantadas. Al fondo se observa el tanque 0.

Estas plantas son abundantes en el área de estudio, lo cual demuestra su aclimatación a las condiciones allí locales y son particularmente eficaces en el tratamiento de aguas (Shutes 2001, Sohsalam et al. 2006).

El tiempo de residencia hidráulica (TRH) de 30 h se determinó considerando el volumen diario del efluente (promedio, 256 m³) y el espacio con que cuenta el frigorífico (1770 m²) para la eventual construcción de un humedal artificial de 0,30 m de profundidad.

El TRH se calculó según la siguiente ecuación (ec. 1): $TRH = V/Q$

Siendo V el volumen de agua contenido en cada unidad experimental (valor constante), y Q el caudal considerado como el volumen de agua que ingresa al sistema en un tiempo dado.

Para fijar el caudal referido se utilizaron canillas que se regularon manualmente. La limpieza de cañerías (eliminación de algas y otras suciedades extraídas de la laguna) necesaria para reducir fluctuaciones en el flujo, se realizó en forma semanal.

Dos días antes de cada muestreo se limpió el total de cañerías. El flujo considerado para el cálculo del TRH de cada muestra resulta del promedio entre el flujo obtenido, inmediatamente después de realizada la limpieza y el flujo existente en momentos del muestreo.

4.3. Diseño de muestreo y análisis

Los humedales piloto se instalaron en los últimos días del invierno del año 2010, y se tomaron las muestras en los últimos días de la primavera.



Fig. 5. Se muestra el estado de desarrollo de las macrófitas, en los humedales artificiales, en ocasión de toma de la muestra II (19.11.10).

La extracción de muestras a la salida de cada réplica y en el tanque 0 se realizó con una frecuencia semanal, durante 3 semanas seguidas, en horas del mediodía. En los días anteriores no se produjeron lluvias. En ese momento también se tomaron *in situ* medidas de temperatura y oxígeno disuelto (OD) mediante sensor Horiba D-25. También se midió pH mediante sensor Waterproof Testr 20, y conductividad mediante sensor Waterproof ECTestr 11+.

Para determinar la DBO_5 y DQO las muestras de agua fueron enviadas a un laboratorio privado, en donde se analizaron según métodos que se encuentran detallados en APHA (2005).

Los SST y la MOS se determinaron por diferencia de peso según el método detallado en Arocena & Conde (1999).

En el primer muestreo de sólidos en suspensión se aplicó un procedimiento (toma de muestra a partir de la apertura de tapón ubicado a nivel de piso de los humedales artificiales) que supuso un disturbio del sedimento depositado en el fondo de las réplicas. Para los siguientes muestreos se cambió este procedimiento, extrayendo el agua a nivel superficial. El error cometido en esta primera muestra fue subsanado sustituyendo el valor de los sólidos suspendidos totales (SST) por la semisuma de los valores obtenidos en las muestras II y III.

Las distintas fracciones de N inorgánico se calcularon según los siguientes métodos; amonio (NH_4^+), método de azul de idofenol; nitrato (NO_3^-), método del salicilato de sodio; nitrito (NO_2^-), método de la sulfanilamida; y NT, mediante la digestión a alta temperatura y medio ácido de muestras previamente filtradas, siendo cuantificado mediante su reacción con molibdato. El P fue analizado según el método de azul de molibdeno para el caso del P reactivo soluble (corresponde aproximadamente al ortofosfato, PO_4^{3-}) y el PT según método también aplicado para el NT. Estos métodos se detallan en Arocena & Conde (1999).

El N orgánico se calculó restando al NT, la suma de las fracciones de N inorgánico (NH_4^+ , NO_3^- y NO_2^-). A efectos de este cálculo se han desestimado las concentraciones de N_2O y NO^+ (Vymazal 2006). Del mismo

modo, la fracción disuelta no reactiva del P se calculó restando al PT el P reactivo soluble.

Para analizar la existencia de diferencias significativas entre los promedios de las distintas muestras y entre réplicas se aplicaron t-test. En todos los casos el valor de significancia que se consideró fue p: 0.05.

5. RESULTADOS

Las variables físico-químicas medidas en las distintas réplicas se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Variables físico-químicas medidas en cada una de las réplicas. El tanque 0 representa el recipiente en donde se vierte el agua de la laguna previo a su pasaje por lo humedales piloto. Las piletas 1, 2 y 3 representan cada uno de los humedales piloto (réplicas). Las mediciones se realizaron en 3 semanas consecutivas.

		Datos abióticos				
Fecha	Muestra	Variables	Réplica			
			0	1	2	3
12.11.2010	I	TRH (h)		35.6	31.1	27.3
		Conductividad (μScm^{-1})	1911	1713	1680	1747
		pH	8.05	7.26	7.32	7.26
		OD (mg ml^{-1})	1.64	0.64	2.16	0.68
		Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	21.7	23.7	24.4	23.3
19.11.2010	II	TRH (h)		38.7	30.0	29.0
		Conductividad (μScm^{-1})	1900	1930	1953	1981
		pH	8.25	7.42	7.41	7.46
		OD (mg ml^{-1})	1.67	0.27	0.38	0.14
		Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	23.2	23.7	23.4	23.2
26.11.2010	III	TRH (h)		74.1	42.2	35.1
		Conductividad (μScm^{-1})	2200	1965	1988	1956
		pH	8.37	7.26	7.31	7.34
		OD (mg ml^{-1})	2.59	1.11	2.02	1.67
		Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	29.9	28.9	29.1	28.5

El TRH mostró valores cercanos a las 30 h en todas las réplicas de las dos primeras muestras, pero en la muestra III se superó largamente las 30 h, llegando a valores de 74.1 h en una de las réplicas.

