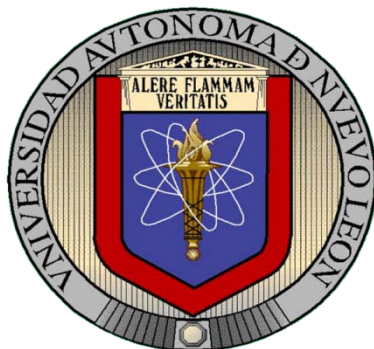


UNIVERSIDAD AUTONOMA DE NUEVO LEON
FACULTAD DE AGRONOMIA
SUBDIRECCIÓN DE ESTUDIOS DE POSTGRADO E INVESTIGACION



**REMOCIÓN DE CONTAMINANTES ESPECÍFICOS EN ECOSISTEMAS
CONSTRUIDOS**

Por

LUIS SAMANIEGO MORENO

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS AGRICOLAS
CON ESPECIALIDAD EN AGUA-SUELO**

ESCOBEDO, N.L. MEXICO

Abril, 2011

UNIVERSIDAD AUTONOMA DE NUEVO LEON
FACULTAD DE AGRONOMIA
SUBDIRECCIÓN DE ESTUDIOS DE POSTGRADO E INVESTIGACION



**REMOCIÓN DE CONTAMINANTES ESPECÍFICOS EN ECOSISTEMAS
CONSTRUIDOS**

Por

LUIS SAMANIEGO MORENO

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS AGRICOLAS
CON ESPECIALIDAD EN AGUA-SUELO**

ESCOBEDO, N.L. MEXICO

Abril, 2011

**REMOCIÓN DE CONTAMINANTES ESPECÍFICOS EN ECOSISTEMAS
CONSTRUIDOS**

Aprobación de la Tesis:

Ph.D. Juan Antonio Vidales Contreras
Asesor Principal

Dr. Humberto Rodríguez Fuentes
Asesor

Dr. Ernesto A. Sánchez Alejo
Asesor

Ph.D. Rigoberto Vázquez Alvarado
Asesor

Ph.D. Emilio Olivares Sáenz
Asesor

Ph.D. Pablo Gortáez Moroyoqui
Asesor externo

Ph.D. Francisco Zavala García
Subdirector de Estudios de
Postgrado e Investigación

“LO QUE SABEMOS ES UNA GOTA DE AGUA;

LO QUE IGNORAMOS

ES EL OCEANO”

**Isaac Newton
(1642 – 1727)**

DEDICATORIA

A mi Esposa, Cristina Elizabeth

Por tu fortaleza, por todo el apoyo incondicional que siempre he recibido, por tu amor, tu paciencia y por ayudarme tanto en esta etapa de mi vida... Gracias.

A mis Mágicas Princesas, Cielo Marisol y María Fernanda

Por ser la alegría de mi vida y el motor para seguir adelante. Disculpen el tiempo que deje de dedicarles. Las Amo.

A Mis Padres, Elías (†) y Esperanza

Por todo su amor, cariño, paciencia y consejos. Gracias por educarme para ser un hombre de bien y siempre velar por mi bienestar.

A mi Hermano Carlos y su Familia

Por su amor y apoyo que siempre nos han brindado a mí y mi familia.

A la memoria de mi Abuelo, Ernesto (†), en recuerdo de todos sus consejos y enseñanzas.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, por permitirme lograr una superación más en mi vida.

A la Facultad de Agronomía de la Universidad Autónoma de Nuevo León, por recibirme en su Postgrado.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por el apoyo para la realización de mis estudios de doctorado.

Al Ph.D. Juan Antonio Vidales Contreras, por compartirme su amistad, consejos y conocimientos para llegar a buen término con mis estudios.

Al M.C. Rodolfo A. García Zambrano e Ing. Eric Martínez Mendoza, por todo el apoyo y ayuda que siempre he recibido, pero más que todo por su amistad.

A mis asesores, Dr. Humberto Rodríguez Fuentes, Dr. Ernesto A. Sánchez Alejo Ph.D. Rigoberto Vázquez Alvarado, Ph.D. Emilio Olivares Sáenz y Ph.D. Pablo Gortáez Moroyoqui, por todos sus consejos, su tiempo y paciencia, a todos ellos... Gracias.

A mis compañeros y excelentes amigos del Postgrado: Dr. Fidel Blanco Macías, Dr. Pedro Almaguer Sierra, Ing. Ramiro Rodríguez, Ing. José Manuel Florentino Hernández, Ing. Asminda Duran Hernández, M.C. Francisco Javier Piñera, por su apoyo y amistad. Muchas gracias.

Al Dr. Javier de Jesús Cortés Bracho por su amistad y consejos... Muchas gracias.

INDICE DE CONTENIDO

INDICE DE CUADROS	ix
INDICE DE FIGURAS	x
NOMENCLATURA	xi
1. INTRODUCCIÓN	1
2. PANTANOS CONSTRUIDOS	5
2.1. Tipos	6
2.1.1 Superficial	6
2.1.2 Subsuperficial	8
2.1.3 Plantas Acuáticas Flotantes	10
2.2. Diseño	11
2.2.1 Reglas de Diseño	11
2.2.2 Ecuaciones de Regresión	12
2.2.3 Modelos de Primer Orden	15
2.2.4 Modelos Mecanicistas y Compartamentales	15
2.3. Construcción	16
2.4. Funcionamiento	24
2.4.1 Abiótico	24
2.4.2 Biótica	25
2.5. Evaluación	27
2.5.1 Hidrodinámica	28
2.5.2 Remoción	31
2.6. Mantenimiento	32
2.7. Definición del Problema	37
3. ESTE ESTUDIO	38
3.1. Resumen	38
4. LITERATURA CITADA	40
5. ANEXO A.	44
Hidrodinámica y Eficiencia de Tratamiento en un Pantano Construido de Flujo Subsuperficial.	45
Introducción	45
Objetivos	47
Materiales y Métodos	48
Resultados y Discusión	54
Conclusiones	63
Resumen	65
Abstract	66
Referencias del Anexo A	66

6. ANEXO B.	69
Sobrevivencia de Bacteriófagos en una Presa Recreativa del Noreste de México.	70
Introducción	70
Objetivos	73
Materiales y Métodos	73
Resultados y Discusión	77
Conclusiones	84
Resumen	85
Abstract	86
Referencias del Anexo B	87

INDICE DE CUADROS

CUADRO		Página
1	Reglas de diseño para pantanos de flujo sub y superficial.	13
2	Ecuaciones de regresión para pantanos construidos de flujo horizontal subsuperficial.	14
3	Principales mecanismos de remoción de contaminantes.	27
4	Costos de construcción, operación y mantenimiento para pantanos construidos.	33

INDICE DE FIGURAS

FIGURA		Página
1	Pantanos construidos de flujo superficial (PCFS).	8
2	Pantanos construidos de flujo subsuperficial (PCFSS).	9
3	Sistema de plantas acuáticas flotantes (SPAF).	11
4	Condiciones iniciales del sitio.	18
5	Desmonte y preparación del sitio.	18
6	Levantamiento altimétrico.	19
7	Marcado en terreno para excavación.	19
8	Excavación de pantanos construidos.	20
9	Nivelación del piso de los pantanos construidos.	20
10	Impermeabilización con geomembrana de los pantanos.	21
11	Cribado de sustrato para pantano de flujo subsuperficial.	21
12	Proceso de rellenado de pantano de flujo subsuperficial.	22
13	Colocación de sustrato en pantano de flujo superficial.	22
14	Instalaciones hidráulicas para controlar el nivel del agua en los pantanos.	23
15	Sembrado con <i>Typha</i> en los pantanos de flujo superficial (izquierda) y subsuperficial (derecha).	24
16	Concentración de un trazador en el efluente de un reactor.	30
17	Concentraciones típicas de entrada y salida en pantanos construidos.	31
18	Acumulación de biocapa en estructuras de entrada de agua al pantano.	33
19	Larvas de zancudo (<i>Culicidae</i>) en pantanos de flujo superficial.	35
20	Gusano (<i>Simyra henrici</i>), con aparición anual en los pantanos.	35
21	Arañas predominantes en los pantanos.	36

NOMENCLATURA

AST	Agar de Soya Trypticaseina
CE	Conductividad Eléctrica
CF	Coliformes Fecales
CN	Colifagos Nativos
CPO	Cinética de Primer Orden
CST	Caldo de Soya Trypticaseina
CT	Coliformes Totales
CW	Constructed Wetlands
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
ECD	Ecuación Convección Dispersión
FCM	Flujo Completamente Mezclado
FP	Flujo Pistón
FS	Flujo Superficial
FSS	Flujo Subsuperficial
FTC	Función Tiempo-Concentración
HA	Humedales Artificiales
Ø	Diámetro
PC	Pantanos Construidos
pH	Potencial de Hidrógeno
PVC	Policloruro de Vinilo
Q	Gasto
SST	Sólidos Suspendidos Totales
TDRH	Tiempo de Residencia Hidráulico
TES	Tanques en Serie
Turb	Turbidez

INTRODUCCIÓN

Anualmente México recibe 1,488 miles de millones de metros cúbicos de agua en forma de precipitación. De esta cantidad, el 72.5% se evapotranspira, 25.4% escurre por los ríos o arroyos y el 2.1% restante se infiltra al subsuelo y recarga los acuíferos. Por lo que la disponibilidad media es de $4.58 \times 10^8 \text{ m}^3$ de agua dulce renovable. Además del agua dulce renovable el país cuenta con reservas de agua almacenada en acuíferos, y en lagos naturales y artificiales del país; sin embargo, esta agua no se considera en los cálculos de disponibilidad natural media, ya que no es renovable, debido a que los tiempos de renovación son excepcionalmente largos. La disponibilidad natural media per cápita, que resulta de dividir el valor nacional entre el número de habitantes, ha disminuido de $18,035 \text{ m}^3 \text{ hab}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en 1950 a tan sólo $4,312 \text{ m}^3 \text{ hab}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en el 2007 (CONAGUA, 2008).

México es un país de contrastes, mientras que en ciertas regiones la precipitación es del orden de 2,100 mm, en otras regiones apenas si llegan a los 161 mm, resultando en que las dos terceras partes del territorio nacional sean consideradas como áridas o semiáridas.

México se puede dividir en dos grandes zonas, una que comprende la zona norte, centro y noroeste donde vive el 77% de la población que genera el 87% del producto interno

bruto (PIB) y solamente cuenta con el 31% del agua renovable del país, mientras que la zona sur y sureste, cuenta con el 23% de la población, genera el 13% del PIB y recibe el 69% del agua renovable. Esta discrepancia entre la disponibilidad del agua y el número de habitantes por región, hace que exista un fuerte grado de presión sobre el recurso hídrico. En México, el 63% del agua utilizada proviene de fuentes superficiales, mientras que el 37% restante es obtenido de un total de 653 acuíferos, de los cuales 101 se encuentra en condiciones de sobreexplotación. Del total de agua utilizada, el 77% es para uso agrícola, 14% para abastecimiento público y el 9% restante en termoeléctricas e industria (CONAGUA, 2008).

Cuando el agua residual no tratada se acumula y se permite que sea séptica, la descomposición de la materia orgánica que ella transporta dará lugar a condiciones de salud pública inadecuadas que incluyen la producción de gases malolientes. Además, el agua residual no tratada contiene numerosos microorganismos patógenos que habitan en el tracto intestinal de las personas enfermas. El agua residual también contiene nutrientes, los cuales pueden estimular el crecimiento de plantas acuáticas y pueden contener compuestos que potencialmente pueden ser cancerígenos. Por estas razones, la inmediata remoción de contaminantes del agua residual desde sus fuentes de generación por el tratamiento, seguidas por el reúso o dispersión en el medio ambiente es necesaria para proteger la salud pública y al medio ambiente (Tchobanoglous *et al.* 2003).

El agua utilizada para el abastecimiento público e industrial genera aguas residuales que muy comúnmente son descargadas a los cuerpos de agua superficial sin ningún tratamiento. En 2007, las 1,710 plantas en operación en el país trataron $79.3 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, es

decir el 38.3% de los 207 m³s⁻¹, colectados en los sistemas de alcantarillado, siendo el principal tipo de tratamiento el de lodos activados (44.32%), mientras que los humedales artificiales o pantanos construidos, ocuparon solamente el 0.61% (CONAGUA, 2008).

Los humedales, que son zonas de tierra generalmente planas, en las que la superficie se inunda permanente o intermitentemente al cubrirse regularmente de agua, el suelo se satura, quedando desprovisto de oxígeno y dando lugar a un ecosistema híbrido entre los puramente acuáticos y los terrestres, han desempeñado un papel crucial en la historia humana. Las grandes etapas de la evolución de la vida misma, probablemente tuvo lugar en aguas costeras ricas en nutrientes. Algunas de las primeras culturas prehistóricas, tales como aquellos asentamientos de inicios del mesolítico establecidos alrededor de las márgenes de lagos post-glaciales y las costas de Europa, así como las comunidades costeras indígenas, en América del Norte, dependieron de los humedales como fuente de alimentación, materiales para la construcción, vivienda y ropa (Vymazal and Kröpfelová, 2008). Kadlec and Knight (1996) mencionan que estos han sido usados como puntos de descarga de aguas residuales desde al menos 100 años en algunas localidades y que la historia de los pantanos construidos para el tratamiento del agua residual inicia a finales de 1952, donde se tiene documentado un estudio de remoción de fenoles y tratamiento del agua residual de una fábrica de quesos. Los sistemas de humedales artificiales son cada vez más importantes como medio eficaz para el tratamiento de aguas residuales en todo el mundo desde la década de 1970 (Ríos *et al.*, 2007) y han tenido un crecimiento exponencial en su uso en Europa en los últimos 20 años (Chazarenc *et al.*, 2003). Estos sistemas de ingeniería han sido diseñados y construidos para utilizar los procesos naturales relacionados con la vegetación, el suelo y

asociaciones microbianas en el tratamiento de agua residual, son simples, con una baja inversión inicial, bajos costos de mantenimiento (Sarafraz, *et al.*, 2009; Langergraber, 2008; Haberl, *et al.*, 2003), generalmente no demanda energía fósil, caracterizándose también por su robustez y sostenibilidad. Estos sistemas son eficientes para el tratamiento del agua residual debido a que soportan diversas poblaciones de microorganismos que son importantes en la remoción de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) y ofrece buenas condiciones para la sedimentación, adsorción, filtración e intercambio de iones (Cothren, *et al.*, 2002; Caselles-Osorio *et al.*, 2007; USEPA, 1988; USEPA 2000; Shuh-Ren *et al.*, 2002; Vymazal, 2005; Wynn and Liehr, 2001).

La experiencia en el diseño y operación de los sistemas de tratamiento durante la presente investigación, se apega en gran medida a las demandas de sustentabilidad de los procesos productivos que hoy en día demanda la sociedad.

PANTANOS CONSTRUIDOS

Los pantanos construidos (PC) o humedales artificiales (HA) son sistemas de tratamiento del agua residual que han ganado popularidad en su uso mundialmente (Cothren *et al.*, 2002). Estos sistemas no solo se han recomendado para el tratamiento del agua residual de pequeñas poblaciones, si no también, se han aplicado para el tratamiento de una amplia gama de efluentes contaminados, entre los que se incluyen las aguas residuales municipales, comerciales e industriales, desagües pluviales, escurrimiento agrícola, aguas residuales de establos de ganado, aguas residuales del procesamiento de alimentos, lixiviados de lavados de suelo y también el desagüe de minas (Crites *et al.* 2006; Kadlec and Knight, 1996; USEPA. 2000; Economopoulou and Tsihrintzis, 2003).

Los PC son eficientes en la remoción de sólidos suspendidos, materia orgánica, nutrientes, microorganismos y metales pesados (Shuh-Ren *et al.*, 2002). Los procesos de tratamiento que se llevan a cabo imitan a aquellos que ocurren en los pantanos naturales, teniendo procesos físicos, químicos y biológicos, que incluyen la sedimentación, filtración, precipitación, adsorción, descomposición microbiológica, nitrificación y desnitrificación, entre otros (Wynn and Liehr, 2001; Chen *et al.*, 2009; Langergraber, 2008; Chang-gyun *et al.*, 2009). Estos procesos ocurren en un ambiente controlado, ya

que se regula el gasto y las tasas de entrada de contaminantes por ser un sistema de tratamiento diseñado.

Los PC constan de un medio ambiente terrestre que ha sido modificado para crear suelos pobremente drenados e incluso impermeables, que junto a la flora y fauna del humedal tienen el objetivo principal de la eliminación de contaminantes de aguas residuales (Vymazal and Kröpfelová, 2008).

Los PC son un embalse de tierra construido, poco profundo, con vegetación hidrofítica diseñado para tratar tanto fuentes puntuales como no puntuales de contaminación de agua. Sus principales componentes físicos incluyen la vegetación acuática, el sustrato para las plantas y las poblaciones microbianas, así como dispositivos estructurales para el manejo del flujo de agua a través del sistema (USDA, 2002).

2.1 Tipos

Tres tipos principales de PC han sido utilizados para el tratamiento del agua residual. Estos incluyen a los sistemas de flujo superficial (FS), flujo subsuperficial (FSS), y plantas acuáticas flotantes (PAF).

2.1.1. Superficial

Los pantanos construidos de flujo superficial (PCFS) (Figura 1) son cuencas de tierra poco profundas, plantadas con vegetación emergente. El agua fluye por la superficie del

sustrato con una profundidad de columna de agua que generalmente va de 15 a 46 cm, dependiendo del tipo de vegetación y otros factores de diseño. El fondo del pantano debe ser horizontal de un lado a otro, pero puede tener una ligera pendiente de la entrada a la salida. En su funcionamiento gran parte de los resultados del tratamiento son debidos a las actividades de los microorganismos, principalmente bacterias y hongos, que prosperan en este tipo de entorno en los humedales. Muchos de los organismos se unen a los tallos de plantas sumergidas y restos de las mismas, mientras que otros se convierten en parte de la matriz suelo-raíz. Además, la columna de agua está llena de microorganismos que contribuyen al proceso de tratamiento.

