

IMPLANTACIÓN Y EVOLUCIÓN DE UN HUMEDAL ARTIFICIAL DE FLUJO SUBSUPERFICIAL EN COGUA, CUNDINAMARCA, COLOMBIA

Jaime Andrés Lara Borrero*
Ismael Leonardo Vera Puerto**

Resumen: Los humedales artificiales de flujo subsuperficial son considerados una tecnología económica para tratar las aguas residuales urbanas y su potencial de aplicación al medio colombiano es muy interesante. En el presente artículo se presenta el funcionamiento en su etapa inicial de un humedal de este tipo, diseñado para servir a la Estación Experimental Javeriana en el municipio de Cogua, Cundinamarca, tratando las aguas residuales domésticas provenientes de las viviendas y las aulas. El trabajo hace una comparación entre los resultados obtenidos experimentalmente y los preestablecidos por los diferentes modelos de diseño. Se encuentra que el modelo de Reed *et al.* arroja el mejor ajuste a los resultados experimentales. Esta información servirá de base para la adaptación de esta tecnología en nuestro medio.

Palabras clave: humedales artificiales, nutrientes del agua residual, riego agrícola.

Abstract: The subsurface flow constructed wetlands are considered an economic technology to treat domestic wastewater. They represent an interesting potential of application to the Colombian conditions. This article presents the functioning of this particular type of wetlands, during its initial stages, based on the experience obtained from one designed for the "Estación Experimental Javeriana", located in Cogua, Cundinamarca. The designed wetland treats used water from houses and school facilities. The article presents a comparison between the results obtained experimentally and those pre-established by diverse design models. It is found that the Model from Reed *et al.* shows the best adjustment to the experimental results. This information will be the basis to the adaptation of this technology for the specific Colombian conditions.

Key words: constructed wetlands, wastewater nutrients, agricultural irrigation.

* Ingeniero Civil, Pontificia Universidad Javeriana, Master en Ingeniería y Gestión Ambiental, Universidad Politécnica de Cataluña, Doctor Ingeniero de Caminos Canales y Puertos, Universidad Politécnica de Madrid. Profesor Asistente, Departamento de Ingeniería Civil, Pontificia Universidad Javeriana. Correo electrónico: laraj@javeriana.edu.co.

** Ingeniero Civil, Universidad Francisco de Paula Santander.

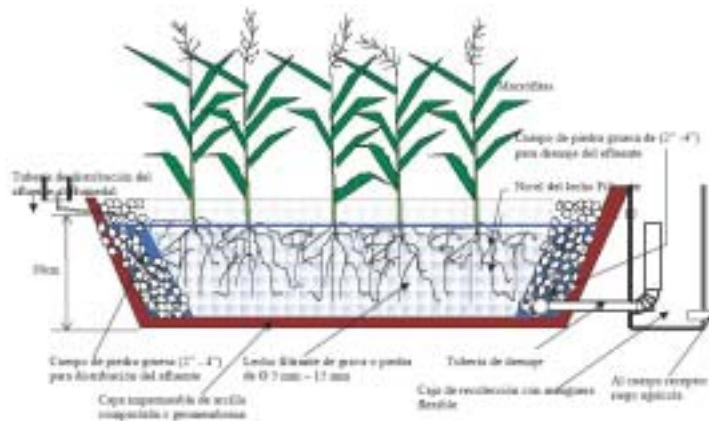
INTRODUCCIÓN

Los humedales artificiales son una tecnología para el tratamiento de aguas residuales que consisten en lechos poco profundos (normalmente menos de 1 m. de profundidad), pozos o canales que se han sembrado con plantas acuáticas, y que dependen de procesos naturales, tales como los biológicos, microbianos, físicos y químicos, para tratar el agua residual.

Dentro de los sistemas de humedales artificiales existen varios tipos: los humedales de flujo libre, los humedales de flujo vertical y los humedales de flujo subsuperficial. Dadas las características del lugar de emplazamiento, las metas a alcanzar con el tratamiento y, sobre todo, la cercanía de los usuarios al sistema, se decidió utilizar un humedal de flujo subsuperficial, que minimiza los problemas de malos olores y mosquitos que podrían surgir con un humedal de flujo libre.

Un humedal de flujo subsuperficial consiste en un pozo impermeable con un sustrato poroso de piedra o arena gruesa. El nivel de agua se diseña para permanecer por debajo del nivel del sustrato, como se puede observar en la Figura 1.

Figura 1. Esquema de un humedal de flujo subsuperficial.



Fuente: presentación de los autores.

Las macrófitas emergentes hacen que el sustrato mantenga los procesos microbianos, al transmitir oxígeno de las hojas a sus raíces, mientras que el resto del ambiente sumergido del humedal tiende a estar desprovisto de oxígeno. La disponibilidad limitada de oxígeno en los Sistemas de Flujo Subsuperficial (SFS) reduce la capacidad para la remoción de amoníaco vía nitrificación biológica. Si dicho proceso es necesario, se recomienda el uso de un humedal de flujo vertical.

1. MODELOS PARA DISEÑO DE HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO SUBSUPERFICIAL

No existe un criterio único para el diseño de un humedal de flujo subsuperficial; en la literatura especializada es posible encontrar variedad de métodos. Una de las hipótesis básicas, y en la que coinciden diferentes autores, es considerar los humedales como reactores biológicos, cuyo rendimiento se puede aproximar al descrito por la cinética de primer orden de flujo pistón. La tarea consiste en determinar las dimensiones del humedal y estimar las eficiencias de remoción de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), nitrógeno, fósforo, sólidos totales y coliformes fecales.