La conductividad no mostró diferencias significativas entre el efluente de entrada y el promedio de los valores de los humedales piloto para cada muestra, y tampoco se registraron diferencias significativas entre réplicas. No se aprecia tendencia alguna de los valores obtenidos. Los mayores valores se observaron en la muestra III. Se obtuvieron diferencias significativas ($t = -11.89$ y $p < 0.05$) entre la muestra III y la muestras I y entre la muestra I y la muestra II ($t = -9.92$ y $p < 0.05$). No se observaron diferencias significativas entre la muestra II y la muestra III.

El pH presentó diferencias significativas ($t = 8.48$ y $p < 0.05$) entre el efluente de ingreso y el promedio de las réplicas para cada muestra, siendo en estas últimas de menor valor. El valor de pH se incrementó de una muestra a otra, tanto en el efluente de ingreso como en el efluente de salida. En forma similar a la conductividad, las réplicas comparadas entre sí no presentan diferencias significativas.

Los valores de OD registrados fueron sumamente bajos, ubicándose en un rango en el cual el instrumento de medida puede presentar errores importantes. No obstante, es evidente que los valores de OD siempre estuvieron entre 0 y 2 mg l⁻¹.

La temperatura no presentó variaciones significativas entre el efluente de ingreso y el promedio de las réplicas para cada muestra. Sin embargo, sí se registró una variación significativa entre la muestra, III con respecto a las muestras I y II ($t = -13.73$ y $p < 0.05$).

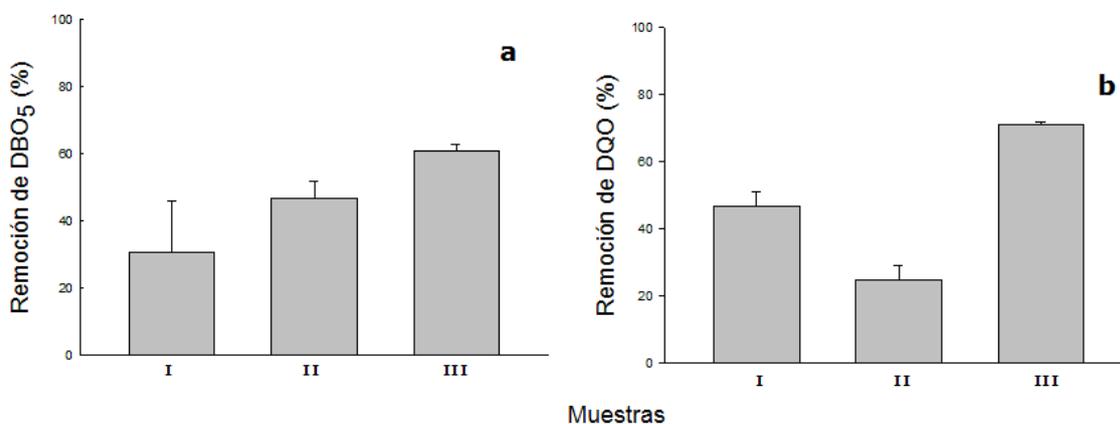


Fig. 6. Porcentaje de remoción de DBO₅ (a) y DQO (b) respecto de los valores de entrada. Se representa el promedio de los valores obtenidos en los distintos humedales piloto, para cada una de las muestras. Las barras indican el error estándar.

En las tres muestras se observó una significativa reducción porcentual de la DBO_5 ($t= 5.59$ y $p<0.05$) en relación a los valores de entrada (Fig. 5. a), la remoción va incrementándose en los sucesivos muestreos. En la DQO también se observó un significativo ($t= 2.93$ y $p<0.05$) descenso porcentual en relación a los valores de entrada (Fig. 5. b).

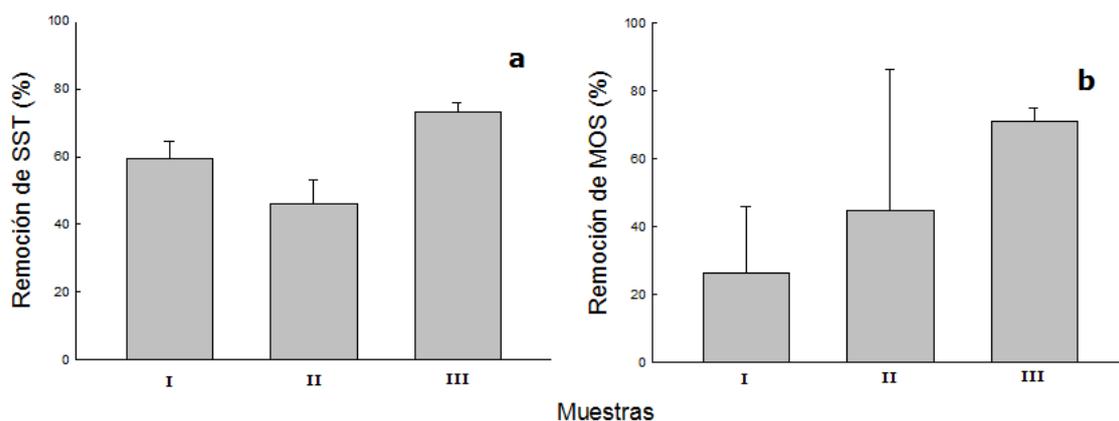


Fig. 7. Remoción de SST (a) y remoción de MOS (b). Se presenta promedio de los valores obtenidos en las distintas réplicas y el error estándar, en relación a los valores de entrada, para cada muestra. Las barras indican el error estándar.

Los porcentajes de SST y MOS, en los humedales piloto fueron menores a los obtenidos en los efluentes de entrada, para cada una de las muestras, si bien no significativamente (Fig. 6. b).

Los valores de coliformes totales obtenidos en los efluentes de salida fueron significativamente superiores ($t= -3.76$ y $p<0.5$) a los valores obtenidos en el efluente de entrada (Tabla 2).