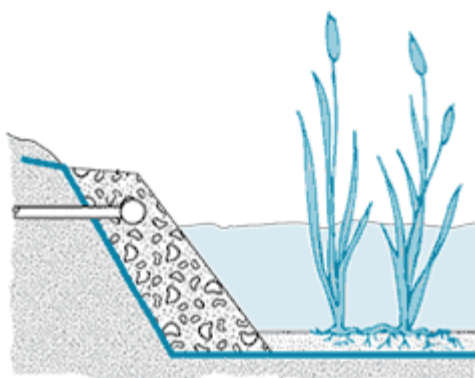


Figura 1. Pantanos construidos de flujo superficial (PCFS). (Tomado de <http://www.extension.umn.edu>)

El agua residual en los PCFS fluye a través de la superficie del lecho y es visible y pueden ser muy eficaces en el tratamiento de aguas residuales procedentes de las instalaciones de animales confinados. Son relativamente económicos en comparación con los humedales subsuperficiales. Asimismo, los humedales superficiales son relativamente fáciles de administrar y mantener, especialmente cuando se compara con sistemas acuáticos de plantas flotantes. Los humedales de flujo superficial funcionan durante todo el año, a pesar de una cierta reducción en la eficiencia que se produce en

invierno en climas fríos. Incluso en el clima frío del norte de Canadá, los humedales superficiales trabajan con éxito para el tratamiento de desechos de animales estabulados (Knight *et al.*, 2000).

2.1.2. Subsuperficial

Los pantanos construidos de flujo subsuperficial (PCFSS) (Figura 2) contienen un lecho de roca, grava, o suelo a través del cual fluye el agua residual. El lecho está por debajo del nivel del terreno y el agua residual entra aproximadamente a media profundidad. La vegetación hidrofítica emergente se siembra en la capa de roca de los humedales. Las raíces de las plantas se extienden en el lecho saturado.

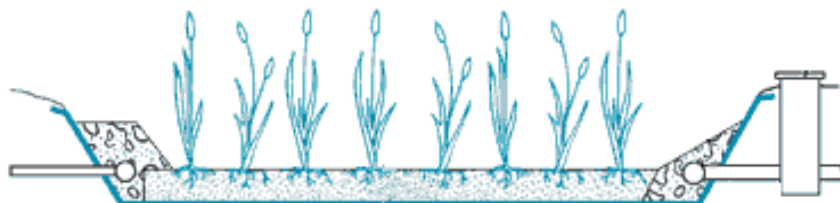


Figura 2. Pantanos construidos de flujo subsuperficial (PCFSS). (Tomado de <http://www.extension.umn.edu>)

La superficie del agua se mantiene a una altura justo por debajo de la superficie del lecho. La pendiente de la parte inferior, la porosidad del medio y los flujos promedios diarios son factores críticos de ingeniería que deben ser considerados para mantener el gradiente hidráulico adecuado de las aguas residuales que pasa a través del lecho. Si no se toman en cuenta estos factores podría resultar en un nivel de agua que cae por debajo de las raíces en el extremo posterior o un nivel de agua que se eleva, dando lugar a acumulaciones de agua en la superficie.

En las zonas que tienen agua subterránea poco profunda o un nivel freático alto por temporadas, el agua subterránea puede infiltrarse y perturbar las condiciones hidráulicas y la eficiencia del tratamiento. Las aguas residuales también podrían pasar de los humedales a las aguas subterráneas. En este caso, la hidráulica, la eficacia del tratamiento y supervivencia de las plantas puede ser alterado. Por estas razones, una capa impermeable, debe ser instalada.

Mientras que los PCFSS funcionan con éxito en el tratamiento de aguas residuales domésticas, su uso parece limitado para el tratamiento de aguas residuales procedentes de instalaciones ganaderas, debido a que el lecho poroso puede ser fácilmente taponeado con los sólidos, ya que las aguas residuales pretratadas de las instalaciones de la mayoría de los establos de animales tiene altas concentraciones de sólidos. Además, la instalación de un gran lecho de roca sería prohibitivamente cara para la mayoría de las operaciones. El costo de instalación de un sistema subsuperficial se espera que sea al menos cinco veces el costo de un sistema de flujo superficial (Kadlec and Knight, 1996). Sin embargo, los PCFSS podrían utilizarse para tratar pequeños flujos que tienen un bajo contenido de sólidos, como lo es el agua utilizada para limpiar el equipo de ordeño en una pequeña planta lechera.

2.1.3. Plantas Acuáticas Flotantes

Los sistemas de plantas acuáticas flotantes (SPAF) (Figura 3) constan de un estanque o una serie de estanques en los que las plantas se cultivan. Los estanques deben ser lo suficientemente profundos para evitar el crecimiento de plantas emergentes, pero de

profundidad suficiente para asegurar un contacto adecuado entre las raíces de las plantas flotantes y las aguas residuales (rango de profundidad de 0.9 a 1.5 m). En los sistemas acuáticos crecen profusamente las plantas y extraen una gran cantidad de nutrientes de las aguas residuales.

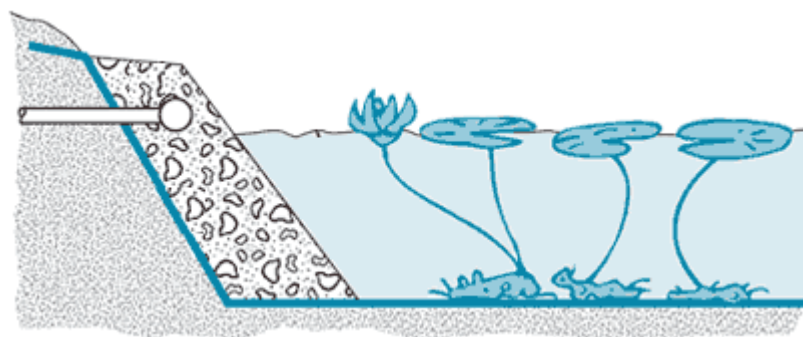


Figura 3. Sistema de plantas acuáticas flotantes (SPAF). (Tomado de <http://www.extension.umn.edu>)

Dado que la cosecha es un requisito esencial de mantenimiento, el número, tamaño, arreglo de los estanques y el método de la cosecha debe ser tomado en cuenta durante la planificación inicial.

Las plantas flotantes más comunes utilizadas para el tratamiento de aguas residuales son jacintos de agua (*Eichhornia crassipes*) y la lenteja de agua (miembros de los géneros *Lemna*, *Spirodella*, *Wolffia* y *Wolffiella*). Ambos tipos de vegetación crece rápidamente y en general dan sombra suficiente para evitar el crecimiento de algas, que, a su vez, evitan grandes oscilaciones diurnas en el pH y las concentraciones de oxígeno disuelto.

Una comparación de los sistemas acuáticos y de flujo superficial para el tratamiento de aguas residuales municipales, indica que los sistemas acuáticos tienen tasas de respuesta

más bajos, mayores costos de construcción y operación, mayor sensibilidad a las bajas temperaturas y una mayor susceptibilidad a plagas y agentes patógenos. El problema de las plagas de plantas y la necesidad de un alto nivel de manejo de plagas pueden ser superados mediante una combinación de especies de plantas.

2.2 Diseño

Desde el punto de vista de diseño y modelación, los PC son definitivamente más complejos que los procesos de tratamiento convencional, debido a la difusión del flujo y al gran número de procesos influenciados por las condiciones hidráulicas y medioambientales que intervienen en la reducción de los contaminantes (Marsilli-Libelli y Checchi, 2005). Los intentos de modelación van desde simples reglas de diseño, hasta modelos mucho más complejos.

2.2.1. Reglas de Diseño.

Las reglas de diseño aplicadas a PC abundan en la literatura, sin embargo, muchas de las cuales son interpretaciones empíricas que no tienen el conocimiento de la física del movimiento del agua y es frecuente la aplicación incorrecta de las relaciones fundamentales entre la pérdida de carga y el gasto (Kadlec and Wallace, 2008). Así mismo, están basadas en observaciones de un amplio rango de sistemas, condiciones climáticas y tipos de agua residual, dando como resultado modelos de diseño muy conservadores que garantizan una buena calidad de agua en el efluente, sin embargo, tienden a incrementar los costos de inversión (Rousseau *et al.*, 2004). Rodríguez (2003)

y Halverson (2004) plantean los criterios establecidos por Crites y Tchobanoglous (1998), Tchobanoglous and Burton (1991), Wood (1995) y Kadlec and Knight (1996) para el diseño de sistemas de humedales construidos por flujo sub y superficial. Algunos criterios para las reglas de diseño se muestran en el Cuadro 1.

2.2.2. Ecuaciones de Regresión

La mayoría de las investigaciones en PC están enfocadas en datos de entrada y salida, más que en los datos del proceso de tratamiento dando lugar a modelos empíricos o ecuaciones de regresión que parecen ser una buena herramienta en la interpretación de los datos. Sin embargo, estos modelos de caja negra simplifican demasiado el complejo proceso de tratamiento en solo dos o tres parámetros y aquellos importantes como el clima, temperatura, precipitación, forma y tamaño del pantano no son tomados en consideración. Rousseau y colaboradores (2004), hacen una excelente revisión de modelos basados, entre otros, en demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), nitrógeno (N) y fósforo (P) total en pantanos construidos, basados en ecuaciones de regresión, las cuales en el Cuadro 2 se muestran algunos ejemplos.

CUADRO 1

REGLAS DE DISEÑO PARA PANTANOS DE FLUJO SUB Y SUPERFICIAL

(Tomado de Halverson, 2004).

Criterio	Rango del valor			
	ITRC (2003) y Tchobanoglous y Burton (1991)	WPCF (1990)	Wood (1995)	Kadlec y Knight (1996)
<u>Pantano de flujo subsuperficial</u>				
Tiempo de retención hidráulico (d)	4 - 15	NA	2 - 7	2 - 4
Tasa de carga hidráulica (cm d^{-1})	NA	2 - 20	0.2 - 3.0	8 - 30
Profundidad (cm)	49 - 79	NA	ND	30 - 60
Requerimiento de área calculado ($\text{m}^2 \text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$)	4.05 - 32.37	4.05 - 40.47	8.09 - 68.80	3.23 - 12.14
<u>Pantano de flujo superficial</u>				
Tiempo de retención hidráulico (d)	4 - 15	ND	ND	7 - 10
Tasa de carga hidráulica (cm d^{-1})	NA	0.7 - 5	ND	1.5 - 6.5
Profundidad (cm)	9 - 60	NA	ND	15 - 45
Requerimiento de área calculado ($\text{m}^2 \text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$)	8.09 - 161.87	20.23-121.40	ND	16.19 - 80.93
NA, No Aplica; ND, No dado por la fuente				

CUADRO 2

**ECUACIONES DE REGRESIÓN PARA PANTANOS CONSTRUIDOS DE
FLUJO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL (Tomado de Rousseau *et al.*, 2004).**

Referencia	Ecuación	R ²
DBO^a		
Brix, 1994	$C_{out} = (0.11 * C_{in}) + 1.87$	0.74
Knight et al, 1993	$C_{out} = (0.33 * C_{in}) + 1.40$	0.48
Griffin et al., 1999	$C_{out} = 502.20 * \exp(-0.111 * T)$	0.69
Vymazal, 1998	$C_{out} = (0.099 * C_{in}) + 3.24$	0.33
DQO^b		
Vymazal, 1998	$L_{out} = (0.17 * L_{in}) + 5.78$	0.73
SST^c		
Knight et al, 1993	$C_{out} = (0.09 * C_{in}) + 4.7$	0.67
Brix, 1994	$C_{out} = (0.09 * C_{in}) + 4.7$	0.67
Vymazal, 1998	$L_{out} = (0.083 * L_{in}) + 1.18$	0.64
Nitrógeno Total^d		
Kadlec, et al., 2000	$C_{out} = (0.52 * C_{in}) + 3.1$	0.63
Vymazal, 1998	$L_{out} = (0.68 * L_{in}) + 0.27$	0.96
Vymazal, 1998	$L_{out} = (0.67 * L_{in}) - 18.75$	0.96
Fósforo Total^e		
Brix, 1994	$C_{out} = (0.65 * C_{in}) + 0.71$	0.75
Vymazal, 1998	$C_{out} = (0.26 * C_{in}) + 1.52$	0.23
Vymazal, 1998	$L_{out} = (0.67 * L_{in}) - 9.03$	0.58

^a C_{in} y C_{out} Concentraciones de influente y efluente en mg L⁻¹

^b L_{in} y L_{out} Carga en influente y efluente kg ha⁻¹ d⁻¹

^c C_{in} y C_{out} Concentraciones de influente y efluente en mg L⁻¹; L_{in} y L_{out} Carga en influente y efluente kg ha⁻¹ d⁻¹

^d C_{in} y C_{out} Concentraciones de influente y efluente en mg L⁻¹; L_{in} y L_{out} Carga en influente y efluente g m⁻² año⁻¹

^e C_{in} y C_{out} Concentraciones de influente y efluente en mg L⁻¹; L_{in} y L_{out} Carga en influente y efluente g m⁻² año⁻¹

2.2.3. Modelos de Primer Orden

Se asume frecuente que el funcionamiento de los PC sea descrito por un modelo de diseño de cinética de primer orden para un reactor de flujo pistón (Ec. 1) (Cothren *et al.*, 2002; Rodríguez, 2003; USEPA, 1988; Wynn y Liehr, 2001; Kadlec and Knight, 1996; Kadlec, 2000; Chen *et al.*, 2009; Lara, 1999; Siracusa and La Rosa, 2006; Rousseau *et al.*, 2004), el cual es un reactor sin mezcla hacia atrás, y de esta forma toda la fracción de flujo reside dentro de la unidad por un periodo de tiempo igual al tiempo teórico de detención hidráulico, esto corresponde al volumen de la unidad entre el gasto (Teefy, 1996). Sin embargo, se ha demostrado que las limitaciones de estos modelos son debido principalmente a la alta dependencia de sus parámetros a la carga hidráulica y a las concentraciones iniciales (Kadlec, 2000).

—

(1)

Donde:

C = Concentración a la salida del pantano.

C_i = Concentración a la entrada del pantano.

k = Constante de tasa de decaimiento de primer orden

t = Tiempo de retención nominal

2.2.4. Modelos Mecanicistas y Compartamentales.

Mitchell y McNevin (2001) presentan un modelo mecanicista que se basa en la suposición de que los procesos biológicos en los humedales, al igual que otros sistemas biológicos, exhiben una cinética de Monod. Por otro lado, Winn y Liehr (2001)

desarrollaron un modelo mecanicista compartamental para modelar y predecir tendencias estacionales de las eficiencias de remoción en pantanos construidos de flujo horizontal subsuperficial. Dicho modelo consta de seis sub-modelos vinculados que representan el ciclo del carbono, del nitrógeno, balance de oxígeno, crecimiento bacterial autotrófico y heterotrófico, así como el balance de agua. Sin embargo, debido a la insensibilidad en la predicción de algunos parámetros, los autores de este modelo concluyen que se necesita mayor evaluación, refinamiento e investigación adicional en el efecto de las velocidades intersticiales del agua, la sorción del amonio, el ciclo del carbono y aireación en la zona de raíces para que sea una herramienta útil para el diseño (Langergraber, 2008).

Al parecer los modelos que contienen más detalles internos que aquellos provistos de solamente datos de entrada y salida, guían hacia la adquisición de más datos del tratamiento en los pantanos. Un mejor entendimiento de los detalles hidráulicos internos parece esencial para el desarrollo de la modelación del diseño de los pantanos construidos para el tratamiento del agua residual (Kadlec, 2000). Sin embargo, Kadlec y Wallace (2008) mencionan que los modelos mecanicistas en pantanos han sido de poca utilidad debido principalmente a las dificultades de calibración.

2.3. Construcción

La construcción de un pantano para el tratamiento del agua residual puede tener dos extremos, por un lado puede ser una experiencia agradable de creación, mientras que por otro lado puede vivirse una experiencia de frustración y ruina económica (Kadlec and

Knight, 1996). La construcción de humedales artificiales puede separarse en dos aspectos, uno que es propiamente la ingeniería civil y el otro el establecimiento de la vegetación. Dentro de los parámetros a considerar para la construcción de un pantano se encuentra la ubicación y costo del terreno, el agua, el medio granular (en caso de flujo subsuperficial) y la planta.

En los pantanos construidos tratados en la presente disertación, la evaluación *in situ* fue fundamental para determinar si las restricciones físicas evitarían la instalación de los humedales o exigir modificaciones en el diseño. Los factores principales a evaluar en la apreciación en el terreno fueron; con los estudios altimétricos buscar los menores cortes y movimientos de tierra, lo que implica una consecuencia en los costos de construcción y, con el estudio de cargas hidráulicas desde el abastecimiento del agua hasta el punto final de tratamiento se intenta que todo el sistema no emplee energía adicional a la que proporciona la gravedad, asegurando un flujo continuo de agua y bajo costo en la operación de tratamiento. Aunque se busca que la forma de los pantanos sea una forma regular, la topografía del terreno puede hacerla cambiar.

En la construcción civil de los pantanos se incluyeron las actividades de preconstrucción tales como el reconocimiento del terreno (Figura 4), desmonte y preparación (Figura 5). Mientras que las etapas de construcción incluyeron el levantamiento topográfico (Figura 6), marcado (Figura 7), excavación (Figura 8), movimientos de tierra, nivelación (Figura 9), impermeabilización (Figura 10), selección (Figura 11) y colocación de grava, piedra o sustrato filtrante (subsuperficial) (Figura 12) o de una capa de suelo (superficial)

(Figura 13) para el establecimiento de la vegetación e instalación de estructuras de control de niveles de agua (Figura 14).



Figura 4. Condiciones iniciales del sitio.



Figura 5. Desmonte y preparación del sitio.



Figura 6. Levantamiento altimétrico.



Figura 7. Marcado en terreno para excavación.



Figura 8. Excavación de pantanos construidos.



Figura 9. Nivelación del piso de los pantanos construidos.



Figura 10. Impermeabilización con geomembrana de los pantanos.



Figura 11. Cribado de sustrato para pantano de flujo subsuperficial.



Figura 12. Proceso de rellenado de pantano de flujo subsuperficial.



Figura 13. Colocación de sustrato en pantano de flujo superficial.