En el Cuadro 1 se presenta un resumen de las ecuaciones de cálculo para el modelo de Reed *et al.* y el modelo de Kadlec *et al.* Se seleccionaron estos modelos para ser presentados, ya que son los de más utilizados internacionalmente en la construcción de la mayoría de humedales.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

El humedal piloto fue construido durante el mes de agosto de 2004 y presenta como pretratamiento un tanque séptico prefabricado, de doble cámara, que permite la sedimentación y la eliminación de sólidos flotantes, actuando también como digestor anaerobio, sin mezclado ni calentamiento. El tanque séptico utilizado es de dos m³ de capacidad, su tiempo de retención es de 1,5 días aproximadamente y está diseñado para recibir mantenimiento cada dos años.

Durante el estudio se determinaron algunos parámetros utilizados para el diseño, como la temperatura ambiente y la temperatura del agua, que en promedio fueron de 13,7 °C y 16,15°C, respectivamente.

El humedal fue diseñado para cinco habitantes fijos y una población flotante promedio de 5,2 habitantes, que aportan un caudal promedio de 1,34 m³/d y una DBO₅ esperada a la entrada de 132 mg/l y una descarga prevista de 44 mg/l.

El diseño arrojó una celda de 2 m de ancho por 5,8 m de largo para un tiempo de retención hidráulica de 1,6 d, con una profundidad efectiva de 0,6 m.

El humedal se construyó excavando en suelo natural e impermeabilizando la fosa con geomembrana de polietileno de alta densidad de 0,5 mm. Para las zonas de entrada y salida se utilizó piedra picada de 4" y para el lecho del humedal grava de 0,5". Finalmente, se sembró el lecho con junco al tres bolillo con una separación de 30 cm. La Figura 2 muestra el humedal cuatro meses después de su construcción.

Se tomaron muestras de agua a la entrada y salida del sistema, que fueron analizadas en el Centro de Servicios de la Facultad de Ciencias de la Pontificia Universidad Javeriana.

Cuadro 1. Ecuaciones para el diseño de humedales artificiales de flujo subsuperficial.

Autó	Remoción de DRO	Remoción de Nitrógeno	Remoción de Fósforo	Remoción de sólidos totales
Reed et al.	$As = \frac{C_0}{K_T (y)(n)} \frac{C_0}{C_e}$	$As = \frac{Q L_n}{K_T (y)(n)} \frac{C_0}{C_e}$	$As = \frac{(b)(Q) L_n}{K_p} \frac{C_0}{C_e}$	$C_e = C_0(0,1085+0,0014*(CH))$
Kadlec et al.	$As = \frac{Q}{k} L_n \frac{C_0 - C^*}{C_e - C^*}$	$As = \frac{Q}{k} L_n \frac{C_0 - C^*}{C_e - C^*}$	$As = \frac{(b)(Q) \cdot L_n}{K_p} \frac{C_0}{C_e}$	No tiene modelo propuesto

Definición de variables:

- C_e: Concentración de DBO, N, P y SST en el efluente (mg/l)
- C_o: Concentración de DBO, N, P y SST en el afluente (mg/l)
- C*: Concentración de fondo (g/m³) (9,8 mg/l)
- As: Área superficial del humedal (m²)
- K_T: K₂₀(1,06)^(T-20) (Para remoción de DBO)
- T = Temperatura (°C)
- K₂₀: 1,104 d⁻¹
- K_T: K_{NH} (1,048)^(T-20) (Para remoción de Nitrógeno)
- K_{NH} = 0,01854 + 0,3922(rz)^{2,6077}
- rz: Porcentaje de la profundidad del lecho del humedal SF ocupado por zona de raíces (decimal de 0 a 1).
- K_p: Constante de primer orden (2,74 cm/d)
- b: Factor de conversión 100 cm/m
- n: Porosidad promedio del sistema. 0,65 a 0,75 (valores menores para vegetación densa y madura)
- y: Profundidad promedio del sistema (m)
- CH: Carga Hidráulica (cm/d)
- Q: Caudal (m³/d)
- k: Constante de primer orden (m/d), (m/año) (180 m/año)

Figura 2. Humedal después de cuatro meses de construido.



Fuente: presentación de los autores.

3. ANÁLISIS DE RESULTADOS

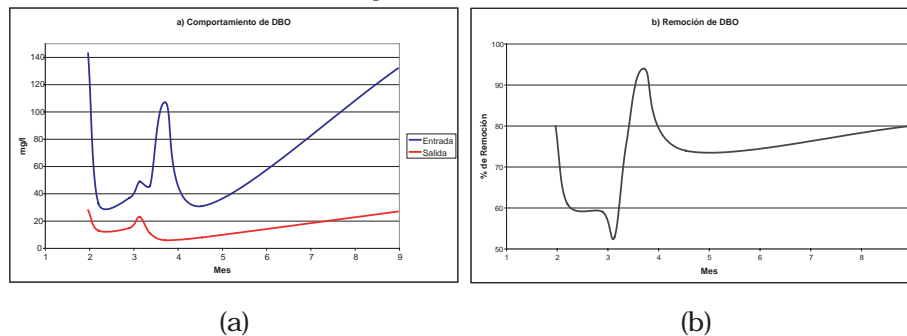
3.1 MONITOREO

Para el estudio de este sistema piloto, se realizaron muestreos durante los meses de septiembre a noviembre de 2004, con una muestra de control en marzo de 2005. Los resultados obtenidos para cada uno de los parámetros de estudio se presentan a continuación.