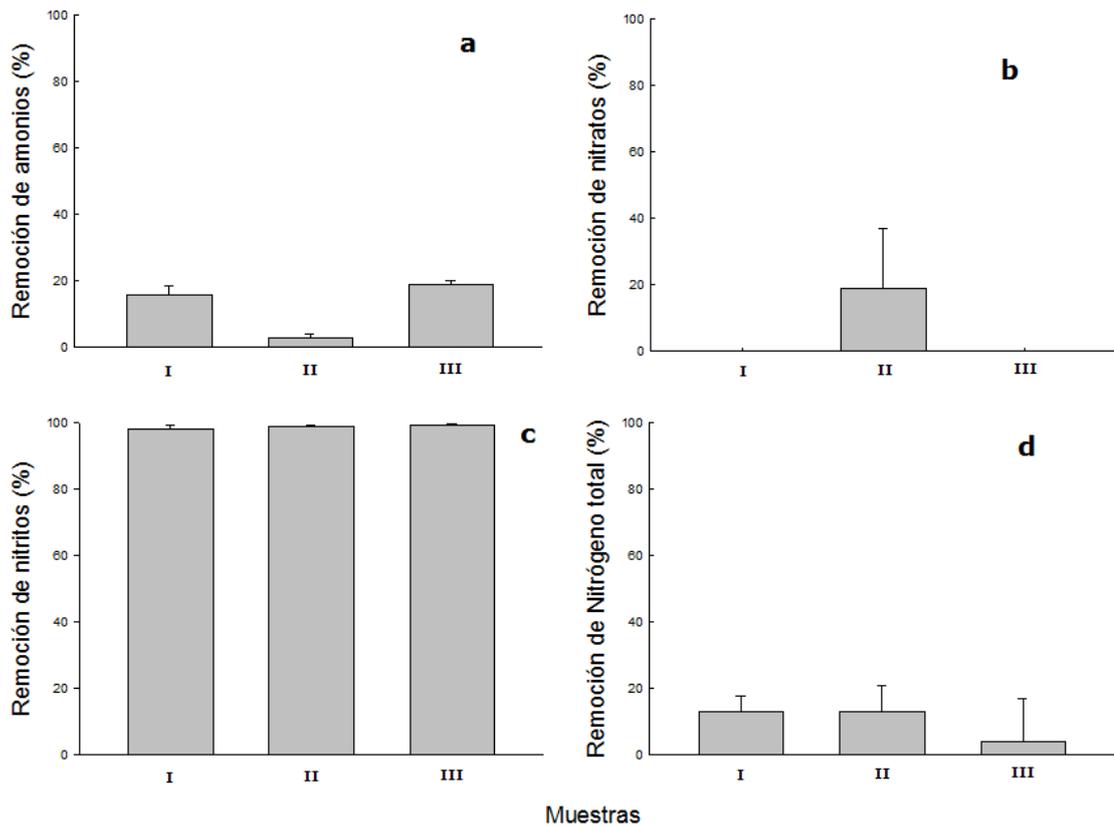


Fig. 8. Variaciones de las distintas fracciones de N inorgánico y el NT en función de las distintas muestras obtenidas; NH_4^+ (a), NO_3^- (b), NO_2^- (c) y NT (d). Se considera el promedio de los valores obtenidos en los distintos humedales piloto en relación al efluente de entrada (tomado, como 100%). En las muestras, en las cuales los valores de concentración de nitratos en el efluente de salida supera los valores obtenidos en el efluente de ingreso, se marca como 0 en la gráfica. Las barras indican el error estándar.

En las distintas muestras, los valores porcentuales de NH_4^+ que se obtuvieron en los humedales piloto mostraron remoción respecto a los valores del efluente de entrada (Fig. 7. a). Los valores porcentuales de NO_3^- resultaron ser similares o superiores a los del efluente de entrada (Tabla 2 y Fig. 7. b). Por su parte, los valores porcentuales de NO_2^- fueron significativamente ($t= 296$ y $p<0,05$) inferiores a los del efluente de entrada (Fig. 7. c). En la Fig. 7. d se observa que el NT en los efluentes de salida se redujeron respecto a los efluentes de entrada.

Dado que el NH_4^+ fue la forma de N significativamente predominante ($t= 19.56$ y $p<0.05$), el comportamiento del N inorgánico disuelto fue similar al del NH_4^+ .

Los valores de NH_4^+ , NO_3^- y NO_2^- se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2. Se presentan los valores de concentraciones de NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , NT, P reactivo soluble, PT, DBO_5 , DQO, coliformes totales, SST y MOS. Se indican errores estándar.

Compuesto	Muestra	Efluente de entrada (mg.l ⁻¹)	Efluente de salida (mg.l ⁻¹)
NH_4^+	I	52.18	44.02±1.34
	II	53.17	51.74±0.66
	III	55.93	45.20±0.55
NO_3^-	I	0.32	0.43±0.02
	II	0.32	0.26±0.01
	III	0.32	0.53±0.11
NO_2^-	I	1.23	0.02±0.01
	II	2.64	0.03±0.01
	III	4.49	0.03±0.02
NT	I	96.71	83.95±5.13
	II	101.92	89.17±8.47
	III	95.84	92.07±12.05
P reactivo soluble	I	6.13	4.23±0.30
	II	5.84	5.28±0.56
	III	5.16	2.76±0.15
PT	I	8.26	5.99±0.48
	II	7.42	5.99±0.64
	III	7.53	3.54±0.26

Ensayo	Muestra	Efluente de entrada (mg.l ⁻¹)	Efluente de salida (mg.l ⁻¹)
DBO_5	I	55	38±8
	II	66	35±3
	III	64	25±1
DQO	I	200	105±8
	II	120	90±5
	III	180	52±2
Coliformes totales	I	70	183±73
	II	90	187±107
	III	4,49	137±42
Sólidos supendidos totales	I	70	49,7±1,1
	II	28.5	15.3±2.0
	III	7.8	2.1±0.2
Materia orgánica suspendida	I	53	39.0±10.4
	II	24	13.2±9.9
	III	6.7	1.8±0.3