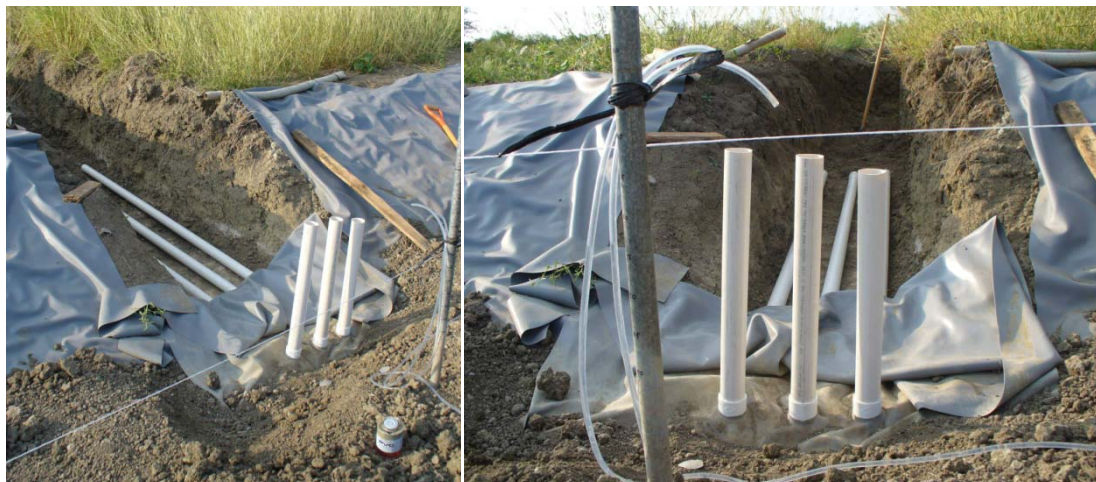


Figura 14. Instalaciones hidráulicas para controlar el nivel del agua en los pantanos.

Para el establecimiento exitoso de la vegetación (Figura 15) se siguieron las recomendaciones hechas en la literatura (USDA, 2002; Kadlec and Knight, 1996), entre las que mencionan que se requiere una preparación adecuada del suelo, materiales vegetales intactos, distancias de siembra adecuadas, así como el método de plantación, la época de plantación, humedad del suelo suficiente, y en su caso profundidad del agua adecuada. La ausencia de cualquiera de estos factores puede ser problemática para el establecimiento de una plantación de humedales con éxito.

La vegetación de los sistemas de humedales, principalmente del género *Typha*, fue recolectada de un sistema de tratamiento previo a los pantanos consistentes en lagunas de oxidación y de la presa recreativa “La Juventud”, ambos a una corta distancia y trasplantada a mano. La especie vegetal está disponible localmente y adaptada a las condiciones ambientales. Sin embargo, estas plantas también se pueden encontrar con proveedores comerciales. La raíz y/o rizoma debe ser colocado en la grava o material de roca a una profundidad igual al nivel de agua de operación esperado.



Figura 15. Sembrado con *Typha* en los pantanos de flujo superficial (izquierda) y subsuperficial (derecha).

2.4. Funcionamiento

Los pantanos construidos para el tratamiento del agua residual, son sistemas altamente complejos que separan y transforman a los contaminantes por mecanismos físicos, químicos y biológicos, ya sea abiótico (físico-químico) o biótico (microorganismos-fitológicos), que pueden ocurrir de forma secuencial o simultánea. Los mecanismos utilizados para el tratamiento-eliminación de un contaminante dependen de los contaminantes específicos, las condiciones del lugar, los objetivos de recuperación y la reglamentación (ITRC, 2003; USEPA, 2000).

2.4.1. Abiótico

Los procesos primarios físicos y químicos que son responsables de la remoción de contaminantes en un humedal artificial son las siguientes:

- Solución
- sedimentación
- Sorción
- Oxidación/reducción-precipitación
- Fotodegradación/oxidación
- Volatilización
- Filtración

Solución y sedimentación logran una eliminación eficiente de partículas y sólidos en suspensión (USEPA, 2000). El proceso químico que da lugar a la retención a corto plazo o la inmovilización a largo plazo de los contaminantes es sorción, la cual incluye los procesos de adsorción y absorción. La precipitación química consiste en la conversión de los metales en el flujo del afluente a un sólido insoluble que se precipita. Estas reacciones constituyen un medio eficaz para inmovilizar los metales en el humedal. Mientras la fotodegradación implica la degradación/oxidación de los compuestos en presencia de luz solar, y la volatilización la eliminación de compuestos, con significantes presiones de vapor, al cambiar su fase al estado gaseoso (Halverson, 2004).

2.4.2. Biótica

Además de los procesos abióticos, los procesos bióticos como la biodegradación y la absorción por las plantas son los principales contribuyentes para la remoción de

contaminantes. Algunos microorganismos y procesos fitológicos que tienen lugar en un humedal son los siguientes:

- Biodegradación aeróbica/anaeróbica
- Fitoacumulación/fitoestabilización
- Fitodegradación/rhizodegradación
- Fitovolatilización/evapotranspiración

Procesos metabólicos de los microorganismos desempeñan un papel significativo en la eliminación de los compuestos orgánicos en un entorno aeróbico/anaeróbico de los humedales. Las plantas son responsables de la captación directa de los contaminantes que son nutrientes esenciales. La fitodegradación se produce cuando las enzimas producidas por las plantas descomponen los contaminantes (orgánicos e inorgánicos) que entran en la planta durante la transpiración. La fitoacumulación es la absorción y la acumulación de elementos inorgánicos en las plantas, y la fitoestabilización es la capacidad de secuestrar compuestos inorgánicos en la raíz. La fitovolatilización es la absorción y posterior transpiración de los compuestos volátiles a través de las hojas. La fitovolatilización puede no ser deseable en algunos casos, ya que el contaminante es transferido de un medio (agua), a otros (aire) (ITRC, 2003; Halverson, 2004). El Cuadro 3 resume los mecanismos de remoción que se llevan a cabo en los pantanos construidos.

CUADRO 3.**PRINCIPALES MECANISMOS DE REMOCIÓN DE CONTAMINANTES**
(ITRC, 2003; Lahora, 2003; Fujita, 1998)

Grupo contaminante o parámetro de calidad del agua	Físico	Químico	Biológico
Sólidos suspendidos totales	sedimentación		biodegradación
Demanda de oxígeno			
• DBO	sedimentación	oxidación	biodegradación
• DQO			
Hidrocarburos			
• Combustibles, aceites, grasas, alcoholes	difusión	oxidación	biodegradación
• Solventes, pesticidas, herbicidas, insecticidas	volatilización	fotoquímica	fitodegradación
Compuestos nitrogenados	sedimentación		fitovolatilización
• N orgánico, NH ₃ , NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻² , NO ₂ ⁻			evapotranspiración
Compuestos fosfóricos			desnitrificación – nitrificación,
• Fósforo orgánico, PO ₄ ⁻³		precipitación	absorción por planta
Metales		adsorción	microbios
• Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Mn, Ni, Se, Ag, Zn		precipitación	absorción por planta
		adsorción	biodegradación
		intercambio iónico	fitodegradación
			fitovolatilización
Patógenos	sedimentación		
	filtración	radiación UV	muerte microbiana
	absorción		

2.5. Evaluación

Los pantanos construidos son una tecnología que ha estado ganando popularidad en muchos países del mundo debido principalmente a su sencillez en operación y diseño, así como, relativamente, bajo costo de construcción y mantenimiento. El éxito de estos sistemas de tratamiento radica en que cuando son bien diseñados y operados tienen tasas de remoción de cerca del 90% o más, compitiendo bien con los sistemas convencionales

de tratamiento. Para un buen funcionamiento, el agua dentro del sistema debe de estar el suficiente tiempo para que tenga contacto con el sustrato (flujo subsuperficial) o las raíces de las plantas (flujo superficial). La evaluación de los pantanos construidos es una parte fundamental para su buen funcionamiento y para la toma de decisiones en cuanto a su manejo, ya que las tasas de remoción están fuertemente influenciadas por su hidrodinámica.

2.5.1. Hidrodinámica

El conocimiento de las propiedades hidráulicas es un requisito indispensable para los estudios del funcionamiento de los pantanos construidos (Wachniew *et al.*, 2003; Persson *et al.*, 1999), las cuales, principalmente, son la distribución del tiempo de residencia, la dispersión y la velocidad de flujo. El tiempo teórico o esperado de tránsito del agua residual dentro del pantano es estimado con la relación entre el volumen de almacenamiento de agua y el gasto de salida, sin embargo, frecuentemente, existen diferencias con el tiempo actual del movimiento de agua, estas discrepancias en los diferentes tiempos, pueden deberse al retardo del agua residual en zonas de estancamiento (zonas muertas) o de flujos preferenciales (cortos circuitos) (Smith *et al.*, 2005). La información referente a las propiedades hidráulicas de los pantanos construidos en términos de eficiencia y mezclado está representado por la distribución del tiempo de residencia, el cual puede ser únicamente obtenido mediante una prueba de trazadores en el efluente del pantano para obtener una curva de avance del trazador no reactivo, inyectado instantáneamente a la entrada del sistema (Małoszewski *et al.*, 2006; Wachniew *et al.*, 2003; Persson *et al.*, 1999; Marín, 2007; Jenkins, 2003; Teefy, 1996;

Chazarenc *et al.*, 2003). El resultado de una prueba de trazadores es una curva de avance como la mostrada en la Figura 4. El análisis más común de la distribución del tiempo de residencia (DTR) es por el método de los momentos, con el cual se calculan los parámetros hidrodinámicos. El primer momento (el centroide) es el tiempo medio de residencia, el segundo momento es la dispersión longitudinal, con el primer y segundo momento se puede calcular la varianza de la distribución. Si el porcentaje de recuperación del trazador es igual o mayor al 90%, es muy probable que los parámetros calculados a partir de la DTR constituyan una buena representación del comportamiento hidráulico del sistema (Teefy, 1996). Otra forma de analizar los datos obtenidos de la prueba de trazadores es por medio de la ecuación convección–dispersión (Vidales, *et al.*, 2004; Vidales *et al.*, 2006, Toride *et al.*, 1999), la cual ha sido aplicada en la predicción del movimiento de solutos en ambientes acuáticos.

Los dos modelos de reactor ideal más comúnmente usados describen extremos opuestos en términos del grado de mezclado, desde infinito hasta nulo. Las condiciones hidrodinámicas dentro de los procesos base del tratamiento del agua residual tienden a estar entre estos dos extremos. Los modelos usados son el tanque reactor de flujo continuamente mezclado (RFCM) y el reactor de flujo pistón (RFP). La extensión del mezclado dentro de un RFCM idealmente es infinita y por lo tanto idealmente las fracciones entrantes de flujo al reactor inmediatamente alcanzan la salida y tienen un tiempo de residencia igual a cero dentro de la unidad. Este tipo de modelo puede ser esquematizado como una cámara de mezcla rápida (Teefy, 1996).

Un parámetro alternativo, comúnmente usado para representar la extensión de la mezcla es el número de reactores, N_{RFCM} , en una equivalente cascada de RFCM, o una cascada que tiene aproximadamente la misma extensión de mezcla.

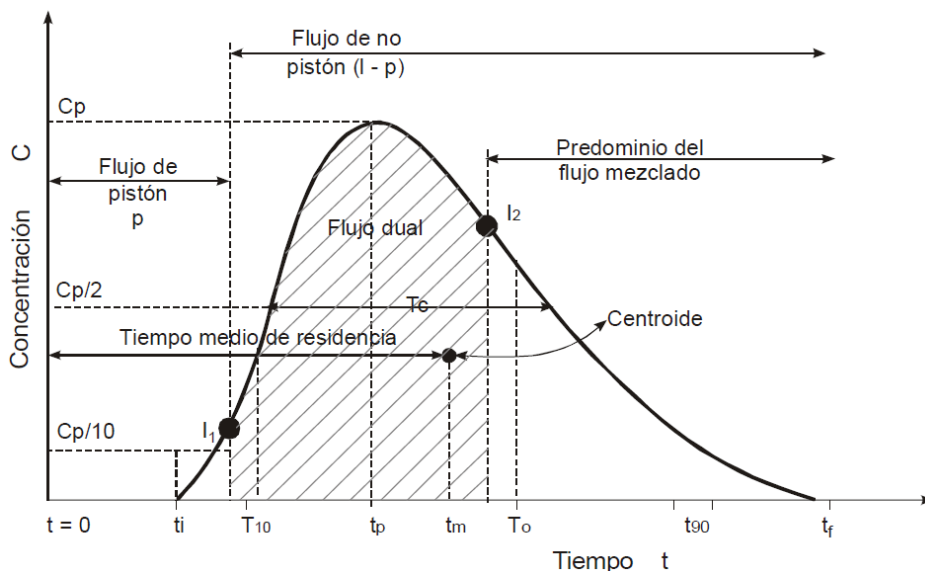


Figura 16. Concentración de un trazador en el efluente de un reactor. (Tomado de Maldonado, 1992)

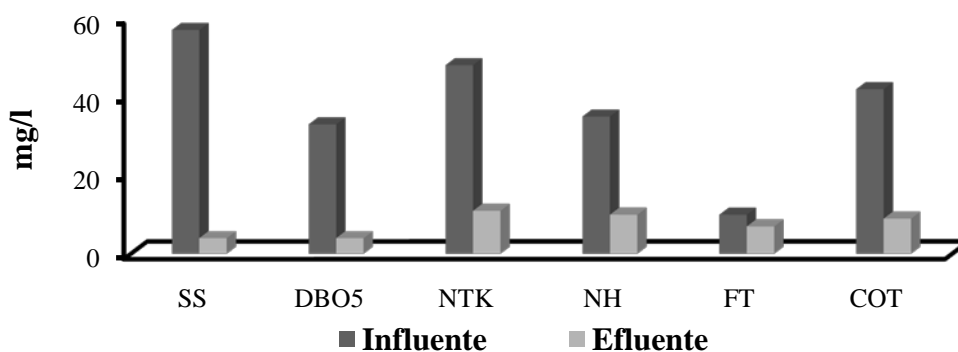
Donde:

- t_i = Tiempo inicial desde que se aplica el trazador hasta que aparece en el efluente.
- T_{10} = Tiempo correspondiente al paso del 10% de la cantidad total del trazador.
- t_p = Tiempo modal, correspondiente a la presentación de la máxima concentración.
- t_m = Tiempo mediano, correspondiente al paso del 50% de la cantidad del trazador.
- T_o = Tiempo medio de retención o tiempo teórico de retención = V/Q .
- t_{90} = Tiempo correspondiente al paso del 90% de la cantidad total del trazador.
- t_f = Tiempo que transcurre hasta que atraviesa la totalidad del trazador al reactor.
- C_o = Concentración inicial.
- C_p = Concentración máxima a la salida.

2.5.2. Remoción

La eficiencia en la remoción de contaminantes es altamente dependiente de la eficiencia hidráulica del sistema, en el cual ocurren complejas interacciones entre procesos físicos, químicos y biológicos en la eliminación de sólidos, compuestos químicos y microorganismos.

La evaluación de tasas de remoción de contaminantes, en general, se lleva a cabo por medio de las mediciones de concentración a la entrada y salida del pantano. Diversas investigaciones han encontrado que los sistemas de PC pueden eficientemente tratar altos niveles de demanda bioquímica de oxígeno (DBO), sólidos suspendidos totales (SST), y nitrógeno (N) (Figura 5), así como niveles significantes de metales y patógenos. La remoción de fósforo (P) es mínima, debido a la limitada oportunidad de contacto con el suelo (USEPA, 1988; Crites *et al.*, 2006).



SS (Sólidos suspendidos); **DBO5** (Demanda Bioquímica de Oxígeno a 5 días); **NTK** (Nitrógeno Total Kjeldahl); **NH** (Amoníaco y amonio como compuestos Nitrógenados); **FT** (Fósforo Total); **COT** (Carbono Orgánico Total)

Figura 17. Concentraciones típicas de entrada y salida en pantanos construidos.
(Tomado de USEPA, 1988)

2.6. Mantenimiento

Los pantanos construidos, como se ha discutido anteriormente, son sistemas de bajo costo en construcción, operación y mantenimiento. Sin embargo, para el óptimo desempeño de tratamiento, hay actividades de monitoreo y ajustes que deben de realizarse con frecuencia, entre las que destacan, evaluación del gasto de entrada y salida, niveles y calidad del agua, y parámetros biológicos (Kadlec y Knight, 1996; USEPA, 2000). Decisiones de control operacionales incorrectas y errores de diseño pueden causar prolongados periodos de pobre eficiencia de funcionamiento.

Los aspectos más críticos, en los cuales la intervención del operador es necesaria, son el ajuste del nivel del agua y los flujos de entrada, los cuales tienen un impacto significativo sobre el funcionamiento del pantano, ya que es afectado el tiempo de residencia hidráulico, difusión del oxígeno atmosférico dentro de la fase de agua y cobertura de la planta.

El mantenimiento de la uniformidad de flujo a través del pantano es extremadamente importante en su funcionamiento. Las estructuras de entrada y salida deberán monitorearse para evitar acumulación de restos de plantas, animales, sólidos suspendidos y otros desechos que los puedan tapar, además de ser necesaria la eliminación de biocapas que se forman en estas estructuras (Figura 18).



Figura 18. Acumulación de biocapa en estructuras de entrada de agua al pantano.

Los costos de inversión, operación y mantenimiento para los PC investigados en esta disertación se presentan en el Cuadro 4.

CUADRO 4

COSTOS DE CONSTRUCCIÓN, OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO PARA PANTANOS CONSTRUIDOS.