3.1.1. DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO.

En la Figura 3 se puede observar el comportamiento de la DBO_5 en el sistema; en la mayoría de las muestras se obtienen valores inferiores a los 20 mg/l, que se pueden considerar como estándar internacional de descarga de un sistema de tratamiento de aguas residuales.

Figura 3. Comportamiento de DBO_5 y rendimientos.



Fuente: presentación de los autores.

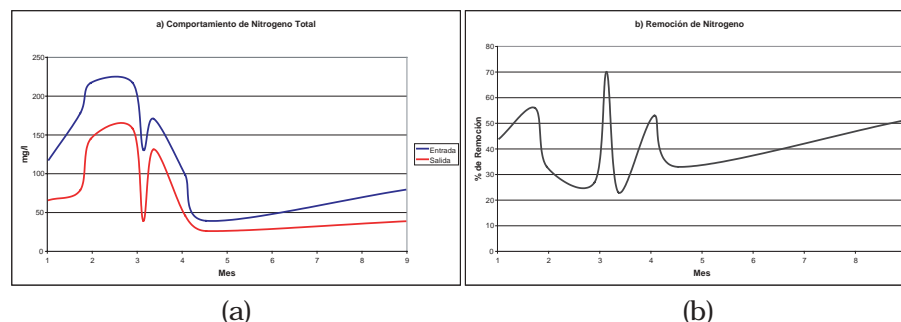
En lo relacionado con las eficiencias, en la Figura 3(b) se pueden observar los resultados para cada una de las muestras. La remoción promedio del sistema es del 66%, que podría considerarse como baja comparada con los rendimientos reportados en la literatura especializada, pero que, de acuerdo con las bajas cargas entrantes y las aceptables concentraciones a la salida, se consideraría satisfactoria, sobre todo si se tiene en cuenta que el humedal se encuentra en etapa de aclimatación y por tanto se espera que estos valores se consoliden con el tiempo una vez las raíces hayan colonizado todo el sustrato y las plantas se adapten a sus nuevas condiciones de hábitat. En la muestra control tomada tras cinco meses de operación se obtuvo una eficiencia del 80%, valor para el que fue diseñado el sistema, lo que sugiere que el humedal comienza a estabilizarse.

3.1.2. NITRÓGENO TOTAL

En la Figura 4 se puede observar el comportamiento de las muestras correspondientes al nitrógeno total, donde se aprecia que el humedal no absorbe los picos de contaminación. Los rendimientos obtenidos se encuentran dentro de lo reportado por la literatura especializada (30 a 70%), con un valor promedio de 43%, considerado como satisfactorio, si se tiene en cuenta las condiciones climatológicas de la zona, y sobre todo que el humedal no fue diseñado para remover nitrógeno. Los datos obtenidos sugieren que, de haber sido así (mayor área superficial requerida), la eliminación de nitrógeno pudiera llegar a valores cercanos al 70%, más aún si se recirculara el efluente al tanque séptico, para complementar el proceso de nitrificación que se da en el humedal con el de desnitrificación que ocurre en ese ambiente anóxico. Se debe aclarar que el humedal se diseñó para DBO_5 y no para nitrógeno, porque en cuanto a vertidos la legislación colombiana no exige eliminación de nutrientes. [Decreto 1594, 1984]

Se puede observar que la mayoría de las muestras se encuentra entre el 30 y el 50%. Tal vez, lo más interesante para resaltar es que las muestras correspondientes a los picos bajos de eficiencia, presentan resultados consistentes en cuanto a mg/l eliminados, por lo que sería más correcto referirse a la capacidad de remoción de nitrógeno, en términos de mg/l y no en términos de porcentaje de eficiencia. También se destacan las altas concentraciones de entrada presentes, que probablemente proceden del nitrógeno acumulado en el tanque séptico, y que, a pesar de ello, el sistema está retirando del agua, a una tasa promedio de 57 mg/l. La muestra de control indica que la anterior situación comienza a normalizarse, reduciéndose las concentraciones de entrada, tendencia que debe mantenerse hasta llegar a valores por debajo de los 50 mg/l.

Figura 4. Comportamiento de nitrógeno total y rendimientos.

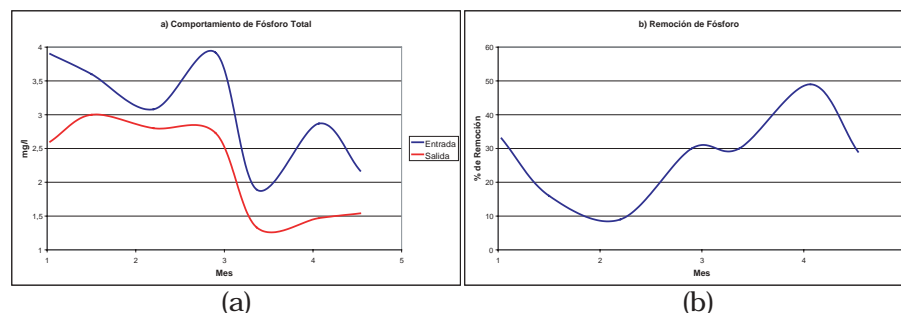


Fuente: los autores.