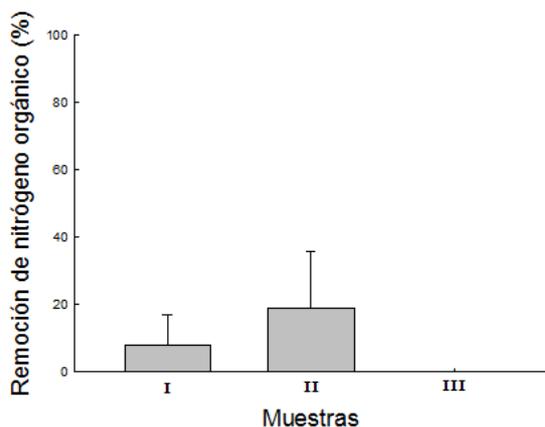


Fig. 9. Porcentaje de remoción de N orgánico (promedio de las réplicas) en relación al efluente de entrada, para cada una de las muestras. En las muestras en las cuales el N orgánico es mayor en el efluente de salida que en el efluente de entrada, se marca como 0 en la gráfica (muestra III). Las barras indican el error estándar.

No hubo diferencias significativas en el N orgánico en las muestras I y II (Fig. 8). En la muestra III no hubo remoción de N orgánico, pero además, los valores de este parámetro fueron superiores en la salida que en la entrada del efluente (Tabla 2), aunque no significativo.

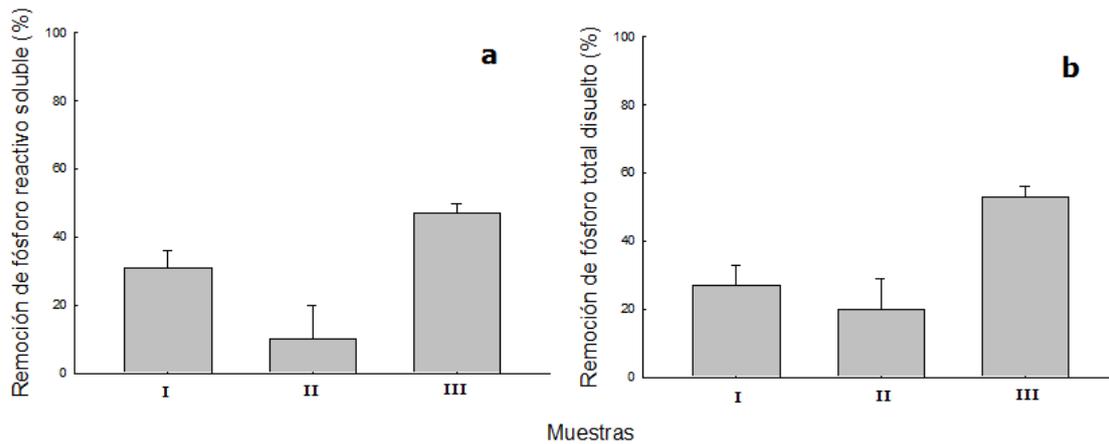


Fig. 10. Porcentaje de P reactivo soluble (a) y PT (b). Promedio de los valores obtenidos en los distintos humedales piloto, en relación a los valores del efluente de entrada (tomados como 100%). Las barras indican el error estándar.

En las tres muestras se obtuvieron valores porcentuales de P reactivo soluble que presentan una reducción respecto a los observados en el efluente de entrada (Fig. 9. a), aunque estos resultados no son significativos. De igual forma se comportan los valores porcentuales del PT disuelto (Fig. 9. b), sin embargo, en este caso, los resultados son significativos ($t= 2.99$ y $p < 0.05$).

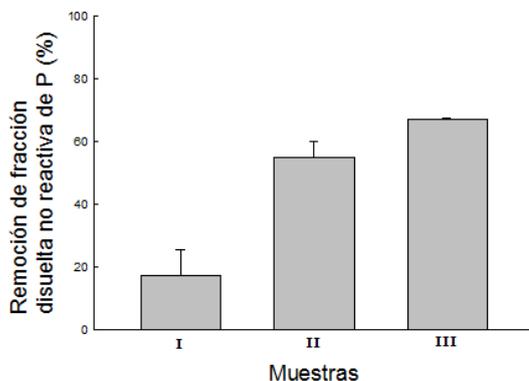


Fig. 11. Porcentaje de la fracción disuelta no reactiva de P (promedio de los humedales piloto) en relación al tanque 0, para cada una de las muestras. Las barras indican el error estándar.

La remoción de la fracción disuelta no reactiva del P aumentó a medida que se sucedieron las muestras. La remoción de esta fracción, en el efluente de salida, no resulta significativa respecto al efluente de ingreso (Fig. 10).

6. DISCUSIÓN

El sistema experimental demostró ser eficiente en la remoción de DBO_5 , DQO, SST, MOS, NH_4^+ , NO_2^- , NT, P reactivo soluble, PT y fracción disuelta no reactiva de P; bajo el TRH en el cual estuvo operando.

Si bien la remoción de DBO_5 y DQO fue importante en todas las muestras, en particular, en la muestra III, se observa un mayor porcentaje de remoción, que es coincidente con un mayor TRH. Este mayor TRH puede, en gran medida, ser la explicación de este mejor desempeño (Sohsalam et al. 2006).

Las diferencias existentes entre los TRH de cada réplica y en cada muestra, no fueron consideradas en este estudio. Si bien, como ya se observó, existen diferencias entre muestras y réplicas (en particular la muestra III con las dos anteriores, y la réplica 1 de la muestra III con respecto a las otras dos réplicas de esta misma muestra), esto no se refleja en los resultados obtenidos para los distintos parámetros aquí analizados. En anexo se presentan resultados del porcentaje de remoción en función del TRH para la muestra III.