Concepto	Costo* (pesos)	
	Flujo superficial	Flujo subsuperficial
Costo del terreno	0	0
Investigación del sitio	2000	2000
Limpieza del terreno	1500	1500
Trabajo de Excavación	3000	3000
Impermeabilizante	11 000	11 000
Sustrato para plantación (suelo)	250	0
Sustrato de grava	0	21 650
Plantas	0	0
Plantación	1000	1000
Entradas/salidas (accesorios)	1000	1000
Subtotal	19 750	29 500
Operación y mantenimiento \$/año	5000	5000
Total	24 750	46 150

* Costo a Diciembre de 2007

Las plantas del pantano tienen como función, facilitar el crecimiento microbiano y la asimilación de contaminantes, su crecimiento saludable y mantenimiento es un componente importante para la operación del sistema. Sin embargo, la comunidad de plantas del pantano se dan mantenimiento por sí solas, ya que año con año crecen, mueren y vuelven a crecer. La poda y remoción de hojarasca pudiera ser necesaria dependiendo del diseño del sistema principalmente los de flujo superficial. El uso de fuego como plan de mantenimiento, en la mayoría de los pantanos no es una buena idea ya que se necesitaría un nuevo periodo de crecimiento para alcanzar buenas eficiencias en el tratamiento. Otras formas de manejo, tales como aplicaciones de herbicidas o aplicaciones de pesticidas para el control de insectos y patógenos no es aconsejable en los pantanos, debiéndose evitar cuando sea posible. Estos controles pueden alterar el funcionamiento ecológico y pueden impactar negativamente la calidad del agua de salida del sistema (Kadlec and Knight, 1996).

El control de mosquitos es un asunto crítico sobre todo en los pantanos de flujo superficial (Figura 19) y climas calientes. Para el control de los mosquitos en los pantanos, se han “sembrado” peces mosquiteros (*Gambusia*) y larvas de libélulas. Larvicidas bacteriales BTI (*Bacillus thuringiensis israelensis*) y BS (*Bacillus sphaericus*) han sido usados exitosamente en los pantanos (USEPA, 2000).



Figura 19. Larvas de zancudo (*Culicidae*) en pantanos de flujo superficial.

Un problema recurrente en los PC, es la aparición de un gusano (*Simyra henrici*) que se alimenta de las hojas de las plantas hidrófitas del pantano (Figura 20), además de hacer su nido para la próxima etapa de palomilla.



Figura 20. Gusano (*Simyra henrici*), con aparición anual en los pantanos.

El resultado de la aparición de los gusanos fue una merma considerable en el follaje de la planta, llegando, el primer año, a reducir cerca del 75% y ya para el segundo, se disminuyó ese porcentaje. Hay que hacer mención que casi simultáneamente a la aparición del gusano, llegaban varias especies de arañas (Figura 21), que hacían la función de control biológico.



Figura 21. Arañas predominantes en los pantanos.

Los olores rara vez son un problema molesto en los humedales que tienen una carga hidráulica adecuada. Los compuestos olorosos emitidos de pantanos principalmente de flujo superficial típicamente están asociados con condiciones anaeróbicas que pueden ser debidas a un exceso en la carga de DBO y amoníaco, por lo que al reducir estas cargas, se podrá controlar el problema de olores. Adicionalmente, zonas abiertas de agua intercaladas entre las zonas de espesa vegetación introduciría oxígeno al sistema (USEPA, 2000).

2.7. Definición del Problema

En México se generan $207 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ de aguas residuales, de las cuales reciben tratamiento sólo el 38%, principalmente por los sistemas de lodos activados y primario avanzado (CONAGUA, 2008), lo que indica que se requiere de mayor infraestructura y recursos humanos para mejorar la calidad de este bien. Propuestas innovadoras permitirían implementar el tratamiento en diferentes condiciones ambientales y socioeconómicas. Los PC pueden ser una respuesta eficiente, de bajo costo en construcción, operación y mantenimiento a la necesidad de tratamiento del agua residual, asimismo para su operación y mantenimiento no requieren de personal altamente capacitado.

Los pantanos construidos son una tecnología que ha estado ganando popularidad en su uso para el tratamiento del agua residual en muchos lugares del mundo y se han aplicado a una amplia gama de condiciones climatológicas tratando agua de diversos orígenes como residual municipal, industrial, de minas, contaminada con hidrocarburos, y escurrimientos agrícolas. Siendo una tecnología de bajo costo tanto en su construcción, operación y mantenimiento, los pantanos imitan los ambientes que ocurren en la naturaleza aplicando la ingeniería en su diseño, a través del cálculo del dimensionamiento, gastos de entrada, cargas contaminantes a la entrada y salida, así como cinética de remoción. Las tasas de eliminación de contaminantes encontradas son altamente dependientes de la temperatura, así como de la madurez del sistema, variando ampliamente en la eficiencia de remoción bajo diferentes circunstancias y condiciones de manejo.

ESTE ESTUDIO

En este estudio, se han ubicado, diseñado, construido, operado y evaluado dos pantanos, uno de flujo subsuperficial y otro superficial en las condiciones climatológicas presentes en el noroeste de México. La hidrodinámica del pantano de flujo subsuperficial se ha evaluado con estudios de trazadores, usando los bacteriófagos PRD1 y MS2 como biotrazadores y litio como trazador conservativo. Además la eficiencia en la remoción de contaminantes y coliformes del agua residual municipal se observó desde el inicio de operación del sistema.

Los métodos, resultados y conclusiones del presente estudio son mostrados en los apéndices incluidos en esta disertación. Las observaciones trascendentales y su discusión se resumen a continuación.

3.1. Resumen

En el Municipio de Marín, N.L., se diseñaron y construyeron dos pantanos para el tratamiento de agua residual municipal. El dimensionamiento de estos pantanos es de 26 m de largo, 6 m de ancho y 0.38 m de profundidad en el de flujo subsuperficial y 0.5 m en el de flujo superficial. En ambos se sembró la especie vegetal de *Typha sp.* Los tiempos de residencia teóricos calculados fueron de 4.09 d para el subsuperficial y de 6.77 d para el superficial, con gasto de 0.05 y 0.1 Ls⁻¹ respectivamente. El sustrato utilizado para el pantano subsuperficial es grava gruesa de río con diámetros entre 0.0127 – 0.0381 m, resultando en una porosidad del 32%. Las pruebas de trazadores

realizadas en el pantano subsuperficial con litio y bacteriófago PRD1 mostraron que con un gasto promedio de 0.17 L s^{-1} , la velocidad convectiva en el pantano osciló entre 16.07 y 16.66 m d^{-1} , y el tiempo de residencia hidráulico fue de 1.72 d . El coeficiente de determinación de la ecuación Convección-Dispersión a las concentraciones de Li observadas al final del sistema fue de 0.90 para Li y de 0.76 para PRD1. Se detectó que existen zonas de estancamiento que con estos estudios no se puede determinar su ubicación, pero las mediciones de turbidez realizadas en 17 puntos de muestreo revelaron la existencia y ubicación de una zona de estancamiento. Pruebas de trazadores en laboratorio hechas en columnas con el mismo sustrato y agua del pantano mostraron que no hubo retención ni efecto de la calidad del agua en la obtención de parámetros hidrodinámicos con ambos trazadores. Además, en un cuerpo de agua superficial cercano a los pantanos, se evaluó la sobrevivencia de los bacteriófagos PRD1 y MS2 y los resultados mostraron que la sobrevivencia del PRD1 es mayor que la del MS2 y es altamente dependiente de la temperatura. En la evaluación de tasas de remoción de contaminantes en el pantano de flujo subsuperficial, después de un año de funcionamiento, han sido hasta de 99% en coliformes totales en muestras tomadas en influente y efluente. Se determinó que el mayor porcentaje de remoción de sólidos suspendidos y turbidez se llevó a cabo en los primeros metros de recorrido, siendo del 81% y 93% , respectivamente, al final del pantano. El estudio de estos sistemas durante la realización de la presente investigación y los resultados obtenidos sugieren que en los climas extremos del noroeste de México, los pantanos construidos pueden ser una alternativa eficiente en el tratamiento del agua residual municipal para pequeños núcleos de población, con mínima inversión en diseño, construcción, operación y mantenimiento.

LITERATURA CITADA

- Caselles-Osorio, A., Porta, A., Porras, M. and García, J. (2007) Effect of High Organic Loading Rates of Particulate and Dissolved Organic Matter on the Efficiency of Shallow Experimental Horizontal Subsurface-Flow Constructed Wetlands. *Water Air Soil Pollut.*, **183**(1-4), 367 – 375.
- Chazarenc, F., Merlin, G. and Gonthier, Y. (2003) Hydrodynamics of Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands. *Ecol Eng.*, **21**(2-3), 165 – 173.
- Chang-gyun, L., Fletcher, T.D. and Sun, G. (2009) Nitrogen Removal in Constructed Wetland Systems. *Eng. Life Sci.*, **9**(1), 11 – 22.
- Chen, M., Tang, Y., Li, X. and Yu, Z. (2009) Study on the Heavy Metals Removal Efficiencies of Constructed Wetlands with Different Substrates. *J. Water Resour. Prot.*, **1**, 1 – 57.
- CONAGUA. (2008) Estadísticas del Agua en México 2008. En línea: www.cna.gob.mx [Octubre, 2008].
- Cothren, G. M., Chen, S. and Pardue, J. H. (2002) Investigation of Subsurface Flow Constructed Wetlands Designs. *Public Works Management & Policy*, **7**(1), 32 – 45.
- Crites, R.W., Middlebrooks, J. and Sherwood, C.R. (2006) Natural Wastewater Treatment Systems. CRC Press. Taylor & Francis Group. Boca Raton, Fl, E.U.A. 540 p.
- Economopoulou, M.A. and Tsihrintzis, V. A. (2003) Design Methodology and Area Sensitivity Analysis of Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands. *Water Resour. Manage.*, **17**(2), 147 – 174.
- Fujita Research. (1998) Constructed Wetlands. En línea: <http://www.fujitaresearch.com> [Mayo, 2010].
- Haberl, R., Greco S., Langergraber, G., Kadlec, R.H., Cicalini, A.R., Martins, D.S., Novais J.M., Aubert, S., Gerth, A., Thomas, H., and Hebner, A. (2003) Constructed Wetlands for the Treatment of Organic Pollutants. *J. Soils Sediments.*, **3**(2), 109 – 124.

- Halverson, N.V. (2004). Review of Constructed Subsurface Flow vs. Surface Flow Wetlands. WSRC-TR-2004-00509. Westinghouse Savannah River Company. Savannah River Site. En línea: <http://www.osti.gov> [Octubre, 2008].
- ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council). (2003). Technical and Regulatory Guidance Document for Constructed Treatment Wetlands. The Interstate Technology & Regulatory Council Wetlands Team. En línea: <http://www.itrcweb.org> [Mayo, 2010].
- Jenkins, G.A. (2003) Modelling the Hydraulic Characteristics of Artificial Wetlands, En: MODSIM. International Congress on Modelling and Simulation, Integrative Modelling of Biophysical, Social and Economic Systems for Resource Management Solutions. En línea: <http://www.mssanz.org.au> [Mayo, 2010].
- Kadlec, R.H. and Wallace, S. (2008) Treatment Wetlands. CRC Press (2da ed.) Boca Raton, E.U.A. 1015 p.
- Kadlec, R. H. and Knight, R. L. (1996). Treatments Wetlands. CRC Press, ISBN. 0-87371-930-1. Boca Raton, E.U.A. 893 p.
- Kadlec, R.H. (2000) The Inadequacy of First-order Treatment Wetland Models. *Ecol. Eng.*, **15**(1-2), 105 – 119.
- Knight, R., Payne, V.W., Borer, R., Clarke, R., Jr., and Pries, J. (2000) Constructed Wetlands for Livestock Wastewater Management. *Ecol. Eng.*, **15**(1-2), 41 – 55.
- Langergraber, G. (2008) Modeling of Processes in Subsurface Flow Constructed Wetlands: A Review. *Vadose Zone J.*, **7**(2), 830 – 842.
- Lahora, A., (2003) Depuración de Aguas Residuales Mediante Humedales Artificiales: La EDAR de los Gallardos (Almería). En línea: <http://dialnet.unirioja.es> [Mayo, 2010].
- Lara, B.J.A. (1999) Depuración de Aguas Residuales Urbanas Mediante Humedales Artificiales. Tesis Maestría. Instituto Catalán de Tecnología. Universidad Politécnica de Cataluña. España. 114 p.
- Maldonado, Y. V. (1992) Análisis de Flujos y Factores que Determinan los Periodos de Retención. En línea: www.cepis.org.pe [Octubre, 2008].
- Małoszewski P., Wachniew P. and Czupryński P. (2006) Hydraulic Characteristics of a Wastewater Treatment Pond Evaluated through Tracer Test and Multi-Flow Mathematical Approach. *Polish J. Environ. Stud.*, **15**(1), 105 – 110.
- Marín E.L. (2007) Determinación Experimental de la Distribución de Tiempos de Residencia en un Estanque Agitado con Pulpa. En línea: <http://www.metsolver.com> [Mayo, 2010].
- Marsili-Libelli, S. y Checchi, N. (2005) Identification of Dynamics Models for Horizontal Subsurface Constructed Wetlands. *Ecol. Modell.*, **187**(2-3), 201 – 218.

- Mitchel, C. and McNevin, D. (2001) Alternative Analysis of BOD Removal in Subsurface Flow Constructed Wetlands Employing Monod Kinetics. *Water Resour.*, **35**(5), 1295 – 1303.
- Persson, J., Somes, N. L. G. and Wong, T. H. F. (1999) Hydraulics Efficiency of Constructed Wetlands and Ponds. *Wat. Sci. Tech.*, **41**(3), 291 – 300.
- Ríos C, Gutiérrez L, Aizaki M. (2007) A Case Study on the Use of Constructed Wetlands for the Treatment of Wastewater as an Alternative for Petroleum Industry. *BISTUA*, **5**(2), 25 – 41.
- Rodríguez P.A.C. (2003) Humedales Construidos. Estado del Arte (II). *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, **24**(3), 42 – 48.
- Rousseau D., Vanrolleghem P. and Pauw N. (2004) Model-Based Design of Horizontal Subsurface Flow Constructed Treatment Wetlands: A review. *Water Res.*, **38**(6), 1484 – 1493.
- Sarafraz, S., Ahamad, M.T., Noor, M.M. and Liaghat, A. (2009) Wastewater Treatment Using Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland. *Am. J. Environ. Sci.*, **5**(1), 99 – 105.
- Shuh-Ren, J., Ying-Feng, L., Tze-Wen, W. and Der-Yuan, L. (2002) Microcosm Wetlands for Wastewater Treatment with Different Hydraulic Loading Rates and Macrophytes. *J. Environ Qual.*, **31**(2), 690 – 696.
- Siracusa, G. y La Rosa, A.D. (2006) Design of a Constructed Wetland for Wastewater Treatment in a Sicilian Town and Environmental Evaluation Using the Emergy Analysis. *Ecol. Modell.*, **197**(3-4), 490 – 497.
- Smith, E., Gordon, R., Madani, A. and Stratton, G. (2005) Cold Climate Hydrological Flow Characteristics of Constructed Wetlands. *Can. Biosyst. Eng.*, **47**, 1.1 – 1.7.
- Tchobanoglous, G., Bueton, F.L. and Stensel, H.D. (2003) *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4 ed. Metcalf & Eddy, Inc. Ed. Mc Graw Hill. New York E.U.A. 1878 p.
- Teefy, S. (1996) *Tracers Studies in Water Treatment Facilities: A Protocol and Case Studies*. AWWA Research Foundation American Water Works Association. E.U.A. 152 p.
- Toride, N., Leij, F. J. and Genuchten, M. (1999) The CXTFIT Code for Estimating Transport Parameters from Laboratory or Field Tracer experiments. U.S. Salinity Laboratory, Agricultural Research Service., U.S. Department of Agriculture Riverside CAL. E.U.A.
- USDA (United States Department of Agriculture). (2002) *Environmental Engineering National Engineering Handbook* USDA 210-VI-NEH, Part 637. En línea: <http://www.wsi.nrcs.usda.gov> [Octubre, 2010].

- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). (1988) Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment. USEPA/625/1-88/022. Washington, D.C. E.U.A.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). (1993) Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment A Technology Assessment, USEPA832-R-93-008. Washington, D.C. E.U.A.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). (2000) Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewater. USEPA/625/R-99/010. Washington, D.C. E.U.A.
- Vidales-Contreras, J.A., Gerba, C., Karpiscak, M.M., Acuna-Askar, K., Chaidez-Quiroz, C. (2006) Transport of Coliphage PRD1 in a Surface Flow Constructed Wetland. *Water Environ. Res.*, **78**(11), 2253 – 2260.
- Vidales-Contreras, J.A., González-González, R. y Rodríguez-Fuentes, H. (2004) Cinética de PRD1 en un Pantano Construido de Flujo Subsuperficial. *CIENCIA UANL*, **7**(1), 45 – 50.
- Vymazal, J. and Kröpfelová, L. (2008) Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. Springer. Prague, Czech Republic. 579 p.
- Vymazal, J. (2005) Horizontal Sub-surface Flow and Hybrid Constructed Wetlands Systems for Wastewater Treatment. *Ecol. Eng.*, **25**(5), 478 – 490.
- Wachniew, P., Czuprynski, P y Maloszewski, P. (2003) Hydraulic Characteristics of Constructed Wetlands Evaluated by Means of Tracer Tests. En: “Trace elements and isotopes in geochemistry – fluids and solids”: Proceedingsband zum Workshop am Geologischen Institut der TU Bergakademie Freiberg am 20.
- Wynn, T.M. y Liehr, S.K. (2001) Development of a Constructed Subsurface-Flow Wetland Simulation Model. *Ecol. Eng.*, **16**(4), 519 – 536.

ANEXO A

**HIDRODINÁMICA Y EFICIENCIA DE TRATAMIENTO EN UN PANTANO
CONSTRUIDO DE FLUJO SUBSUPERFICIAL**

HIDRODINÁMICA Y EFICIENCIA DE TRATAMIENTO EN UN PANTANO CONSTRUIDO DE FLUJO SUBSUPERFICIAL

HYDRODYNAMICS AND EFFICIENCY OF TREATMENT IN A SUBSURFACE FLOW CONSTRUCTED WETLANDS

Luis Samaniego Moreno¹, Juan A. Vidales Contreras^{1*}, Rodolfo A. García Zambrano¹,
Humberto Rodríguez Fuentes¹, Emilio Olivares Sáenz¹, Rigoberto Vázquez Alvarado¹,
Ernesto Sánchez Alejo¹, Pablo Gortáez Moroyoqui².