3.1.3. FÓSFORO TOTAL.

El fósforo total presentó el comportamiento mostrado en la Figura 5a todo lo largo del estudio. Lo primero que se observa es que, a pesar de ser un afluente eminentemente doméstico, para el cual, según la literatura especializada, se esperarían concentraciones de fósforo de alrededor de 10 mg/l, el sistema en estudio no supera los 4 mg/l. Los resultados obtenidos son entonces coherentes con lo esperado y se puede decir que el sistema presenta una buena remoción, dado que está diseñado para eliminar DBO_5 . La eficiencia encontrada ronda el 28% y no se espera que este valor aumente; por el contrario, puede verse disminuido, debido a que el principal agente que actúa en el proceso es la grava y se satura rápidamente. Según la literatura especializada los humedales no son un buen sistema de eliminación de fósforo; este humedal no se diseñó con ese fin.

Figura 5. Comportamiento de fósforo y remoción.



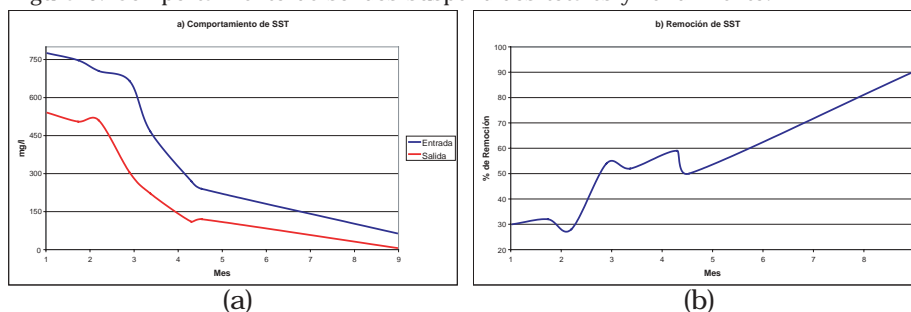
Fuente: presentación de los autores.

3.1.4. SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES.

La Figura 6 presenta el comportamiento de los sólidos suspendidos totales. La Figura 6(a) permite observar que la concentración de entrada de sólidos fue disminuyendo con el tiempo; esto se debe a que el

tanque séptico que actúa como pretratamiento, sufrió perturbaciones durante el periodo de construcción, por lo que es probable que se resuspendiera material que finalmente fue depositado en el humedal, situación que se normalizó con el tiempo.

Figura 6. Comportamiento de sólidos suspendidos totales y rendimiento.



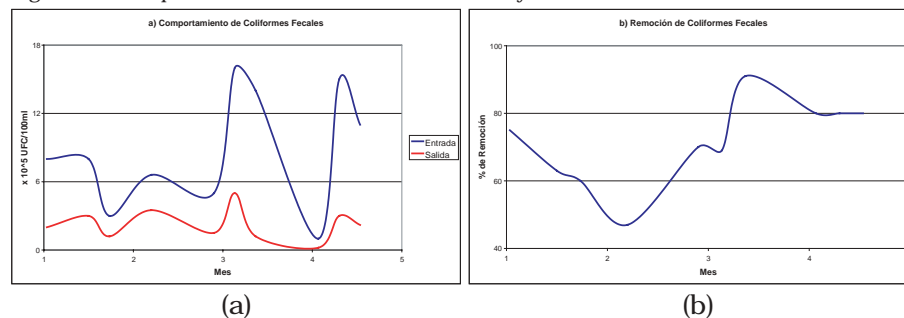
Fuente: presentación de los autores.

La remoción promedio del humedal es del 44%, valor considerado bajo de acuerdo con la literatura especializada, que reporta eficiencias entre el 60 y el 90%. No obstante, se puede observar cómo el rendimiento aumenta a partir de la mitad del tercer mes, con tendencia a situarse en los valores esperados. También, se debe tener en cuenta que al estar el humedal en fase de adaptación, es de esperar que la tendencia que se aprecia en la Figura 6(b) se mantenga mientras las raíces colonizan todo el lecho, dado que muchos sólidos se ven retenidos por éstas. Esta observación se ratifica por el resultado de la muestra de control, en la que se obtuvo una eficiencia del 90%.

3.1.5. COLIFORMES FECALES

El comportamiento de este parámetro se presenta en la Figura 7. En general, se puede observar que el humedal tiene un buen comportamiento en la eliminación de contaminación fecal, con una salida promedio de $2,2 \times 10^5$ UFC/100 ml, correspondiente a una eficiencia de aproximadamente 69%. No obstante la literatura especializada reporta que estos sistemas alcanzan por lo general eficiencias del 90%. Como se observa en la Figura 7(b), los rendimientos aumentan a partir del tercer mes; esto podría indicar que el sistema necesita estabilizarse para alcanzar valores altos de remoción como ocurrió a partir del cuarto mes. Se espera que, con la colonización del lecho por parte de las raíces, estos valores aumenten, dado que la literatura especializada reporta secreción de antibióticos por parte de las raíces, aunque se trata de un tema todavía en estudio. Debido a errores en la determinación de este parámetro por parte del laboratorio, no se cuenta con una muestra de control.

Figura 7. Comportamiento de coliformes fecales y rendimientos.



Fuente: presentación de los autores.

3.2. AJUSTE A LOS MODELOS TEÓRICOS

Después de estudiar los resultados experimentales obtenidos en el humedal se analizaron las eficiencias teóricas que se alcanzarían con los diferentes modelos de diseño, en las condiciones de operación y así compararlos con los datos reales obtenidos en la experimentación para de esta manera determinar el modelo que más se ajusta a las condiciones locales de la localidad de ubicación del humedal.