El efecto pudo deberse a un aumento en la abundancia de algas, en el efluente, a causa del aumento de la temperatura ambiente en los días previos a la toma de esta última muestra, con respecto a las dos semanas previas. Como consecuencia de ello, se produjo una mayor resistencia al pasaje del efluente por las cañerías, disminuyendo el caudal y por tanto propiciando un mayor tiempo de residencia del agua en las réplicas.

La conductividad del efluente tratado por los humedales piloto no sufrió cambios. Esto indica que no se produjo remoción neta de iones.

Las lecturas de pH en los humedales piloto, para las tres muestras, indican un estado más neutro en relación al observado en el efluente de ingreso, ligeramente alcalino. Este resultado sugiere que en los humedales se producen procesos anaeróbicos de descomposición de la materia orgánica. En estos procesos intervienen bacterias (metanogénicas) que producen CH_4 a partir de sustratos orgánicos sencillos. Durante la descomposición, aceptores de electrones (Fe , PO_4^{3-} , NO_3^- y Mn) se reducen, mientras que se acumula H^+ y CO_2 (Atlas & Bartha 2004).

Los bajos valores de OD se pueden explicar considerando que; a mayor temperatura, mayor es la tasa metabólica de los organismos que participan en la degradación de la materia orgánica, consumiendo oxígeno al respirar (García & Corzo 2008). También la mayor temperatura del líquido disminuye la solubilidad del oxígeno (ley de Henry).

Si bien la temperatura ambiente durante la toma de la muestra III (30 °C) y en los días anteriores a ella, fueron superiores a la temperatura ambiente durante la toma de las muestras I (21 °C) y II (28 °C) (fuente: Dirección Nacional de Meteorología) este incremento de temperatura debe ser relativizado en la interpretación de los resultados obtenidos.

Los coliformes totales tuvieron un importante incremento en el efluente de salida respecto al efluente de ingreso. Una destacada contribución de coliformes puede atribuirse a la presencia de aves. Estos fueron observados alimentándose en los humedales artificiales, dejando sus fecas en la superficie de los mismos.

Los sólidos en suspensión en un humedal sedimentan como consecuencia del descenso en la velocidad del flujo, las fuerzas de adhesión entre partículas y la resistencia que opone el medio granular (filtración del medio granular). La capacidad de sedimentación varía, dependiendo de la composición del agua a ser tratada y las condiciones de funcionamiento del humedal (Píriz 2000).

Si bien el porcentaje de reducción de MOS no fue significativo, el mismo se incrementó con el tiempo. En ello puede estar influyendo fuertemente el efecto de la temperatura, con un aumento del metabolismo bacteriano, y la maduración del humedal. El incremento poblacional de estos organismos es otro factor a tener en cuenta. La MOS se encuentra presente en los sólidos en suspensión en un alto porcentaje. Por lo tanto, la reducción de los sólidos en suspensión es acompañada por la reducción de la MOS. A ello debe agregarse el proceso de degradación bacteriana.

La degradación de la materia orgánica en los humedales es compleja, siendo el resultado de la interacción de procesos físicos, químicos y bióticos. La MOS retenida por filtración es sometida a un proceso de fragmentación

abiótica (trabajo mecánico al cual es sometido el material en su pasaje entre los intersticios del sedimento), permitiendo su hidrolización por enzimas extracelulares. Como resultado de la hidrólisis se forman sustratos sencillos que pueden ser asimilados por bacterias heterótrofas aeróbicas o fermentativas facultativas. La degradación de la materia orgánica por vía aeróbica en los humedales sucede cerca de la superficie del agua, y en las zonas cercanas a las raíces, debido a que el oxígeno liberado por las raíces no es suficiente para degradar completamente la materia orgánica (Bécares 2004). Entonces, las bacterias heterótrofas anaeróbicas, en ausencia de oxígeno, degradan la materia orgánica por vía anaeróbica, utilizando el NO_3^- como aceptor de electrones (desnitrificación) (García & Corzo 2008).

La remoción de NO_2^- , cercana al 100%, es la mayor remoción porcentual que se produce entre las distintas especies de N inorgánico, y puede estar indicando un rápido proceso de eliminación del N. Estudios de Kadlec y Knight (1996) plantean que el NO_2^- es químicamente inestable. El proceso de desnitrificación (anaerobio) implica la pérdida de N del sistema mediante una transformación del NH_4^+ a NO_2^- para posteriormente pasar a NO_3^- y de allí (previo pasaje a N_2O) eliminarse como N_2 gas. En el modelo experimental se están produciendo estas etapas, encontrándose una acumulación de la forma NO_3^- . Si bien se está eliminando N del sistema, el TRH no es suficiente para permitir que se complete el proceso y lograr un mayor pasaje del NO_3^- a N_2 .

También existen otros procesos de eliminación de N como son la volatilización, adsorción y asimilación (Vymazal 2006). La asimilación realizada por las plantas aparece como una importante forma de eliminación del N (García et al. 2003, Arias & Brix 2003), en particular en la *Typha sp.* que consume en forma lujuriosa N y P. La época del año en la cual se desarrolló el proceso experimental (primavera) incide decisivamente en el notable incremento de biomasa de las *Typha*, que mostraron un desarrollo explosivo.

En este proceso de asimilación, el N es incorporado a la biomasa por acción de las raíces. Sin embargo, al cenerse la planta, el N retorna al humedal (este proceso no se ha dado aún en las réplicas). Por ello, la asimilación no es significativa como mecanismo de eliminación de N a largo tiempo (Tanner 2001).