¹ Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Agronomía. Carretera Zuázua-
Marín, km 15.5, Marín, Nuevo León, México.

² Instituto Tecnológico de Sonora, Dirección de Recursos Naturales, Departamento de
Biotecnología y Ciencias Alimentarias. 5 de Febrero 818 Sur, Col. Centro, Cd.
Obregón, Sonora, México.

*autor para correspondencia

lsamaniegom@yahoo.com.mx, * javidalesc@hotmail.com, rodolfo_uni@hotmail.com,
hrodrigu10@yahoo.com.mx, emolivares@gmail.com,
r_vazquez_alvarado@yahoo.com.mx, ernsanchez@hotmail.com, pgortare@itson.mx.

INTRODUCCION

En México, las 1710 plantas de tratamiento de aguas residuales municipales que funcionaron en el 2007, trataron $79.3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, es decir el 38.3% de los $207 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ recolectados en los sistemas de alcantarillado. Lo anterior sugiere que una parte del agua residual se descarga sin ningún tratamiento a cuerpos de agua, con el consecuente deterioro ambiental y problemas de salud pública. Se estima que en el año 2007 en México se reutilizaron 4,722 millones de metros cúbicos de agua equivalente a un caudal de $150 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. En el reuso de agua de origen municipal destaca la transferencia de aguas residuales colectadas en las redes de alcantarillado hacia cultivos agrícolas. El proceso de pantanos construidos para el tratamiento del agua residual en México representa el 7.60% del total de plantas instaladas para el 2007 y estos sistemas tratan

solamente el 0.61% del caudal recolectado en los sistemas de alcantarillado (CONAGUA, 2008). Los humedales artificiales han demostrado ser una tecnología apropiada para el tratamiento del agua residual, representando una solución técnica, económica y ambientalmente sostenible (Ghermandi *et al.*, 2007; Albuquerque and Bandejas, 2007; Sarafraz *et al.*, 2009; Debing, *et al.*, 2010), ya que requieren de mínimas inversiones iniciales, bajos costos de operación y sus beneficios económicos y sociales han sido reconocidos en diferentes países. Dichos sistemas han sido especialmente utilizados para la remoción de sólidos suspendidos y de la demanda química y bioquímica de oxígeno (Caselles-Osorio, *et al.*, 2007; Chen, *et al.*, 2009; Guido y Duran, 2008; Merlin *et al.*, 2002).

Los pantanos construidos pueden ser clasificados de acuerdo al tipo de flujo de agua dentro de él, teniendo flujo superficial y subsuperficial (Vymazal, 2010). La remoción de contaminantes dentro del pantano depende ampliamente de los tiempos de residencia y tipo de flujo, ya que estos parámetros controlan los procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren. El tipo de flujo deseado dentro del pantano es homogéneo, pero en la mayoría de los casos no ocurre así, existen zonas en las que el agua recorre más lentamente el sustrato resultando en zonas de estancamiento y otras zonas en las que el agua circula con mayor velocidad sin tener el suficiente tiempo de contacto para alcanzar niveles satisfactorios de tratamiento (zonas de cortocircuito hidráulico). En ambos casos, la eficiencia en el tratamiento disminuye drásticamente, resultando en un deficiente desempeño (Suliman *et al.*, 2007; Peña y Sam, 2006). La determinación del comportamiento hidráulico se realiza por medio de estudios de trazadores (Kadlec, 1994, Albuquerque and Bandejas, 2007; Chazarenc, *et al.*, 2003), ya sean químicos o

biológicos. La prueba de trazadores se inicia con la adición de un químico conservativo (no reactivo) al sistema, observando en el efluente el cambio en la concentración del químico con respecto al tiempo, terminando la prueba al alcanzar el sistema las condiciones iniciales (AWWA, 1996). Los trazadores conservativos más comunes, entre otros, son bromo, rodamina, litio, sodio, cloruro y calcio. Al igual que los trazadores conservativos, se han estado usando bacteriófagos en estos estudios, tal como PRD1, que ha demostrado ser un excelente trazador de agua en movimiento (Harvey, 1997; Harvey and Ryan, 2004; Vidales-Contreras, 2006; Aller *et al.*, 2007).

OBJETIVOS

- Estimar los parámetros de transporte implicados en la Ecuación de Convección-Dispersión (ECD) en un pantano de flujo subsuperficial, usando el bacteriófago PRD1 como biotrazador y litio como trazador conservativo.
- Comparar los resultados obtenidos al aplicar la ECD para PRD1 y Li, para evaluar la factibilidad del fago en pruebas de trazadores en pantanos de flujo subsuperficial
- Determinar en un pantano de flujo subsuperficial, la dinámica de la conductividad eléctrica (CE), pH, temperatura, turbidez, sólidos suspendidos totales (SST) y coliformes totales (CT).
- Determinar la presencia o no de zonas de estancamiento de flujo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio:

El pantano construido de flujo subsuperficial evaluado, se encuentra localizado en la Unidad de Ecosistemas Construidos para Investigación y Demostración ubicado en las instalaciones de la Facultad de Agronomía de la U.A.N.L. (FAUANL). El sistema de tratamiento consiste en un canal inclinado con pendiente de 0.33% con 4.6 m de base menor y mayor de 6.8 m, con una relación de talud de 1:1.57, 0.70 m de profundidad y 26 m de largo, relleno con grava de río de diámetro variable entre 1.27 cm y 3.81 cm (0.5 a 1.5 pulgadas), teniendo una porosidad de 32% y un volumen de agua de 18.97 m³. La profundidad promedio del agua dentro del pantano es de 0.38 m con un tiempo de residencia estimado en 4.39 días y gastos promedio de entrada y salida de 0.051 y 0.049 L s⁻¹ respectivamente. El área transversal al flujo es de aproximadamente 0.675 m². En el sistema están instalados 15 puntos de observación distribuidos en tres hileras de 5 pozos cada una a lo largo el pantano (Figura 1). En cada uno de los puntos de observación se instalaron tubos de policloruro de vinilo (PVC) de 0.1016 m de diámetro y 0.55 m de largo. El canal esta impermeabilizado con geomembrana de PVC de 1 mm de espesor y unida con cemento para PVC. El suministro del agua residual proviene de una laguna de oxidación y llega al pantano por una línea de abastecimiento de tubería de polietileno negra de 0.0381 m de diámetro. La *Typha spp* (tule) es la especie dominante en el pantano.

Determinación de Parámetros Físicos y Biológicos.

El monitoreo de sólidos disueltos, conductividad eléctrica, pH, temperatura del agua se hizo directamente en el pantano con un medidor multiparámetros (Hanna Instruments, HI 98130, E.U.A.). La turbidez fue medida con medidor de campo (Hanna Instruments, HI 93703, E.U.A.) con una frecuencia semanal y las mediciones obtenidas se analizaron en Surfer versión 8.01 (Golden Software, Inc. 2002. E.U.A.), el cual, con el método de Krigging, determina la interpolación de datos. Al inicio de la prueba, el monitoreo se realizó en la entrada, salida y los 5 pozos centrales del pantano (puntos del 6 al 10, Figura 1), a partir de septiembre del 2009 se monitorearon el total de puntos; además de la entrada y salida del pantano.



Figura 1. Vista general y puntos de muestreo del pantano de flujo subsuperficial.

Para la determinación de sólidos suspendidos se utilizó la técnica de diferencias de peso (APHA, 1992), tomándose muestras de los puntos 6 al 10 además de entrada y salida. Brevemente, una muestra bien mezclada es filtrada a través de un filtro de fibra de vidrio de 47 mm de diámetro (Whatman E.U.A.) y el residuo retenido es secado a peso constante a 103 – 105 °C. El incremento en el peso del filtro representa el total de sólidos suspendidos. Los volúmenes de muestra que se usaron fueron de 50 mL para los puntos 9, 10 y salida, mientras que para los puntos entrada, 6, 7 y 8 fueron 30 mL. Hay que hacer mención que aunque se tienen mediciones mensuales de sólidos suspendidos totales, solamente son de la entrada y salida del pantano, Sin embargo, en octubre del 2009 se realizó un muestreo en los puntos centrales, además de entrada y salida, resultados que son reportados en la presente investigación.

Para la determinación de coliformes totales se tomaron muestras en los puntos de entrada, 6, 7, 8, 9, 10 y salida, fueron conservadas en hielo y llevadas al Laboratorio de Remediación Ambiental y Análisis de Suelos, Aguas y Plantas de la FAUANL para su análisis por la técnica de filtración por membrana (APHA, 1992) utilizando M-Endo (Difco, E.U.A.) como agar y filtros de membrana de nitrocelulosa de 47 mm de diámetro y 0.45 µm de tamaño de poro (Whatman, E.U.A.). El volumen de muestra ensayado fue de 0.1 mL e incubadas a 37 °C. Los análisis fueron realizados por duplicado.

Determinación de Parámetros de Transporte

La determinación de los parámetros de transporte en el pantano se realizó por dos pruebas de trazadores en Marzo del 2008 con litio y con el bacteriófago PRD1.

Adición de trazadores y muestreo. El 13 de marzo del 2008 se añadió la solución de trazadores, preparada con 450 g de cloruro de litio, 1600 mL de agua residual, 100 mL del bacteriófago PRD1, a una concentración de 1.183×10^{10} ufp/mL, y 100 mL del bacteriófago MS2, a una concentración de 9.04×10^8 ufp/mL. La solución final del trazador resultó con una concentración de 3.34×10^8 ufp/mL de PRD1, de 2×10^7 ufp/mL de MS2 y 40.92 gL^{-1} de Li. La inyección de los 1800 mL de solución se llevo a cabo en 51 minutos por medio de una bomba peristáltica de flujo variable (Control Comp. E.U.A.) con un gasto de $35.29 \text{ mL min}^{-1}$.

La colecta de muestras desde la inyección hasta el 20 de Marzo del 2008 se hicieron al final del pantano subsuperficial por medio de un muestreador automático (ISCO, modelo 3700, E.U.A.) con un intervalo entre muestras de 4 h las cuales, conservadas con hielo dentro del muestreador, se recolectaban diariamente y se llevaban al Laboratorio de Remediación Ambiental y Análisis de Suelos, Aguas y Plantas de la FAUANL para que el bacteriófago PRD1 fuera contabilizado por el método de doble capa. Para la determinación de la concentración de Li en las muestras se empleo un espectrómetro de absorción atómica Unicam 969 (Sistema Solaar32. E.U.A.). Previamente al análisis se centrifugaron las muestras de agua a 3500 rcf por 5 min (Centrifuge 5802 R eppendorf, E.U.A.) con el fin de eliminar sólidos y evitar el taponamiento del capilar de absorción del espectrómetro.

Estimación de parámetros. La función de tiempo – concentración experimental se simuló utilizando la Ecuación de Convección – Dispersión (ECD) incluyendo un modelo de reacción de primer orden.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - \kappa C \quad (1)$$

Donde C es concentración (mg L^{-1} para Li o ufp/mL para PRD1), t es tiempo en días, D el coeficiente medio de dispersión longitudinal ($\text{m}^2 \text{d}^{-1}$), x la distancia desde el punto de inyección (m), v la velocidad convectiva (m d^{-1}) y k coeficiente de reacción de primer orden (d^{-1}).

Una solución analítica para el modelo ECD es dada por:

$$C(x,t) = \alpha m \left[\frac{1}{2Ac\sqrt{\pi Dt}} \exp\left(-\frac{(x-vt)^2}{4Dt}\right) \exp(-kt) \right] \quad (2)$$

En donde α es un factor de conversión (1×10^{-6} para PRD1 y 1×10^3 para Li), m es la masa del trazador (kg o ufp), Ac es el área efectiva transversal al flujo (m^2).

La calibración de la ECD con la función de tiempo-concentración (FTC) se llevó a cabo usando el método de mínimos cuadrados en Mathcad Professional 2001 (Mathsoft, Cambridge, Massachusetts). La masa del Li y del PRD1 fue estimada por el área bajo la curva con la regla del trapecio usando la curva de tiempo – concentración. Esta masa estimada fue insertada en la ecuación 2 para determinar las concentraciones simuladas y determinar Ac , D , v y k .

El balance de masa fue calculado a partir del momento cero de la función de tiempo concentración experimental observada en los estudios de trazadores usando la siguiente ecuación:

$$M = \phi Q \int_0^{\infty} C(t) dt \quad (3)$$

En donde M es la masa recobrada al final del sistema en kg o ufp, Φ es un factor de conversión 1×10^6 para PRD1 ó 1×10^3 para Li, Q es el gasto medido al final del pantano ($m^3 d^{-1}$).

Para la masa recobrada de Li se tiene que:

$$M_{Li} = Q \frac{m}{Ac v} \quad (4)$$

Mientras que para el PRD1 sería:

$$M_{PRD1} = \frac{Qm}{Ac \sqrt{v^2 + 4Dk}} \exp \left[\frac{x}{2D} \left(v - \sqrt{v^2 + 4Dk} \right) \right] \quad (5)$$

El tiempo de detención (DT) a partir del primer momento de la Función Tiempo-Concentración para un trazador conservativo esta dado por:

$$t = \frac{x}{v} + \frac{2D}{v^2} \quad (6)$$

Cuando se conocen los valores de v y D el primer momento para PRD1 sería:

$$t_{PRD1} = \frac{2D}{(v^2 + 4Dk)} + \frac{x}{(v^2 + 4Dk)^{1/2}} \quad (7)$$

Para la cuantificación de la remoción del contaminante, o en este caso de virus o Li se utiliza la siguiente ecuación:

$$remoción = \left(1 - \frac{ms}{me}\right) * 100 \quad (8)$$

Donde ms es la masa recuperada, y me es la masa inyectada (ufp para PRD1 o g para Li).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Parámetros físicos

Una vez colectada la información, se determinó la media, valor máximo, mínimo y desviación estándar de los parámetros de CE, pH, temperatura, sólidos disueltos y turbidez. Las Figuras 2 y 3 representan los valores promedio de la conductividad eléctrica observándose un incremento en los valores, aparentemente debido a la evapotranspiración.

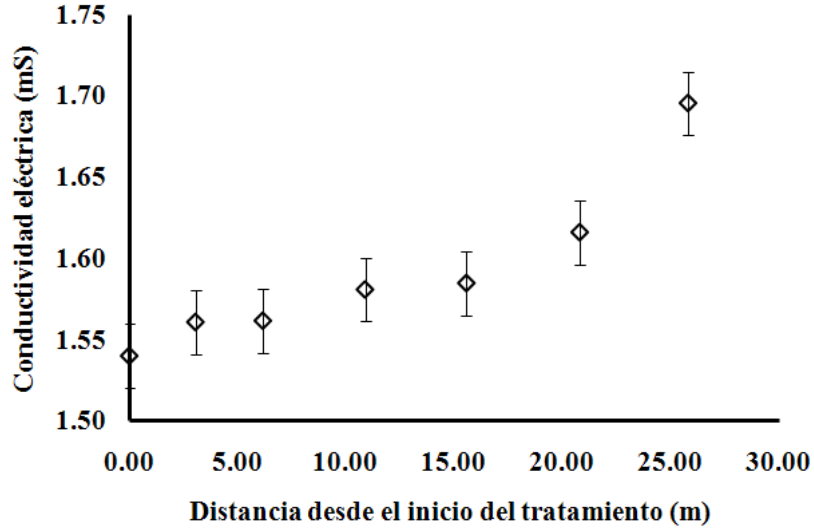


Figura 2. Valores promedio de la conductividad eléctrica medida a lo largo del flujo del pantano.

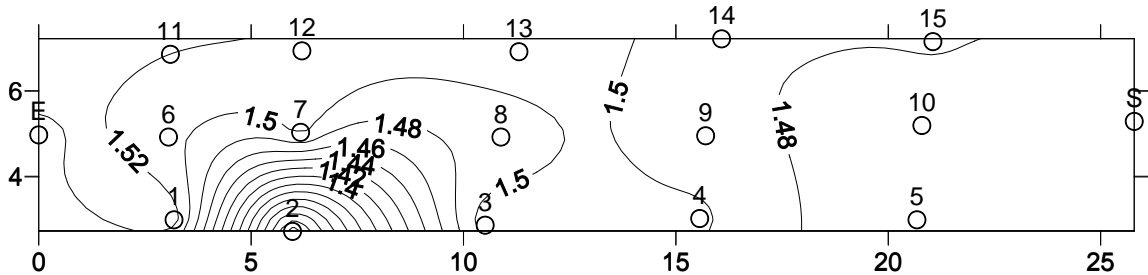


Figura 3. Valores promedio de la conductividad eléctrica en todo el pantano.

El pH del agua de abastecimiento se amortigua por las condiciones del pantano, haciéndose más alcalino que luego de recorridos los primeros metros inicia un descenso (Figuras 4 y 5) volviendo prácticamente a los valores de entrada. Diversos procesos han sido reportados como responsables del aumento de la alcalinidad en los humedales, entre los que se encuentran: oxidación de compuestos de azufre, reducción bacteriana desasimilatoria de sulfatos, amonificación, desnitrificación, nitrificación, metanogénesis y reducción de hierro (Johnson and Hallberg, 2005).

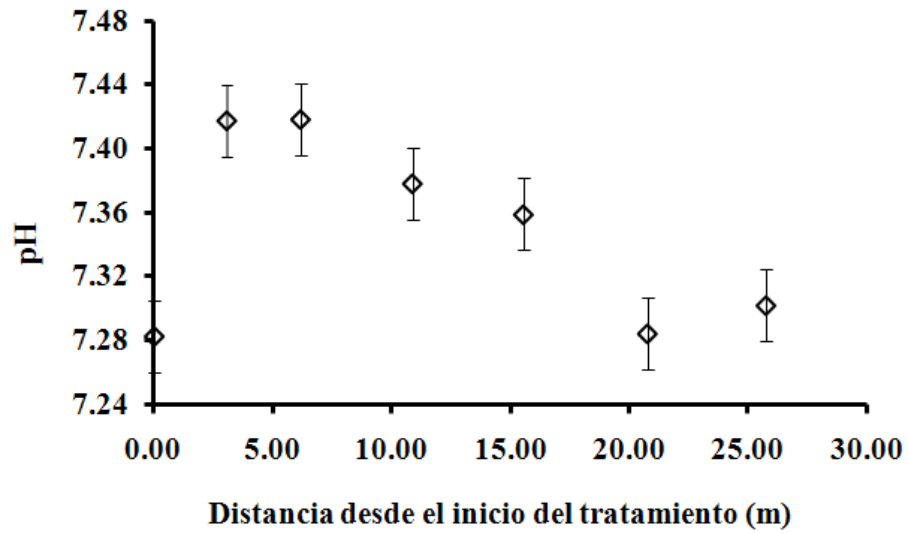


Figura 4. Valores promedio del pH medido a lo largo del flujo del pantano.