3.2.1 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO.

Se tomaron como constantes de primer orden para los modelos de Reed y Kadlec los valores de $0,69 \text{ d}^{-1}$ y $0,49 \text{ m/d}$, respectivamente y como concentración de fondo para el modelo de Kadlec $C^* = 6 \text{ mg/l}$.

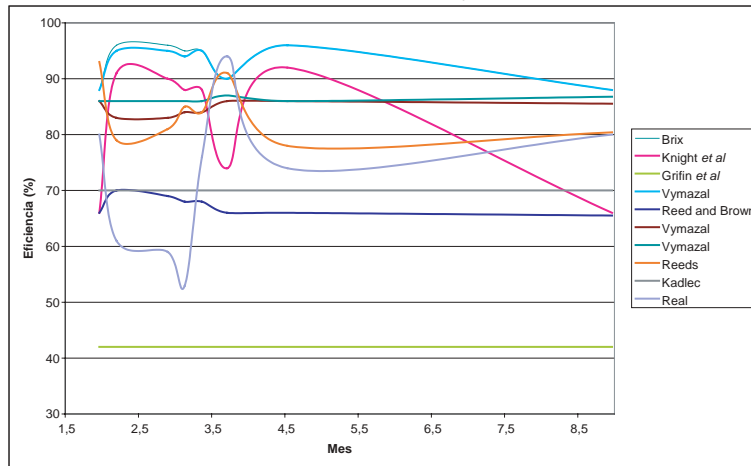
Además de los modelos antes presentados, se tuvieron en cuenta ecuaciones de regresión expuestas por diversos autores, las cuales se presentan en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Modelos de eficiencia.

Modelo	Autores	Ecuación	Rango entrada	Rango Salida
1	Brix	$C_{out}=(0,11 \cdot C_{in})+1,87$	$1 < C_{in} < 330$	$1 < C_{out} < 550$
2	Knight <i>et al.</i>	$C_{out}=(0,33 \cdot C_{in})+1,4$	$1 < C_{in} < 57$	$1 < C_{out} < 36$
3	Griffin <i>et al.</i>	$C_{out}=502,20 \cdot \exp(-0,111 \cdot T)$	$10 < T < 30$	
4	Vymazal	$C_{out}=(0,999 \cdot C_{in})+3,24$	$5,8 < C_{in} < 328$	$1,3 < C_{out} < 51$
5	Reed and Brown	$L_{removed}=(0,653 \cdot L_{in})+0,292$	$4 < L_{in} < 145$	$4 < L_{removed} < 88$
6	Vymazal	$L_{out}=(0,145 \cdot L_{in})+0,06$	$6 < L_{in} < 76$	$0,3 < L_{out} < 11$
7	Vymazal	$L_{out}=(0,653 \cdot L_{in})+0,292$	$2,6 < L_{in} < 99,6$	$0,32 < L_{out} < 21,7$

Fuente: adaptado parcialmente por los autores de [Rousseau *et al.*, 2004].

En la Figura 8 se presenta una comparación gráfica entre los datos experimentales y los predichos por cada uno de los modelos y regresiones para este parámetro.

Figura 8. Ajuste de los diferentes modelos de DBO_5 .

Fuente: presentación de los autores.

Mediante la suma de cuadrados de las diferencias que se presentan en el Cuadro 3, se observa que la curva que más se aproxima a los datos experimentales es la correspondiente al modelo de Kadlec, seguida por la regresión de Reed y Brown y por el modelo de Reeds.

Cuadro 3. Suma de cuadrados de las diferencias

Modelo	Suma de cuadrados de las diferencias de todas las muestras	Suma de cuadrados de las diferencias de las muestras 6 a 8.
Brix	5347	564
Knight <i>et al.</i>	4346	920
Griffin <i>et al.</i>	8543	5172
Vymazal	5122	564
Reed and Brown	1724	1058
Vymazal	2360	239
Vymazal	2818	239
Reeds	2090	25
Kadlec	1319	692

Fuente: cálculos de los autores.

En el Cuadro 3 se puede observar también cómo, si se tienen en cuenta sólo las últimas muestras, el modelo de Reed, mejora sustancialmente su ajuste, seguido en este caso de las dos últimas regresiones de Vymazal.

3.2.2. NITRÓGENO TOTAL

Según el modelo de Reed, la constante de nitrificación a 20°C, se calcula de acuerdo con la siguiente ecuación [Reed *et al.*, 1998]:

$$K_{NH} = 0,01854 + 0,3922 (rz)^{2,6077} \quad (1)$$

Donde:

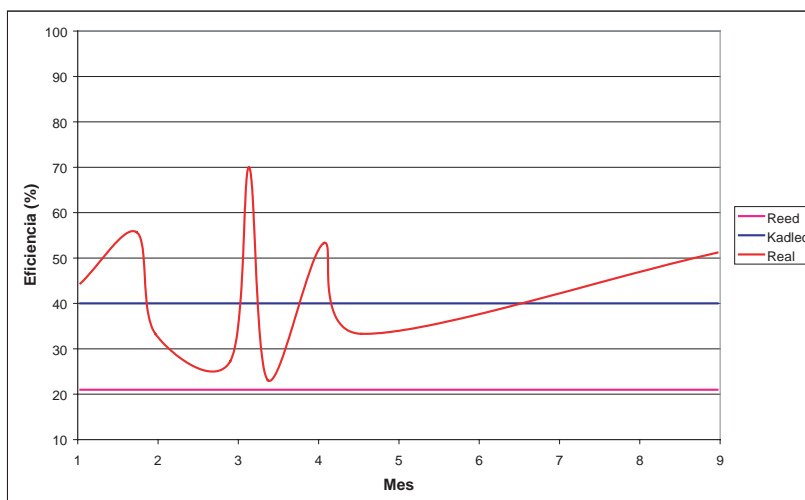
rz: porcentaje de la profundidad del lecho del humedal ocupado por la zona de raíces (entre 0 y 1).