La absorción del NH_4^+ puede llevarse a cabo cuando éste se encuentra en condiciones estables, de esta forma el lecho granular lo puede absorber. Sin embargo, éste es un proceso reversible, puesto que cuando cambian las condiciones que lo estabilizan, el NH_4^+ puede regresar al agua (Brock et al. 2000).

Con el pH hallado en los humedales (menor a 7,5), las pérdidas de N (como NH_3) por volatilización son insignificantes (Vymazal 2006).

Teniendo en cuenta el tipo de sedimento (pedregullo) y los altos valores de N en el efluente de ingreso, el efecto de adsorción es insignificante.

El NH_4^+ puede ser adsorbido a través de una reacción de intercambio con sustancias ricas en cationes presentes en detritus o sedimentos arcillosos, y liberado fácilmente cuando cambia la química del agua (Savant & De Datta 1982).

La remoción del N orgánico no es tan importante como lo es la remoción del N inorgánico. Este último se encuentra más disponible para ser asimilado por los organismos autótrofos (Atlas & Bartha 2004). No obstante, el comportamiento de la remoción del N orgánico sigue la misma tendencia que el NH_4^+ y el NT.

En el período de muestreo, la representación del N orgánico en la concentración del NT, en el efluente de entrada, ha tenido variaciones. En valores absolutos, estas variaciones reflejan que a mayor representación del N orgánico en la concentración del NT, menor remoción de N. Esto confirma los mecanismos de remoción del N que se han venido enunciando.

Si bien el PT disuelto muestra una significativa reducción porcentual al final del tratamiento por los humedales artificiales, este dato debe ser relativizado como efecto primario de la puesta en funcionamiento de un humedal artificial.

Los valores de concentración aproximados del PO_4^{3-} , si bien no resultan significativos, muestran una reducción. También estos datos deben ser relativizados. Éstos estarían siendo removidos mediante el mecanismo de asimilación.

Según lo expuesto en Arocena & Conde (1999), el P se encuentra en aguas de desecho principalmente en forma particulada. Una parte generalmente menor se encuentra en forma disuelta orgánica (nucléotidos, polinucleótidos, sustancias húmicas, poli, meta y ultrafosfatos) o inorgánica (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-). El ortofosfato es la única forma de P que es utilizada directamente por las macrófitas, algas y microorganismos, y por tanto representan el mayor vínculo entre el ciclo del P orgánico y el inorgánico.

El principal mecanismo de interconversión que se estarían dando en los humedales es el de la absorción. La experiencia se desarrolló en el periodo de tiempo en el cual se produjo el rebrote de las macrófitas, con un notable incremento de su biomasa, por lo que la absorción de P fue máxima. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que este mecanismo, así como el almacenamiento de biomasa, son procesos saturables y no pueden contribuir a la extracción de P en forma sostenible y a largo plazo (Álvarez & Bécares 2008, Tanner 2001).

Las tasas de remoción deben considerarse a la luz de los parámetros legales exigibles para el vertido de efluentes industriales a los cursos de agua (Decreto 253/79 y sus decretos modificatorios; 232/88, 698/89 y 195/91; en su artículo 11, ítem 2), si bien en los vertidos del frigorífico (en ocasión de las muestras realizadas para este trabajo) se cumplen para el pH (entre 6 y 9), coliformes fecales (<5000 CF 100 ml) y sólidos totales en suspensión (<150 mg l^{-1}); los humedales artificiales allí instalados logran que los valores de DBO_5 (<60 mg l^{-1}) también den cumplimiento legal. En las condiciones de pH (<8) de los humedales piloto, todo el amoníaco se ha transformado en NH_4^+ , por lo que se está dando cumplimiento a lo exigido legalmente ($\text{NH}_3 < 5$ mg l^{-1}). Con respecto al PT, es de destacar que los humedales logran que sus valores de concentración en el efluente de salida se encuentren cercanos a lo requerido legalmente (<5 mg l^{-1}). No obstante, para mejorar estos resultados y hacerlos perdurables en el tiempo, resulta necesaria la adición al sustrato de los humedales, de materiales que aumenten la capacidad de adsorción (Ca, Fe, Al, etc.). Esto debe ser acompañado por una mayor oxigenación del efluente de entrada (humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical).

7. CONCLUSIONES

Los resultados de remoción evidenciados por la DBO_5 , DQO, sólidos en suspensión y MOS demuestran que los humedales artificiales son eficientes como tratamiento secundario (remoción de materia orgánica). Cumpliendo así mismo, con un menor grado de eficiencia, con la remoción de N y P, tratamiento terciario (remoción de nutrientes).

Debe tenerse en cuenta que los porcentajes de eficiencia van decreciendo a medida que se encadenan procesos de tratamiento de efluentes (Tanner 2001). El grueso de los contaminantes es retenido en los primeros tratamientos, produciéndose porcentualmente una mayor depuración en estas etapas. Sin embargo, a menudo, estos primeros resultados no son suficiente (y este es el caso) siendo necesario sumar otros procesos, cuyos resultados, si bien porcentualmente menores, aportan significativamente al producto final.

De lo expuesto surge que si bien la aplicación de este tipo de tratamientos es adecuado en el tratamiento de los efluentes del frigorífico pesquero, deberá considerarse un área mayor, que permita un mayor TRH, para lograr una eficiencia que de cumplimiento a la legislación.

Más razón a esto le da el hecho que los valores máximos legales (para el N y el P), permitidos para su vertido en un curso de agua, superan ampliamente los valores que caracterizan un cuerpo de agua eutrofizado.

El estudio de los resultados de remoción de N se vio dificultado por el poco tiempo de funcionamiento que han tenido las réplicas (sistemas inmaduros). Resultaría conveniente considerar un lapso de tiempo mayor (superior a un año), durante el cual el humedal artificial se encuentre en funcionamiento para así poder evaluar el sistema en estado estacionario.