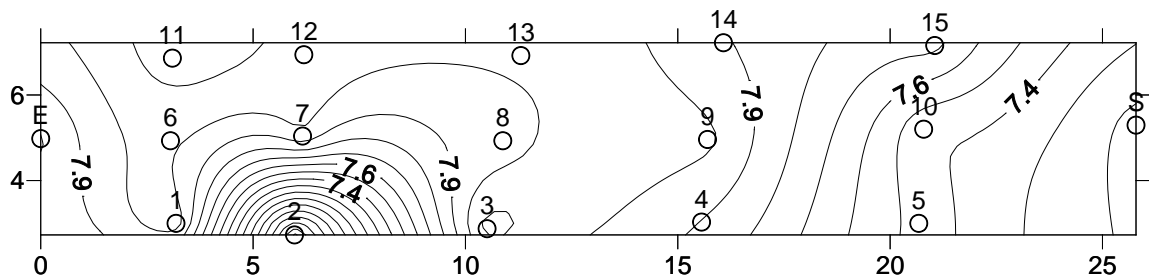


Figura 5. Valores promedio del pH medido en todos los puntos del pantano.

La disminución en la temperatura del agua en los 15 – 20 m de recorrido probablemente se debe al aumento en la densidad de población de *Typha*, no siendo así al final ya que no hay planta ni sustrato (Figuras 6 y 7).

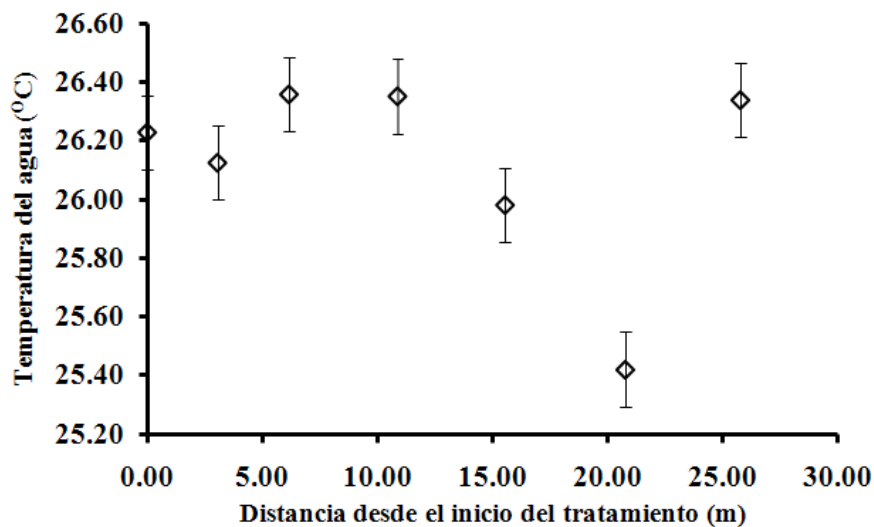


Figura 6. Valores promedio de la temperatura medida a lo largo del flujo del pantano.

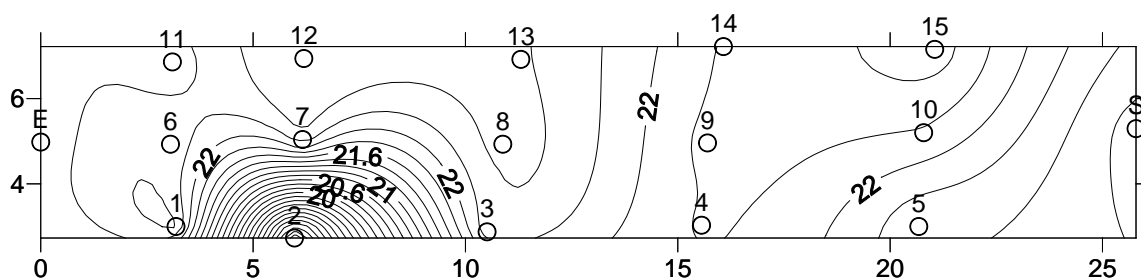


Figura 7. Valores promedio de la temperatura medida en todo el pantano.

El comportamiento de la turbidez durante esta fase de monitoreo (Febrero – Noviembre 2009) se muestra en la Figura 8, presentando una disminución más pronunciada en los primeros 10 m de recorrido, y a partir de los 20 m permanece con poca variación. Hay que hacer mención que la turbidez está muy relacionada con el SST (Kadlec and Knight, 1996), cuya observación se presenta en la Figura 10. La remoción de turbidez global es del 81.4%, llevándose a cabo el 73.71% de esa remoción en los primeros 10 m de recorrido.

Las mediciones de turbidez obtenidas en 17 puntos de muestreo dan como resultado la Figura 9, en la que se puede notar que existe una zona donde el flujo de agua es más lento o zona de estancamiento, esto se observa por las diferencias de turbidez (120 y 240 FTU) en la primera línea de puntos de muestreo perpendicular al flujo (pozos 1, 6 y 11). Lo que es respaldado con los resultados obtenidos por las pruebas de trazadores llevadas a cabo en el año del 2008, donde se observa la existencia de flujo preferente y con el análisis de la Figura 10 se ubica el sitio más probable de flujo preferente, así como las zonas de estancamiento.

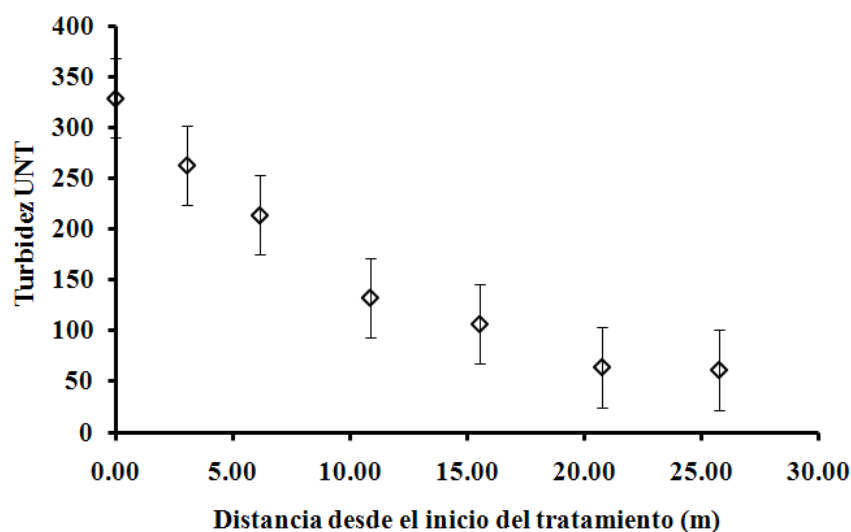


Figura 8. Valores promedio de la turbidez medida a lo largo del flujo del pantano.

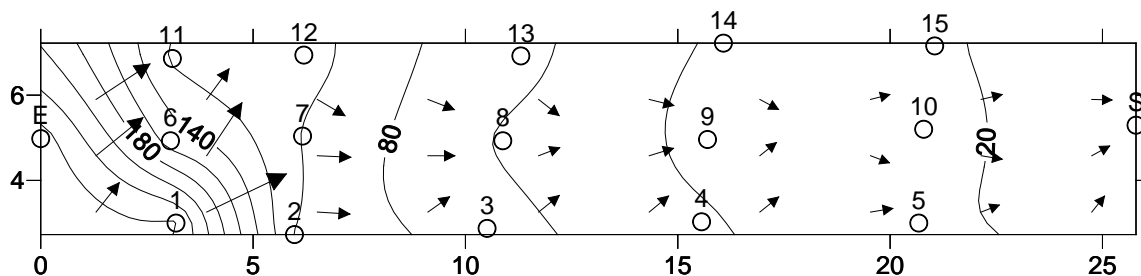


Figura 9. Valores promedio de la turbidez medida en todos los puntos del pantano.

La mayor parte de la eliminación de los SST se produce en los primeros metros, dando lugar a un banco de lodos que pueden obstruir el flujo de agua. En sistemas de flujo subsuperficial pueden obstruir los poros, cuando muchos de estos se llenan de partículas (Rousseau, 2005; Vymazal and Kröpfelová, 2008). Kadlec y Knight (1996), encontraron que la mayor parte de la remoción de sólidos se llevaba a cabo en los primeros 20 m de un pantano de 100 m de longitud y con una velocidad de flujo de 30 m d^{-1} , en el presente estudio se ha encontrado que la mayor remoción se encuentra en los primeros 2.5 m de 26 m que mide el pantano y con una velocidad nominal promedio de 5.92 m d^{-1} (Figura 10).

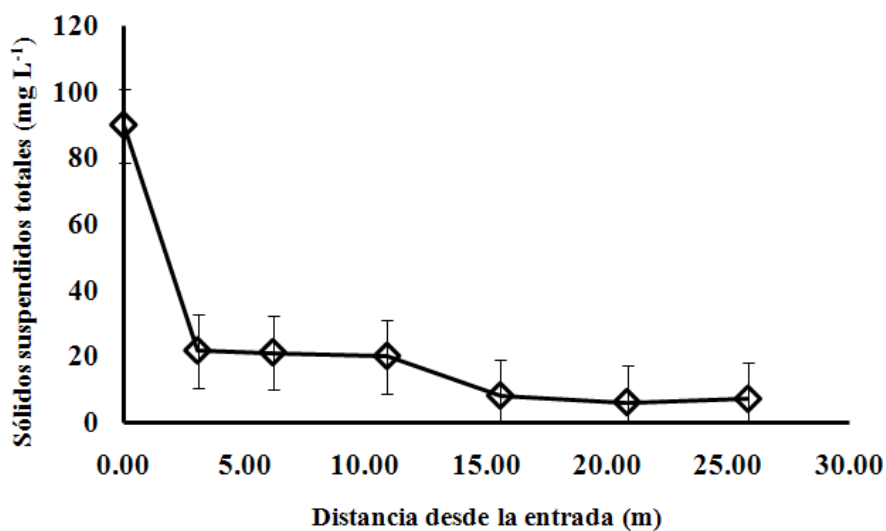


Figura 10. Sólidos suspendidos totales para octubre del 2009 medidos a lo largo del flujo del pantano.

Parámetros biológicos

Los organismos patógenos dependen para su multiplicación y sobrevivencia de su hospedero y condiciones favorables para su reproducción. Las aguas residuales son un

medio ambiente hostil y factores tales como la luz solar, temperatura, química del agua, depredación, tiempos de detención dentro del pantano y sedimentación, causan que las poblaciones de patógenos se reduzcan (Kadlec and Knight, 1996), lo cual para coliformes totales es ilustrado en la Figura 11. Los valores de la reducción de coliformes totales observados fueron del 85% en los primeros 3 m de recorrido, obteniendo una remoción global de 97.5% para el muestreo de octubre del 2009, sin embargo se debe mencionar que en muestreos anteriores de ambos extremos del pantano, se han encontrado remociones superiores al 99%.

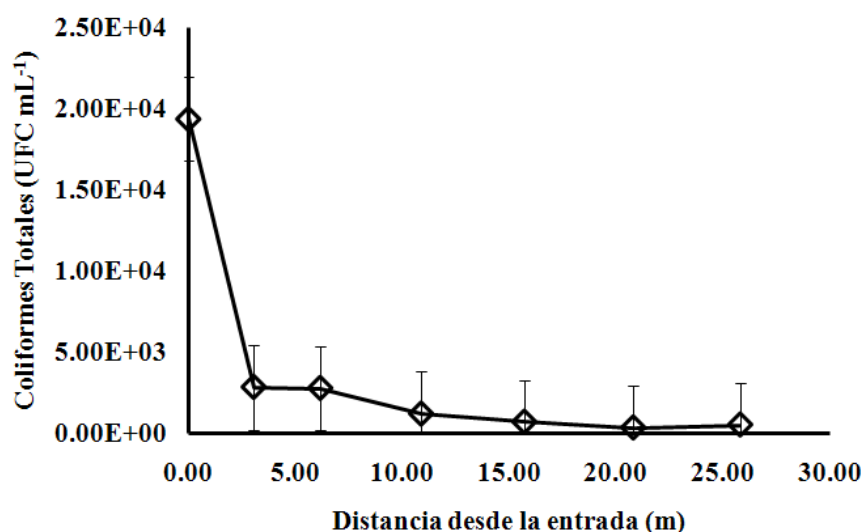


Figura 11. Coliformes totales para octubre del 2009 medidos a lo largo del flujo del pantano.

Pruebas de trazadores

Litio. La masa recobrada de litio al final del experimento fue de 54.87 g de los 73.66 g adicionados al inicio de la prueba, lo que representa un 25.5% menos que lo inyectado (ec. 8). Utilizando la ec. 4 se determinó la masa recobrada de Li, resultando en 34.45 g.

La ec. 2 fue ajustada con 54.87 g para m y 26 m para x . Dejando como variables libres A_c , D y v . Al ejecutar la simulación los valores resultantes fueron 1.47 m^2 , $15.09 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$ y 16.07 m d^{-1} , respectivamente (Cuadro 1). Con la ec. 6 se estimó el tiempo de detención resultando en 1.73 d. Los resultados anteriores se sustituyeron en la ec. 2 para estimar las concentraciones simuladas para Li (Figura 12), dando un coeficiente de determinación R^2 de 0.90 al ser comparadas con las concentraciones medidas.

PRD1. La masa añadida de PRD1 al pantano en el inicio de la prueba fue de 1.183×10^{12} ufp, mientras que la masa recobrada fue de 4.43×10^{11} ufp. Este último valor fue el que se utilizó para ajustar m de la ec. 2 con x igual a 26 m, para simular las concentraciones de PRD1. Dejando como variables libres A_c , D , v y k . y los valores obtenidos para estas variables son 0.753 m^2 , $10.513 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$ y 15.66 m d^{-1} y 0.205 d^{-1} respectivamente (Cuadro 1). Al simular las concentraciones y obtener el ajuste con respecto a valores observados (Figura 13) se obtuvo un coeficiente R^2 igual a 0.7566. Hay que mencionar que la masa recobrada, calculada con la ec. 5, fue de 3.91×10^{11} ufp. Con la ec. 7 se estimó el tiempo de detención resultando en 1.71 d. La remoción cuantificada para PRD1 (ec. 8) es de 62.55%.

Tiempos de detención. Una vez simulados los valores de D , v y k , se determinaron los tiempos de detención (DT) para Li (ec. 3) y PRD1 (ec. 4), siendo 1.73 d y 1.71 d, respectivamente.

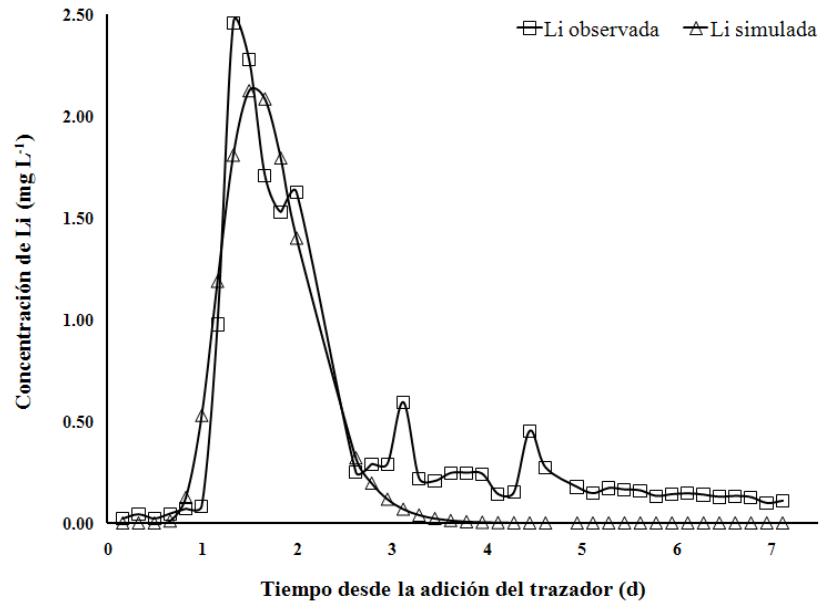


Figura 12.- Concentraciones observadas y simuladas de Li.

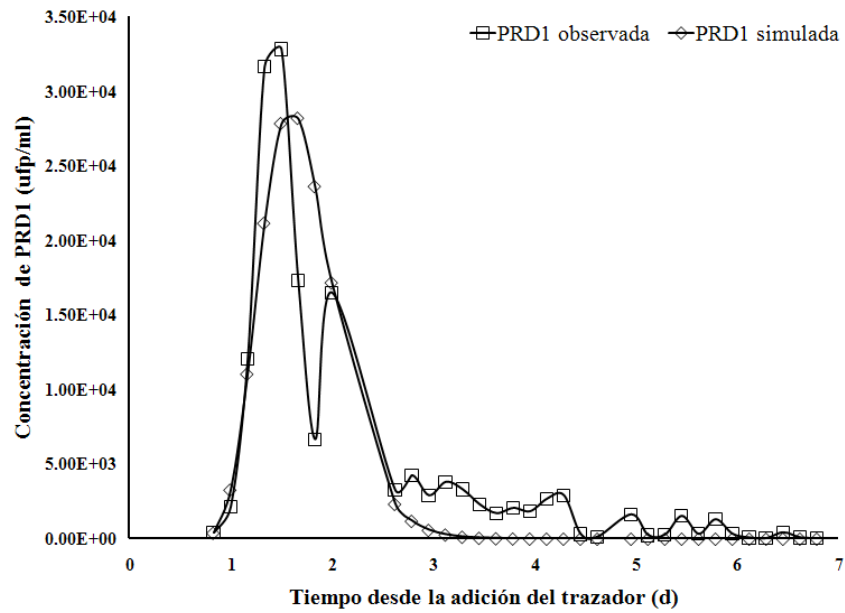


Figura 13.- Concentraciones observadas y simuladas de PRD1.