Si se considera que el humedal se encuentra en fase de estabilización, se puede suponer un valor de rz de 0,75, para el cual la constante es $0,2037d^{-1}$.

Para el modelo de Kadlec son necesarios los valores de la concentración de fondo y de la constante de degradación K_{TN} , para los que se tomaron valores de 1,4 mg/l y 27 m/año, respectivamente [Kadlec, Knight, 1996].

El modelo que más se ajusta a los datos experimentales es el de Kadlec, según el análisis realizado mediante la suma de los cuadrados de las diferencias. Es importante ver que el modelo de Reed no se ajusta a lo observado, lo que sugiere que la constante K_{NH} propuesta por este autor no es aplicable en las condiciones locales del estudio; adaptar el modelo a estas circunstancias locales estaba fuera del alcance del estudio. No obstante, se observa que las eficiencias obtenidas son superiores a las que predice el modelo de Kadlec, por lo que este también necesitaría un ajuste de las constantes sugeridas. Se espera que las eficiencias de remoción de nitrógeno se mantengan alrededor del 40% y sin aumentar, debido a que, en las recomendaciones de operación, se recomendó no podar las plantas, porque los costos de dicha operación no se ven compensados por un aumento significativo del rendimiento. La Figura 9 presenta el ajuste de los modelos de nitrógeno utilizados.

Figura 9. Ajuste de los modelos de nitrógeno.

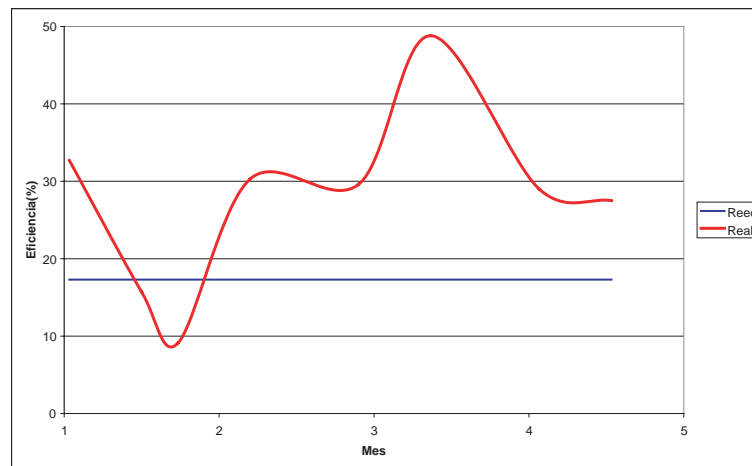


Fuente: presentación de los autores.

3.2.3. FÓSFORO TOTAL

Para los modelos de fósforo de Reed y Kadlec se adoptaron valores de la constante de reacción K_p de 2,74 cm/d. Aunque los resultados son bastante variables, se consideran satisfactorios y con un grado de ajuste aceptable. Una vez el humedal se estabilice, deben tomarse más muestras para analizar nuevamente el ajuste. De esta forma se podrán plantear estudios posteriores tendientes a evaluar la constante K_p para las condiciones de la región, en la misma línea de lo sugerido para el nitrógeno. La Figura 10 presenta el ajuste de los modelos de nitrógeno.

Figura 10. Ajuste de los modelos de fósforo.



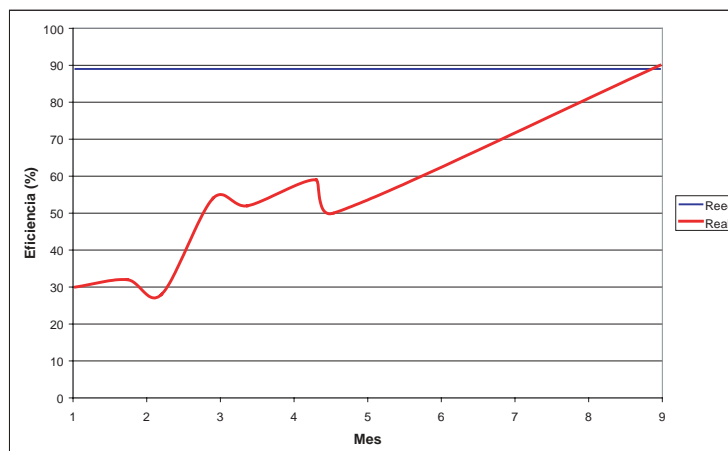
Fuente: presentación de los autores.

3.2.4. SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES

En la Figura 11 se presentan los resultados obtenidos en campo y las eficiencias preestablecidas por la regresión propuesta por Reed [1998]. Se debe tener en cuenta que el mismo autor presenta dicha regresión no como un método de diseño, sino como una ecuación que pretende dar un orden de magnitud de las remociones esperadas.