Por otro lado, el sistema debería ser evaluado durante los días más fríos del año, teniendo en cuenta el efecto de la cenesencia de las macrófitas y el menor metabolismo de las comunidades autótrofas.

Así mismo debería considerarse diversificar las especies de macrófitos, atendiendo a que cada especie tiene sus propias capacidades depuradoras (Ansola et al. 1995), sumado a que en ambientes más diversos se logran mejores resultados (Coveney et al. 2002).

8. AGRADECIMIENTOS

A mi orientador y co orientador. A Juan y María, por su colaboración en la construcción y el mantenimiento del modelo experimental.

A la Sección Limnología de la Facultad de Ciencias por haber financiado parcialmente los gastos de este trabajo. A Urunova S.R.L. por haber cedido los recipientes en los cuales se desarrollaron las réplicas. A Novabarca S.A. por haber permitido la instalación del modelo experimental en su predio. A mi familia.

9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Álvarez, J. & Bécares, E. (2008). El papel de la vegetación en humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales. *Environmental Engineering Science*, Volumen 25: p. 8.
- Ansola, G., Fernfindez, C. & de Luis, E. (1995). Removal of organic matter and nutrients from urban wastewater by using an experimental emergent aquatic macrophyte system. *Ecological Engineering* 5: pp. 13-19.
- APHA (American Public Health Association) (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 21 ed. Washington, DC.: pp. 1368.
- Arias, C., & Brix, H. (2003). Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 13: pp. 17-24.
- Armstrong, W., Cousins, D., Armstrong, J., Turner, D. & Beckett, P. (2000). Oxygen distribution in wetland plant roots and permeability barriers to gas-exchange with the rhizosphere: a microelectrode and modelling study with *Phragmites australis*. *Annals of Botany* 86: pp. 687-703.
- Arocena, R. & Conde, D. (1999). *Métodos en ecología de aguas continentales*. DIRAC, Montevideo: p. 233.
- Atlas, R. & Bartha, R. (2002). *Ecología microbiana y microbiología ambiental*. Ed. Pearson Educación S.A. Madrid.
- Bécares, E. (2004). Función de la vegetación y procesos de diseño de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal y flujo superficial. En: *Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos*. CPET-Centro de Publicaciones del Campus Nord, Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona: pp. 51-62.
- Brock, T., Madigan, M., Martinko, J. & Parker (2000). *Biología de los microorganismos*. Ed. Pearson Educación S.A. Madrid: pp. 1064.

Boyer, T. & Polasky, S. (2004). Valuing urban wetlands: a review of non-market valuation studies. *Wetlands* 24 (4): pp. 744–755.

Brix, H. (1994). Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology* 29 (4): pp. 71-78.

Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology* 35 (5): pp. 11–17.

Craft, Ch. & Casey, W. (2000). Sediment and nutrient accumulation in floodplain and depressional freshwater wetlands of Georgia, USA. *Wetlands* 20 (2): pp. 323–332.

Decreto 253/79. www.dinama.gub.uy/profesionales/downloads/dec_253_79.pdf. Consultada: 10.02.11.

Dirección Nacional de Meteorología. www.meteorologia.gub.uy. Consultada: 12.11.2010, 19.11.2010 y 26.11.2010.

Coveney, M., Stites, D., Lowe, E., Battoe, L. & Conrow, R. (2002). Nutrient removal from eutrophic lake water by wetland filtration. *Ecological Engineering* 19: pp. 141–159.

FAO (2002). *FAO fisheries statistical yearbook 2002*. Food and agricultural organization of the United Nations, Rome 91: pp. 206.

Fernández, A. (2004). Humedales de Iberoamérica. J. Neiff: pp. 9-10.

García, J., Morató, J. & Bayona, J. (2005). *Depuración con sistemas naturales: humedales construidos*. Barcelona (España), Universidad Politécnica de Cataluña.

García, J. & Corzo, A. (2008). *Depuración con humedales construidos; guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial*: pp. 11-18.

Google Earth. www.earth.google.com. Consultada: 03.08.10.

Gumbrecht, T. (1993). Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophyte systems. *Ecological Engineering* 2: pp. 1-30.

Islam, S., Khan, S., & Tanaka, M. (2004). Waste loading in shrimp and fish processing effluents: potencial source of hazards to the coastal and nearshore environments. *Marine Pollution Bulletin* 49: pp. 103–110.

Kadlec, R. & Knight, R. (1996). *Treatment wetlands*. CRC Press: pp. 380-383.

Kangas, P. (2005). *Ecological engineering: principles and practice*. Lewis publishers: pp. 25-63.

Mines, R. & Robertson, R. (2003). Treatability Study of a Seafood-Processing Wastewater. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 38 (9): pp. 1927 -1937.

Mitsch, W. & Gosselink, J. (1993). *Wetlands*. 2nd. Ed. New York. Van Nostrand Rinhold: p. 722.

Pérez-Olmedilla, M., Sánchez-Carrillo, S. & Rojo, C. (2000). Función depuradora de los humedales II: una revisión bibliográfica sobre el papel del sedimento. *Humedales Mediterráneos* 1: pp. 123-130.

Rhue, R. & Harris, W. (1985). Phosphorus sorption/desorption reactions in soils and sediments. In: Vymazal, J. (2006). *Removal of nutrients in various types of constructed wetlands*. *Science of the Total Environment*.

Richardson, C. (1985). Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwaters wetlands. *Science* 228 (4706): pp. 1424-1427.

Romero, M., Colín, C., Sánchez, E. & Ma. Ortiz (2009). Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: evaluación de la remoción de la carga orgánica. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 25 (3): pp. 157-167.

Savant, N. & De Datta, S. (1982). Nitrogen transformations in wetland rice soils. *Advances in Agronomy* 35: pp. 252-254.