Cuadro 1.- Concentrado de resultados obtenidos al llevar a cabo la simulación de parámetros de transporte.

Trazador	Ac (m ²)	D (m ² d ⁻¹)	v (m d ⁻¹)	R^2	k (d ⁻¹)	TD (d)
Li	1.47	15.091	16.071	0.8988		1.73
PRD1	0.753	10.513	16.66	0.7566	0.205	1.71
Medido	0.675		24.07			1.08

Los gastos durante el desarrollo de la prueba denotan un descenso en ambos casos (entrada y salida) debido a un proceso de sedimentación en la manguera de abasto. El gasto promedio de salida en la prueba fue estimado en 0.17 Ls⁻¹.

Las Figuras 12 y 13 representan los resultados obtenidos de las pruebas de trazadores realizadas en marzo del 2008 con Li y PRD1, respectivamente. En ambos casos están presentes dos zonas de flujo, identificadas por la liberación y aumento en la concentración de los trazadores en los tiempos 2.2, 3 y 4.6 d. Con el virus PRD1 es más claro este fenómeno debido a la menor capacidad de mezclado y mayor adherencia al sustrato comparado con el Li, el cual tiene un tamaño de 0.145 nm y una mayor capacidad para mezclarse con el agua por ser un trazador químico.

CONCLUSIONES

La concentración de sales medidas con conductividad eléctrica, así como el total de sólidos disueltos, aumentan al final del recorrido del agua en el pantano, debido principalmente al proceso de evapotranspiración por las plantas del pantano.

El mayor porcentaje de remoción de sólidos suspendidos y turbidez se llevó a cabo en los primeros metros de recorrido, alcanzando remociones del 81% y 93%, respectivamente, al final del pantano.

Las condiciones dentro del pantano fueron un ambiente desfavorable para el crecimiento de coliformes totales ya que su reducción fue del orden del 97.5%, siendo la mayor parte de remoción en los primeros metros de tratamiento.

Los factores hidrodinámicos del flujo de agua en un pantano subsuperficial construido pueden ser modelados por medio del uso de los parámetros de la Ecuación de Convección – Dispersión y de las funciones de tiempo-concentración. Además, el uso de virus como biotrazador, tal es el caso del PRD1, arrojó resultados aceptables para los parámetros de transporte comparado con un trazador conservativo.

Estudios de trazadores realizados en 2008 mostraron que existen dos zonas de flujo, sin embargo, con estos estudios no se puede determinar la ubicación, pero con las mediciones de turbidez realizadas en 17 puntos de muestreo muestran la existencia y ubicación de una zona de estancamiento.

Aunque las eficiencias de tratamiento del pantano de flujo subsuperficial son superiores al 80%, al solucionar el problema de estancamiento por la nivelación del tubo de entrada de agua y asegurando una entrada uniforme y perpendicular al pantano, se tendrá una mayor eficiencia en la remoción de contaminantes.

RESUMEN

Los pantanos construidos son una buena alternativa para el tratamiento del agua residual, a bajo costo en construcción, operación y mantenimiento, tratando el agua por medio de procesos físicos, químicos y biológicos. La eficiencia de tratamiento está afectada directamente por el tiempo de residencia y tipo de flujo en el sustrato. Estos sistemas son mucho más difíciles de modelar que los tratamientos convencionales debido a la complejidad de los factores que intervienen. Uno de los mejores métodos para la determinación y análisis del flujo en los humedales construidos es usando la evaluación del tiempo de residencia hidráulico (TRH) por el método de impulso de trazadores. Dentro de los bacteriófagos comúnmente usados como trazadores, se encuentra el MS2 y PRD1. A pesar de la mejor representación de la realidad, la CDE es menos frecuentemente usada para la evaluación del funcionamiento de los pantanos. Las mediciones de parámetros físicos del agua a lo largo del pantano muestran que en el primer tercio se remueve al menos el 75% de sólidos suspendidos totales, turbidez y coliformes totales, siendo mayores de 95% al final del pantano. Estudios de trazadores revelan la existencia de zonas de estancamiento o de flujo preferente que con medidas de turbidez han sido localizados.

Palabras Clave: Tratamiento, agua residual, hidrodinámica, remoción, parámetros físicos.

ABSTRACT

The constructed wetlands are a good alternative for the treatment of wastewater, low-cost construction, operation and maintenance, treating the water through physical, chemical and biological process. The treatment efficiency is directly affected by the residence time and flow pattern in the substrate. These systems are much more difficult to model than conventional treatments because of the complexity of involved factors. One of the best methods for the determination and analysis of flow constructed wetlands is to use the evaluation of hydraulic residence time (HRT) by pulse tracer method. The bacteriophages commonly used as tracers, are the MS2 and PRD1. Despite the best representation of reality, the CDE is less often used for performance evaluation of the wetlands. The measurements of physical parameters of water along of the wetland show that in the first third is removed at least 75% of total suspended solids, turbidity and total coliforms, which was higher than 95% at the end of the wetland. Tracer studies reveal areas of stagnation that by the use of turbidity measurements have been located.

REFERENCIAS

- Albuquerque, A. and Bandejas, R. (2007) Analysis of Hydrodynamic Characteristics of a Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland. International Conference on Water Pollution in Natural Porous Media at Different Scales. España. pp 329-338.
- Aller, M.F., Durand, V., Greswell, R.B., Tellam, J.H. and Riley M.S. (2007) Transport Pathways for Viruses in a Sandstone Aquifer. 2nd SWITCH Scientific Meeting, Tel-Aviv, Israel. En línea: <http://www.switchurbanwater.eu> [Noviembre, 2010].
- American Water Works Association. (1996) Tracer Studies in Water Treatment Facilities: A Protocol and Case Studies. AWWA, E.U.A. 153 p.

- APHA/AWWA/WEF. (1992) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (18 ed.). Washington D.C. 900 p.
- Caselles-Osorio, A., Porta, A., Porras, M. and García, J. (2007) Effect of High Organic Loading Rates of Particulate and Dissolved Organic Matter on the Efficiency of Shallow Experimental Horizontal Subsurface-Flow Constructed Wetlands. *Water Air Soil Pollut.*, **183**(1-4), 367-375.
- Chazarenc, F., Merlin, G. and Gonthier, Y. (2003) Hydrodynamics of Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands. *Ecol. Eng.*, **21**(2-3), 165-173.
- Chen, M., Tang, Y., Li, X. and Yu, Z. (2009) Study on the Heavy Metals Removal Efficiencies of Constructed Wetlands with Different Substrates. *J. Water Resour. Prot.*, **1**(1-57), 22-28.
- Comisión Nacional del Agua. (2008) Estadísticas del Agua en México 2008. ISBN 978-968-817-895-9. En línea: <http://www.agua.org.mx> [Noviembre, 2009].
- Debing, J., Baoqing, S., Hong, Z. and Jianming, H. (2010) Chemical Oxygen Demand, Nitrogen and Phosphorous Removal by Subsurface Wetlands with Phragmites Vegetation in Different Models. *Eng. Life Sci.*, **10**(2), 177-183.
- Ghermandi, A., Bixio, D., Traverso, P., Cersosimo, I. and Thoeye, C. (2007) The Removal of Pathogens in Surface-Flow Constructed Wetlands and its Implications for Water Reuse. *Water Sci. Technol.*, **56**(3), 207-216.
- Guido, Z. A. y Durán, B. C. (2008) Remoción de Contaminantes en un Sistema Modelo de Humedales Artificiales a Escala de Laboratorio. *Tecnología, Ciencia, Educación*, **23**(1), 15-22.
- Harvey, R.W. and Ryan, J.N. (2004) Use of PRD1 Bacteriophage in Groundwater Viral Transport, Inactivation, and Attachment Studies. *FEMS Microbiol. Ecol.*, **49**(1), 3-16.
- Harvey, R.W. (1997) Microorganisms as Tracers in Groundwater Injection and Recovery Experiments: A Review. *FEMS Microbiol. Rev.*, **20**(3-4), 461-472.
- Johnson, D.B. and Hallberg K.B. (2005) Acid Mine Drainage Remediation Options: A Review. *Sci. Total Environ.*, **338**(1-2), 3-14.
- Kadlec, R.H. and Knight, R.L. (1996) Treatments Wetlands. Lewis, Boca Raton, California. 893 p.
- Kadlec, R. H., (1994) Detention and Mixing in Free Water Wetlands. *Ecol. Eng.*, **3**(4), 345-380.

- Merlin, G., Pajeau, J. and Lissolo, T. (2002) Performances of Constructed Wetlands for Municipal Wastewater Treatment in Rural Mountainous Area. *Hydrobiología*, **469**(1-3), 87-98.
- Peña, A.R.E. y Sam, P.C. (2006) Integración Numérica en Microsoft Excel para Cálculo del Tiempo Medio de Residencia en Reactores Continuos. *Tecnología Química*, **26**(1), 48-52.
- Rousseau D. (2005) Performance of Constructed Treatment Wetlands: Model-Based Evaluation and Impact of Operation and Maintenance. PhD thesis, Ghent University, Ghent, Belgium, 300 p.
- Sarafraz, S., Mohammad, T.A., Megat, J. and Liaghat, A. (2009) Wastewater Treatment Using Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland. *Am. J. Environ. Sci.*, **5**(1), 99-105.
- Suliman, F., Futsaether, C. and Oxaal, U. (2007) Hydraulic Performance of Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands for Different Strategies of Filling the Filter Medium into the Filter Basin. *Ecol. Eng.*, **29**(1), 45-55.
- Vidales-Contreras, J. A., Gerba, C. P., Karpiscak, M. M., Acuña-Askar, K. and Chaidez-Quiroz, C. (2006) Transport of Coliphage PRD1 in a Surface Flow Constructed Wetland. *Wat. Environ. Res.*, **78**(11), 2253-2260.
- Vymazal, J. (2010) Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water.*, **2**(3), 530-549.
- Vymazal, J. and Kröpfelová, L. (2008) Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. Springer Science. Czech Republic., 579 p.

ANEXO B

**SOBREVIVENCIA DE BACTERIÓFAGOS EN UNA PRESA RECREATIVA
DEL NORESTE DE MÉXICO.**

SOBREVIVENCIA DE BACTERIÓFAGOS EN UNA PRESA RECREATIVA DEL NORESTE DE MÉXICO.

BACTERIOPHAGE SURVIVAL IN A RECREATIONAL DAM OF THE NORTHEAST OF MEXICO.

Luis Samaniego Moreno¹, Juan A. Vidales Contreras^{1*}, Rodolfo A. García Zambrano¹, Humberto Rodríguez Fuentes¹, Emilio Olivares Sáenz¹, Rigoberto Vázquez Alvarado¹, Ernesto Sánchez Alejo¹, Pablo Gortáez Moroyoqui².

¹ *Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Agronomía. Carretera Zuázua-Marín, km 15.5, Marín, Nuevo León, México.*

² *Instituto Tecnológico de Sonora, Dirección de Recursos Naturales, Departamento de Biotecnología y Ciencias Alimentarias. 5 de Febrero 818 Sur, Col. Centro, Cd. Obregón, Sonora, México.*

**autor para correspondencia*

*lsamaniegom@yahoo.com.mx, *javidalesc@hotmail.com, rodolfo_uni@hotmail.com, hrodrigu10@yahoo.com.mx, emolivares@gmail.com, r_vazquez_alvarado@yahoo.com.mx, ernsanchez@hotmail.com, pgortare@itson.mx.*

INTRODUCCION

Una de las formas más comunes de contaminación de los cuerpos de agua superficiales es por patógenos entéricos asociados a las heces fecales de individuos enfermos. Entre estos patógenos se encuentran los virus entéricos que se han considerado la causa más común de muerte entre la niñez a nivel mundial. Al ser evacuados al ambiente ellos pueden alcanzar los cuerpos de agua superficiales, que abastecen a las poblaciones o que se utilizan como sitios de recreación, poniendo en riesgo la salud pública causando diversas enfermedades entre la población (Bosch *et al.*, 2006). Entre las enfermedades que pueden ser transmitidas por la ruta fecal – oral por virus entéricos presentes en agua

contaminada se encuentran: gastroenteritis, hepatitis A, hepatitis E, meningitis y miocarditis, entre otras.

La persistencia de los virus entéricos en cuerpos de agua superficiales o subterráneos, es importante en la protección de la salud pública, ya que ellos pueden sobrevivir por largos periodos de tiempo, manteniendo la posibilidad de brotes de enfermedades entéricas o en casos más graves epidemias. Para determinar la tasa de decaimiento en el ambiente se puede recurrir a virus no patogénicos; por ejemplo, bacteriófagos, incapaces de reproducirse en el ambiente (Campos, 1993; Grabow, 2001), con una morfología similar a la que presentan los virus entéricos y con la ventaja de que su análisis es relativamente sencillo, económico y rápido (Vidales-Contreras *et al.*, 2006). Los más comúnmente utilizados como modelos de virus entéricos son PRD1 y MS2. Entre otras características, PRD1 infecta bacterias gram negativas como *Escherichia coli* y *Salmonella typhimurium*, posee una membrana lipido-protéica bajo la cápsula proteínica similar al adenovirus y al rotavirus. El virus es de forma icosaedral, con un tamaño de 62 nm y 24×10^6 daltons de peso molecular. MS2 es un virus desnudo, similar a los enterovirus, como el coxaquivirus, polivirus y enterovirus. Infecta a *Escherichia coli*, es de forma icosaedral, con un tamaño de 27 nm y tiene un peso molecular de 3.5×10^6 daltons (Kuzmanovic, *et al.*, 2003; Harvey and Ryan, 1993).

Los factores que pueden afectar a la sobrevivencia del virus en agua, incluyen la temperatura, materia orgánica, microorganismos aeróbicos y luz solar, entre otros (Bosch *et al.*, 2006). Sin embargo, el factor más crítico sobre la sobrevivencia es la temperatura, ya que se ha demostrado que la sobrevivencia del virus decrece con su

incremento, principalmente por la actividad de enzimas extracelulares (Gundy *et al.*, 2009) y en casos extremos la desnaturalización de proteínas (Hurst *et al.*, 1980). Yahya *et al.* (1993) evaluaron la persistencia del PRD1 y MS2 en agua subterránea, teniendo como único factor de atenuación a la temperatura, inactivándose a razón de $0.05 \log_{10} \text{d}^{-1}$ a $7 \text{ }^{\circ}\text{C}$, y de $0.55 \log_{10} \text{d}^{-1}$ a $23 \text{ }^{\circ}\text{C}$. Años más tarde, John y Rose (2005) realizaron una revisión de factores que afectan la sobrevivencia de microorganismos en agua subterránea y encontraron que el valor de la media geométrica para las tasas de inactivación para colifagos, poliovirus, echovirus, bacterias coliformes, enterococci y *Salmonella spp.* fue aproximadamente $0.07 - 0.1 \log_{10} \text{d}^{-1}$, mientras que las tasas de inactivación para el virus de hepatitis A, coxsackievirus y PRD1 fueron menores, con valores entre $0.02 - 0.04 \log_{10} \text{d}^{-1}$. Los virus mostraron una dependencia a la temperatura ya que a altos valores, la tasa de inactivación es mayor.

La presa “La Juventud” ubicada al noreste de México se utiliza como sitio de recreación y pesca deportiva donde anualmente se reciben aproximadamente 32,000 visitantes. A esta presa llegan principalmente los escurrimientos producidos por las precipitaciones torrenciales que ocurren en su cuenca, sin embargo, en ella se ubican pequeños desarrollos urbanos y explotaciones de cerdos y ganado vacuno, además del predio donde se confinan los desechos de la cabecera municipal de Marín N.L. México. La presa se encuentra aproximadamente a 1.5 km de un sistema de lagunas de oxidación donde se tratan las aguas residuales del municipio, por lo que, en temporada de precipitaciones se corre el riesgo que efluentes contaminados lleguen a ella. Es importante mencionar, que al noreste de la presa se establecen cultivos irrigados con agua residual tratada.

OBJETIVOS

Los objetivos de la presente investigación fueron: (i) evaluar *in situ* la tasa de decaimiento de PRD1 y MS2 en la presa recreativa La Juventud, (ii) su relación con parámetros físicos como temperatura, pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, sólidos suspendidos totales y (iii) cuantificar coliformes totales y fecales en las aguas del reservorio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Esta investigación se realizó en la presa “La Juventud” (Figura 1) perteneciente a la Facultad de Agronomía de la Universidad Autónoma de Nuevo León (FAUANL) ubicada entre los 25° 53'06" - 25° 52'25" de latitud norte y los 100° 04'02" - 100° 04'13" longitud oeste, su extensión es de 54.47 ha. El clima de la región es extremo, su precipitación anual fluctúa entre 250 y 500 mm; de los cuales, la mayor parte ocurre en agosto y septiembre. Las mayores temperaturas se presentan en julio y agosto con una máxima de 40 °C, una mínima de 4 °C y una media anual de 22 °C, la dirección predominante de los vientos es de norte a sur (Marín, 2008).

El sitio para la prueba de sobrevivencia (Figura 1) de MS2 y PRD1 se localizó a los 25° 52' 29" N, 100° 04' 07" O, con profundidad de 4.0 m al inicio del estudio ya que en época de estiaje se encontraron descensos del nivel del agua hasta de 1 m. Los bacteriófagos PRD1 y MS2 se obtuvieron del Laboratorio de Remediación Ambiental de la FAUANL. Ambos virus fueron replicados por el método de doble capa (Adams,

1959) usando como huésped *Salmonella typhimurium* y *Escherichia coli* 15597, respectivamente, en agar de soya tripticaseina (BDBioxon, México) a una concentración de 40 g L^{-1} . Una alícuota de 0.1 mL de una suspensión de virus se mezcló con 0.5 mL de su hospedero en 30 g L^{-1} de caldo de soya tripticaseina (BDBioxon, México) preparado con agar bacteriológico al 10 % (BDBioxon, México). Esta suspensión se añadió a la placa de agar de soya y posterior a su solidificación se incubó a $37 \text{ }^\circ\text{C}$ por 24 h. Después de 3 h a temperatura ambiente ($25 \text{ }^\circ\text{C}$) se añadieron 6 mL de agua destilada estéril. La suspensión se recuperó en una botella de polipropileno de 250 mL y se centrifugó a 15000 g (Centrifuge 5804 R Eppendorf) por 15 min. El sobrenadante se filtró a través de una membrana de nitrocelulosa de 47 mm de diámetro y $0.45 \text{ }\mu\text{m}$ de tamaño de poro (Millipore Corporate, E.U.A.).