En la gráfica se observa cómo las eficiencias preestablecidas están en la mayoría de las muestras por encima de las que obtiene realmente el sistema, aunque éste tiene una tendencia creciente, que iguala lo esperado en la última muestra, por lo que se espera que este comportamiento continúe estabilizándose alrededor del 90%.

Figura 11. Ajuste de los modelos de sólidos suspendidos totales.



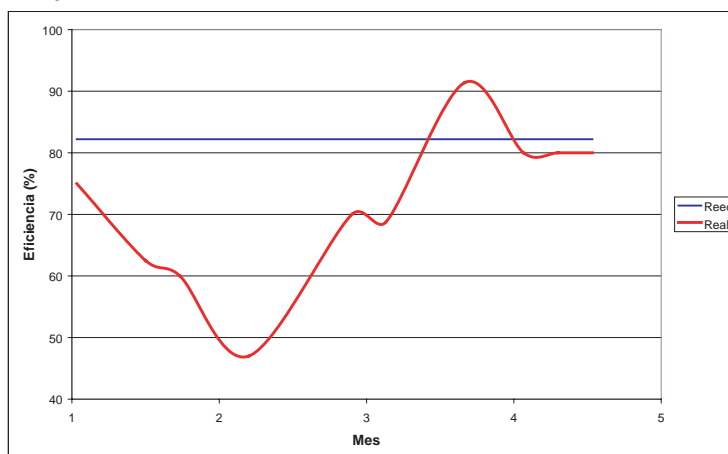
Fuente: presentación de los autores.

3.2.5. COLIFORMES FECALES

Se utilizó una constante de reacción de 0,3 m/d para la ecuación propuesta por Kadlec [Kadlec, Knight, 1996].

En la Figura 12 se puede observar que, en las primeras etapas del humedal, el ajuste es bastante deficiente, pero se presentan valores más cercanos a los preestablecidos por el modelo a partir de la semana 13, y valores más estables y próximos a partir del cuarto mes, por lo que se podría considerar un buen modelo para predecir la remoción de coliformes en la región de estudio; no obstante, en estudios posteriores tendientes a determinar las constantes de reacción de los demás contaminantes valdría la pena incluir la constante de coliformes para ajustar aún mejor el modelo.

Figura 12. Ajuste de los modelos de coliformes fecales.



Fuente: presentación de los autores.

4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.

La eficiencia en cuanto a remoción de DBO_5 es satisfactoria en términos de concentración, a pesar de que los rendimientos porcentuales están por debajo de los esperados, a causa de la baja carga del efluente. La remoción de los indicadores de contaminación fecal es buena, (alrededor del 80%), aunque se busca que, en poco tiempo, esos valores sean aún mayores.

A pesar de que el humedal no está diseñado para remover nitrógeno ni fósforo, los resultados obtenidos son satisfactorios para estos parámetros, aunque es posible que no se mantengan a largo plazo por la saturación del sustrato y la decisión de no podar las plantas. La remoción de sólidos totales es inferior a la esperada, aunque en el último muestreo se obtuvieron resultados esperanzadores.

Se recomienda que en posteriores estudios las muestras de agua no se tomen de manera puntual, como se realizó en esta ocasión, sino que se realicen de forma compuesta o integrada.

El modelo de remoción de DBO_5 de mejor ajuste es el Kadlec *et al.* Se recomienda continuar con el monitoreo del sistema, para comprobar que las tendencias actuales se mantienen y, de esta forma, establecer el potencial del sistema.

Finalmente, se puede concluir que los resultados obtenidos en la planta piloto de humedal artificial localizada en la Estación Experimental Javeriana, demuestran la viabilidad de la utilización de esta tecnología para el tratamiento de aguas residuales de origen doméstico en las condiciones de la Sabana de Bogotá, lo que sugiere también la necesidad de posteriores investigaciones tendientes a establecer las constantes y variables de diseño locales.

REFERENCIAS

- Arroyave, A. F. *Remoción de Contaminantes de Aguas Residuales con Humedales Artificiales de Flujo Subsuperficial*. Bogotá: Universidad de los Andes, 1997, 12 p.
- Barret, E. *et al.* Microbial indicator removal in onsite constructed wetlands for wastewater treatment in the southern U.S. En: *Wat. Sci. Tech.*, 44(11-12), 2001, 177-182.
- Brix, H. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants-the root zone method. En: *Wat. Sci. Tech.*, 30(19), 1987, 107-118.
- _____. How "Green" are Aquaculture, constructed Wetlands and Conventional Wastewater Treatment Systems?. En: *Wat. Sci. Tech.*, 40(3), 1999, 45-50.
- Brix, H., Del Bubba, M. Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface for constructed wetlands. En: *Wat. Sci. Tech.*, 44 (11-12), 2001, 47-54.