Schnack, J., De Francesco, F., Colado, U., Novoa, M. & Schnack, E. (2000). Humedales antrópicos: su contribución para la conservación de la biodiversidad en los dominios sub tropical y pampásico de la Argentina. *Ecología Austral* 10: pp.63-80.

Shutes, R. (2001). Artificial wetlands and water quality improvement. *Environment International* 26: pp. 441-447.

Sohsalam, P., Englande, A. & Sirianuntapiboon, S. (2006). Effect of plant species on microbial groups and pollutants removal in small constructed wetland. *International Conference on Environment, Penang, Malaysia*.

Solano, M., Soriano, P. & Ciria, M. (2004). Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. *Biosystems Engineering* 87 (1): pp. 109-118.

Tanner, C. (2001). Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science and Technology* 44 (11-12): pp. 9-17.

Vymazal, J. (2002). The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecological Engineering* 18: pp. 633-646.

Vymazal, J. (2006). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*: pp. 18.

Watson, J., Reed, S., Kadlec, R., Knight, R. & Whitehouse, A. (1989). Performance expectations and loading rates for constructed wetlands. *Constructed wetlands for wastewater treatment. Municipal, industrial and agricultural*. Lewis Publishers, Chelsea Michigan: pp. 319-351.

10. ANEXO

Análisis gráfico de los porcentajes de retención/remoción de SST, MOS, DBO₅, DQO, N y P, para las distintas réplicas de la muestra III.

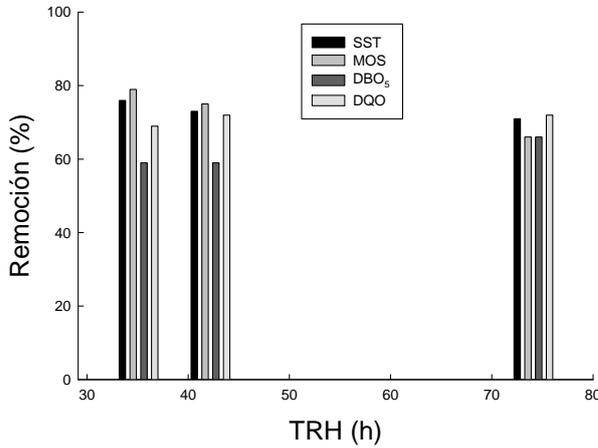
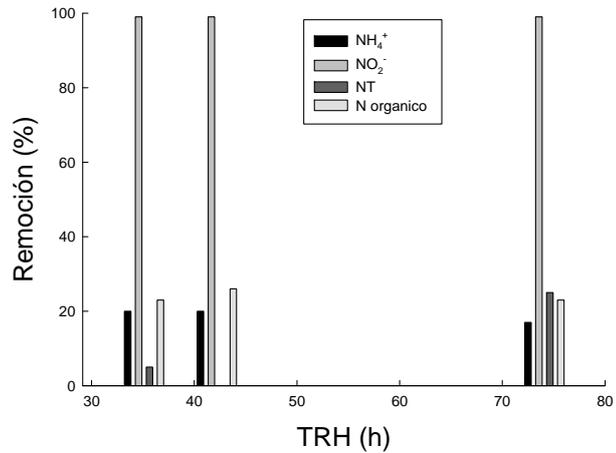


Fig. a) Porcentaje de remoción de SST, MOS, DBO₅ y DQO respecto de los valores de entrada.

Fig. b) Se presenta el porcentaje de remoción de NH₄⁺, NO₂⁻, NT y N orgánico. En las réplicas en las cuales la concentración de NT en el efluente de salida es mayor que la concentración en el efluente de entrada, se marca como 0 en la gráfica.



En la Fig. b) no se presentan los NO₃⁻ ya que sus concentraciones en el efluente de salida superan las concentraciones halladas en el efluente de entrada, para todas las réplicas aquí analizadas (Tabla I).

Tabla I) Se presentan los valores de concentraciones de NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , NT, P reactivo soluble, PT, DBO_5 , DQO, coliformes totales, SST y MOS.

Compuesto	Réplica	Efluente de entrada (mg.l^{-1})	Efluente de salida (mg.l^{-1})
NH_4^+	1	55,93	46,28
	2		44,51
	3		44,82
NO_3^-	1	0,32	0,42
	2		0,64
	3		0,53
NO_2^-	1	4,49	0,01
	2		0,05
	3		0,03
NT	1	95,84	71,49
	2		113,23
	3		91,49
P reactivo soluble	1	5,16	3,04
	2		2,73
	3		2,51
PT	1	7,53	3,88
	2		3,71
	3		3,03

Ensayo	Réplica	Efluente de entrada (mg.l^{-1})	Efluente de salida (mg.l^{-1})
DBO_5	1	64	22
	2		26
	3		26
DQO	1	180	50
	2		50
	3		55
Coliformes totales	1	110	100
	2		90
	3		220
Sólidos suspendidos totales	1	78	23
	2		21
	3		19
Materia orgánica suspendida	1	67	23
	2		17
	3		14

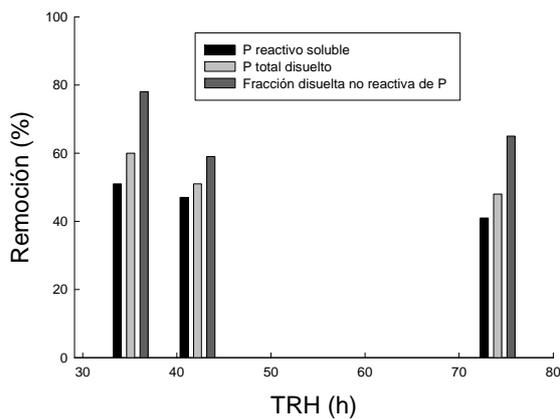


Fig. c) Porcentaje de remoción de P reactivo soluble, P total disuelto y fracción disuelta no reactiva de P.