- Brix, H., Schierup, H.H. The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. En: *Ambio*, 18, 1989, 100-107.
- Colombia. Decreto 1594 de 1984.
- Cooper, P. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. En: *Wat. Sci. Tech.*, 40(3), 1999, 1-9.
- Dahab, M., Surampalli, R. Performance modeling of subsurface-flow constructed wetlands systems. En: *Wat. Sci. Tech.*, 44(11-12), 2001, 231-235.
- . R. Subsurface-flow constructed wetlands treatment in the plains: five years of experience. En: *Wat. Sci. Tech.*, 44(11-12), 2001, 375-380.
- Economopoulou, M. A., Tsihrintzis, A., Vassilios, A. Design methodology and area sensitivity analysis of horizontal subsurface flow constructed wetlands. En: *Water Resources Management*, 17, 2003, 147-172.
- García, J. Ruiz, A., Junqueras, X. *Depuración de aguas residuales urbanas mediante humedales construidos*. En: *Tecnología del Agua*, 165, junio de 1997, 58-65.
- Gopal, B. Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potential and problems. En: *Wat. Sci. Tech.*, 40(3), 1999, 27-35.
- Hammer, D.A. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Boca Raton: Lewis, 1989.
- Hill, B.H. Uptake and release of nutrients by aquatic macrophytes. En: *Aquatic Botany*, 7, 1979, 87-93.
- Kadlec, R.H., Knight, R.L. *Treatment Wetlands*. Boca Raton: Lewis, 1996.
- Kadlec, R.H. Chemical, physical and biological cycles in treatment wetlands. En: *Wat. Sci. Tech.*, 40(3), 1999, 37-44.
- Kallner, S., Wittgren, H. Modeling nitrogen transformations in surface flow wastewater treatment wetlands in Sweden. En: *Wat. Sci. Tech.*, 44(11-12), 2001, 237-244.
- Khatiwada, N. R., Polprasert, C. Kinetics of fecal coliform removal in constructed wetlands. En: *Wat. Sci. Tech.*, 40(3), 1999, 109-116.
- . Assessment of effective specific surface area for free water surface constructed wetlands. En: *Wat. Sci. Tech.*, 40(3), 1999, 83-89.
- Lara, J. A. *Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales*. Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona, 1999.
- Leonard, K., Swanson, G. Comparison of operational design criteria for subsurface for constructed wetlands for wastewater treatment. En: *Wat. Sci. Tech.*, 44(11-12), 2001, 301-307.

- Martín, I., Fernández, J. Nutrient dynamics and growth of a cattail crop (*Typha latifolia*) developed in an effluent with high eutrophic potential-application to wastewater purification systems. En: *Bioresource Technology*, 42, 1992, 7-12.
- Metcalf & Eddy Inc.. *Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización*. Volumen 1 y 2. Tercera Edición. Madrid: McGraw-Hill, 1996.
- Monje, L. E. Caso Colombiano. En: *Actas del Seminario Internacional de tratamiento de aguas residuales a través de humedales naturales y artificiales y lagunas de estabilización*. Bogotá: Corporación Autónoma Regional (CAR), 1999.
- Natural Resources Conservation Service and the US Environmental Protection Agency (USDA). *A Handbook of Constructed Wetlands*. Washington, D.C., 1995.
- Philippi, L., Da Costa, R., Serezino, P. Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. En: *Wat. Sci. Tech.*, 40(3), 1999, 125-131.
- Platzer, C. Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. En: *Wat. Sci. Tech.*, 40(3), 1999, 257-263.
- Radoux, M., Kemp, D. Approche ecologique et expérimentale des potentialités épuratrices de quelques hélrophytes: *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Carex acuta*. En: *Trib. Cebedau*, 35, 1982, 325-340.
- Reed, S.C., Crites, R.W., Middlebrooks, E.J. *Natural Systems for Waste Management and Treatment*. Second Edition. New York: McGraw-Hill, 1995.
- Rousseau, D., Vanrolleghem, P., De Pauw, N. Model - based design of horizontal subsurface flow constructed wetlands: a review. En: *Water Resources Management*, 38, 2004, 1484-1493.
- Rustige, I., Honer, G. Investigation on phosphorus retention in subsurface constructed wetlands. En: *Wat. Sci. Tech.*, 48 (5), 2003, 67-74.
- Seoáñez, M. *Aguas residuales: tratamiento por humedales artificiales, fundamentos científicos, tecnologías, diseño*. Madrid; Barcelona: Mundi- Prensa, 1999.
- Shrestha, R., Haberl, R., Laber, J. Constructed wetland technology transfer to Nepal. En: *Wat. Sci. Tech.*, 43(11), 2001, 345-350.
- Sim, Ch. H. *The use of constructed wetlands for wastewater treatment*. Malaysia: Wetlands International, 2003.
- Tanner, C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. En: *Wat. Sci. Tech.*, 44 (11-12), 2001, 9-17.

- U.S. Environmental Protection Agency (EPA). *Design Manual Constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment*, EPA, 1988.
- _____. *Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*. EPA/625/R-99/010. September 2000.
- _____. *Wastewater Technology Fact Sheet Wetlands: Subsurface Flow*. EPA 832-F-00-023, Washington, D.C., September 2000.
- Varón, M.R., Ginneken, M.V., Madera, C.A., Humedales de flujo subsuperficial: una alternativa natural para el tratamiento de aguas residuales domésticas en zonas tropicales. *En: Ingeniería y Competitividad*, Volumen 5, número 1, 2003, 28-35.
- Vymazal, J. Distribution of Mn, Al, Cu and Zn in a constructed Wetland receiving Municipal Sewage. *En: Wat. Sci. Tech.*, 48(5), 2003, 299-305.
- Vymazal, J., Balcarová, J., Dousuvá, H. Bacterial dynamics in the sub-surface constructed wetlands. *En: Wat. Sci. Tech.*, 44 (11-12), 2001, 207- 209.
- Wetzel, R. Fundamental processes within natural and constructed wetland ecosystems: short-term versus long-term. *En: Wat. Sci. Tech.*, 44 (11-12), 2001, 1-8.
- Williams, J. B. *et al.* Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Colombia. *En: Wat. Sci. Tech.*, 40 (3), 1999, 217-223.