La sobrevivencia se realizó *in situ* utilizando membranas de diálisis (Spectra/Por Spectrum) con un umbral de permeabilidad de 12,000 a 14,000 daltons de peso molecular, lo que permite que los iones solubles del agua pasen la membrana pero no admite el paso del virus MS2 y PRD1 (3.5 y 24×10^6 daltons, respectivamente). Se colocaron bolsas de aproximadamente 100 mm de largo y 25 mm de ancho en agua destilada para suavizarlas y atarlas en uno de sus extremos. Las bolsas se llenaron con 3 mL de una mezcla de 300 mL de agua de la presa y 0.3 mL de solución concentrada de cada virus, cerrando la bolsa atando su extremo superior. La concentración inicial de PRD1 y MS2 fue igual o mayor a 2.0×10^6 unidades formadoras de placa (UFP) mL^{-1} .



Figura 1. Presa La Juventud donde se realizaron las pruebas de sobrevivencia vírica.

Los ensayos se llevaron a cabo en: a) primavera del 2007 (17 - 24 de Abril), b) primavera del 2008 (23 de abril - 02 de Mayo), c) verano del 2008 (01 - 11 de julio), d) otoño del 2008 (12 - 21 de diciembre), y e) invierno del 2008 (23 - 28 de enero 2009). En el sitio de muestreo se instalaron grupos de 12 bolsas con la suspensión viral previamente preparada, a profundidades de 0, 1, 2 y 3 m. Esta condición cambió en otoño e invierno 2008, cuando la altura de la columna a evaluar llegó a ser de 4 m, debido a las precipitaciones ocurridas en julio del 2008. Diariamente se colectó una bolsa de diálisis, la cual se colocó en un recipiente con hielo para llevarse al laboratorio para su análisis por el método de doble capa (Adams, 1959). Usando agar de soya tripticaseina (40 g L^{-1}) como placa, una alícuota de 0.5 mL de bacteria hospedera y 0.1 mL de virus (de la respectiva dilución) se mezclaron en 4.5 mL de caldo de soya tripticaseina (30 g L^{-1}) y agar bacteriológico al 10% a una temperatura de $47 \text{ }^\circ\text{C}$, vaciándose en la placa de agar e incubándose por 24 h a $37 \text{ }^\circ\text{C}$. La concentración se

determinó por el número de placas por plato petri, los cuales se prepararon por duplicado. Al momento del muestreo y a las profundidades mencionadas anteriormente, el pH, la conductividad eléctrica (CE) y la temperatura fueron medidos con un medidor multiparámetros de campo (YSI Mod. 63150, E.U.A.), lo mismo para el oxígeno disuelto (O₂), con un aparato de campo con sonda de 4 m de longitud (Hanna Instruments, HI 9143 E.U.A.).

Para la determinación de sólidos suspendidos se utilizó la técnica de diferencias de peso (APHA, 1992), tomándose solamente muestras de la superficie del punto. Brevemente, una muestra bien mezclada se filtró a través de un filtro de fibra de vidrio de 47 mm de diámetro (Whatman E.U.A.) y el residuo retenido fue secado a peso constante a 103 – 105 °C. El incremento en el peso del filtro representa el total de sólidos suspendidos. Los volúmenes de muestra que se usaron fueron de 20 mL. La medición de turbidez se hizo *in situ* con muestras tomadas solamente de la superficie (Hanna Instruments, HI 93703, E.U.A.).

Para la determinación de coliformes totales y fecales se tomaron muestras de agua de la superficie del punto de muestreo, conservadas en hielo y llevadas al laboratorio para su análisis por la técnica de filtración por membrana (APHA, 1992) utilizando M-Endo y MFc (Difco, E.U.A.) respectivamente como agar y filtros de membrana de nitrocelulosa de 47 mm de diámetro y 0.45µm de tamaño de poro (Whatman, E.U.A.). Los análisis fueron realizados por duplicado.

Con el Log_{10} de la concentración relativa (C/C_0) de virus como valor en el eje de las ordenadas y el día en el cual el número de virus estuvo presente como el correspondiente valor en el eje de las abscisas, se usó regresión lineal para ajustar una línea a través de los puntos y la tasa de decaimiento (k) está representada por la pendiente de la línea. Los valores de k reportados como números positivos indican que hay un crecimiento y negativos cuando hay una inactivación; mientras más grande el número, más alta la tasa de decaimiento (Yates, *et al.*, 1985; McLaughlin and Brooks, 2008).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La información climática de precipitación, humedad relativa, evaporación y temperatura ambiente (INIFAP, 2009) y del agua que se presentaron durante los experimentos se muestran en la Figura 2 y en todos ellos el mayor valor se encontró en verano.

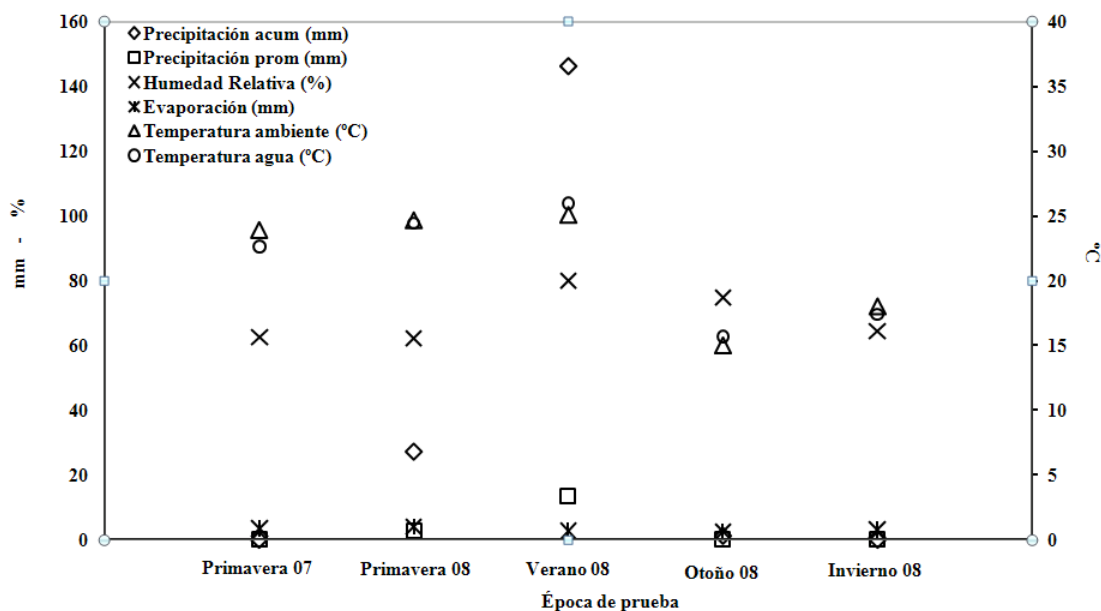


Figura 2. Datos climáticos registrados durante el periodo de estudio en la presa La Juventud, en el municipio de Marín N.L., México.

La sobrevivencia de PRD1 y MS2, representada como el promedio de las concentraciones relativas de virus a lo largo de toda la columna de agua, se muestran en las Figuras 3 y 4, respectivamente. Para ambos virus la menor sobrevivencia fue en verano y la mayor en invierno, presentando MS2 una mayor tasa de decaimiento a excepción de Primavera del 2008 (Cuadro 1). Es importante señalar que en primavera 2008, para MS2, solo se consideraron los datos obtenidos en el punto ubicado a 3 m de profundidad, debido a las pocas observaciones realizadas en los puntos superficiales (Figura 5). Comparando los resultados entre profundidades de muestreo, la tendencia general, a excepción del verano 2008, fue que el PRD1 es más persistente en el fondo de la columna de agua (Figura 6), siendo la superficie el sitio de menor sobrevivencia. Con respecto a MS2, este comportamiento también se observó, sin embargo, para ambos virus, los dos puntos intermedios no siempre mostraron menor persistencia comparado con el fondo de la columna.

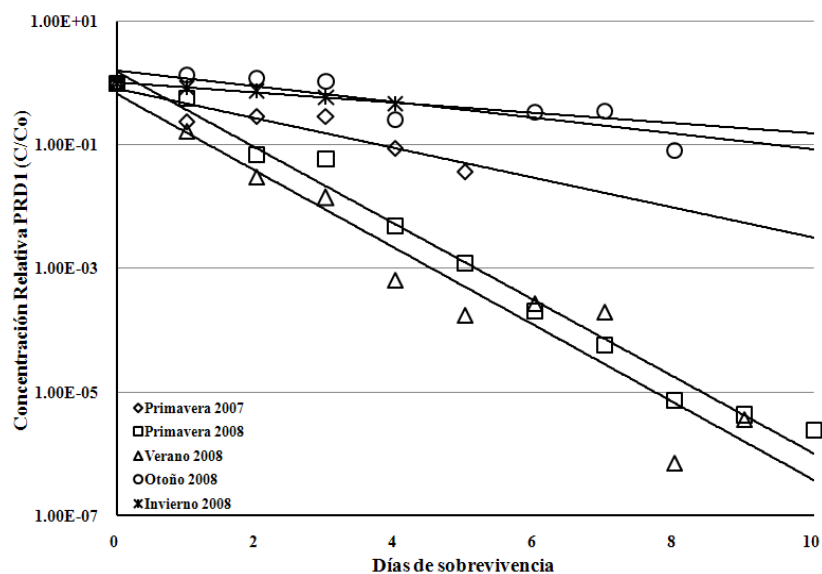


Figura 3. Concentración del virus PRD1.

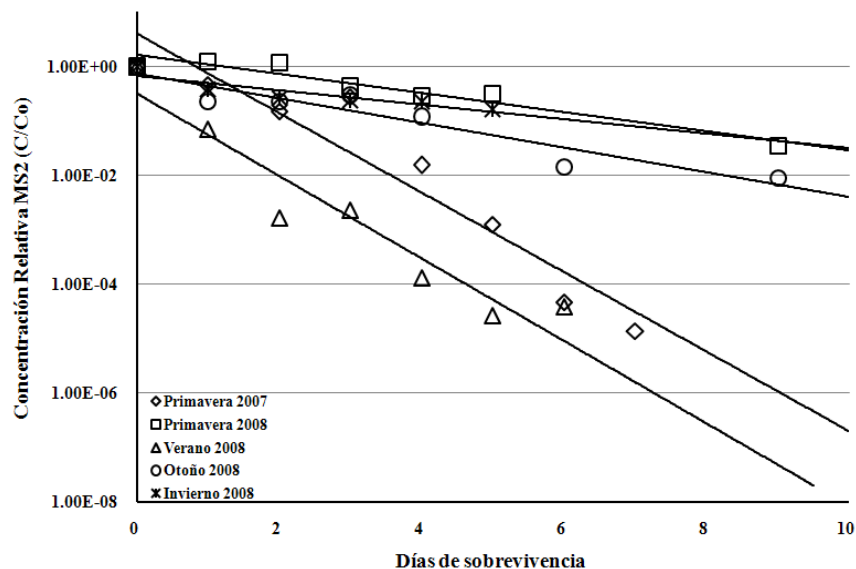


Figura 4. Concentración del virus MS2.

Las tasas de decaimiento (k) calculadas con el promedio de las concentraciones relativas para ambos virus y las temperaturas del agua y ambiente, prevalecientes en los días de prueba, se presentan en el Cuadro 1. El mayor decaimiento se observó durante el verano y el menor en invierno, probablemente como resultado de la temperatura del agua. Sin embargo, en el periodo de prueba de invierno 2008, presenta una temperatura ambiente y del agua mayor en 3 y 1.7 °C respectivamente, que en el periodo de otoño 2008. En términos generales se concuerda con los resultados de diversos autores (Yahya *et al.*, 1993; Yates *et al.*, 1985). Los resultados para temperatura, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto se presentan en las Figuras 7, 8 y 9, respectivamente.

Cuadro 1. Tasas de decaimiento, (d^{-1}), para PRD1 y MS2 durante la prueba de sobrevivencia en la presa “La Juventud”.

Estación del año	MS2		PRD1		Temperatura ($^{\circ}C$)	
	k (d^{-1})	R^2	k (d^{-1})	R^2	agua	ambiente
Primavera 2007	-1.68	0.91	-0.55	0.85	22.7	24.0
Primavera 2008	-0.40	0.92	-1.42	0.99	24.4	24.7
Verano 2008	-1.74	0.92	-1.43	0.93	26.0	25.1
Otoño 2008	-0.51	0.90	-0.29	0.74	15.7	15.0
Invierno 2008	-0.30	0.81	-0.19	0.97	17.4	18.0

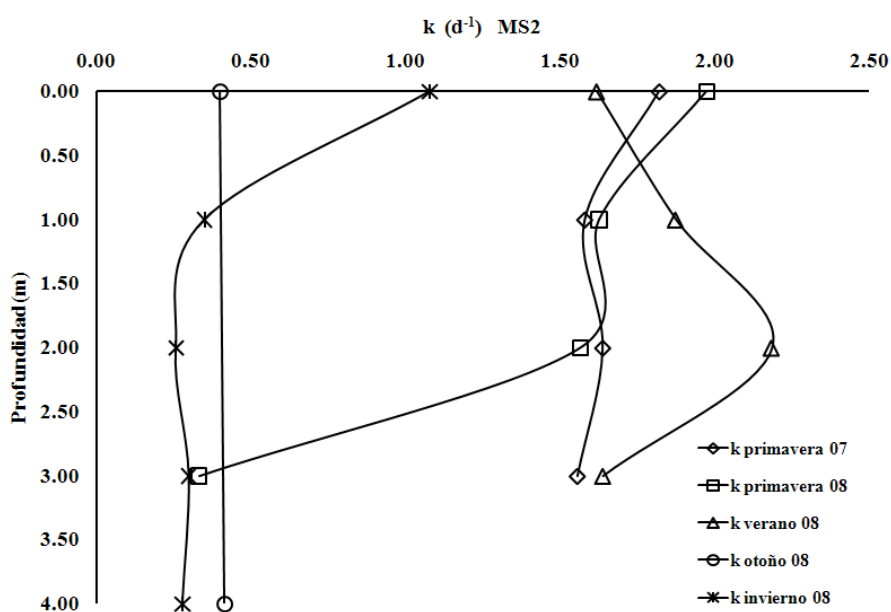


Figura 5. Tendencia de tasas de decaimiento para MS2.

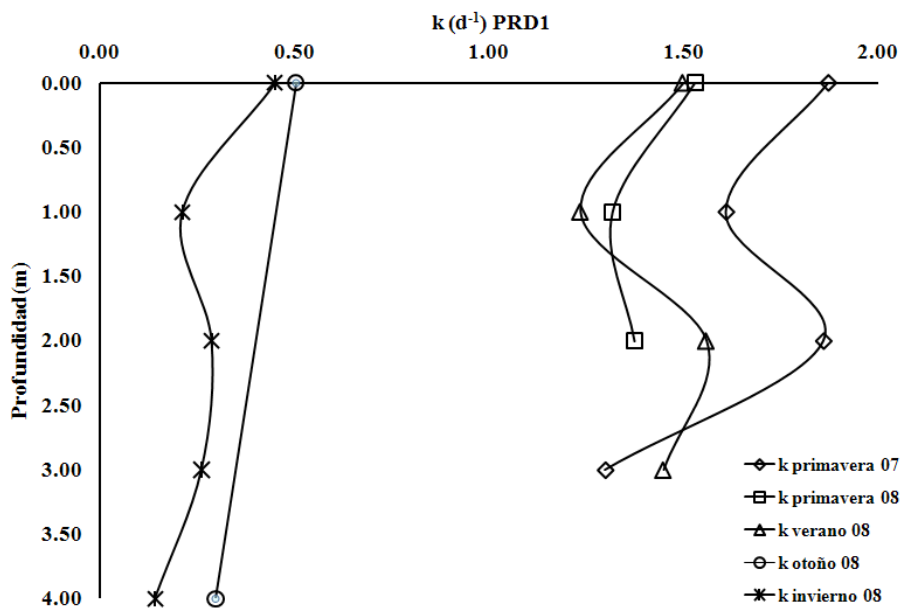


Figura 6. Tendencia de tasas de decaimiento para PRD1.

Durante los estudios no se observó alguna relación entre la tasa de decaimiento con la conductividad eléctrica o la concentración de oxígeno disuelto en cada uno de los sitios de muestreo. Sin embargo, comparado con los valores en la superficie, la concentración de oxígeno y temperatura fueron menores en el fondo de la columna (Figuras 7, 8 y 9), probablemente como consecuencia del efecto del viento, la estratificación por temperatura, la baja capacidad de difusión del oxígeno en el agua, la capacidad fotosintética de las algas presentes y la actividad microbiológica en el fondo del lago. Algo similar se observó en la conductividad eléctrica, aunque es valioso señalar que las curvas A y B (Figura 8) corresponden al mismo periodo de monitoreo en el verano 2008, durante el cual se presentaron fuertes precipitaciones en la cuenca de la presa, resultando en una reducción de la conductividad eléctrica por efecto de dilución, curva B. La mayor conductividad eléctrica en el fondo del lago puede atribuirse a una renovación más rápida del agua en la superficie de la columna debido al vertido del volumen almacenado

por el vertedor de demasías. Para los muestreos mensuales, los sólidos suspendidos fluctuaron entre 45 y 80 mg L⁻¹ ligeramente superior a los 75 mg L⁻¹ de promedio mensual señalados como límites máximos para aguas recreativas, aunque inferior a los 125 mg L⁻¹ de promedio diario, establecidos por la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996 (SEMARNAT. 1997). Los niveles de turbidez se ubicaron entre 15 y 33 unidades nefelométricas durante los meses de muestreo del presente estudio.

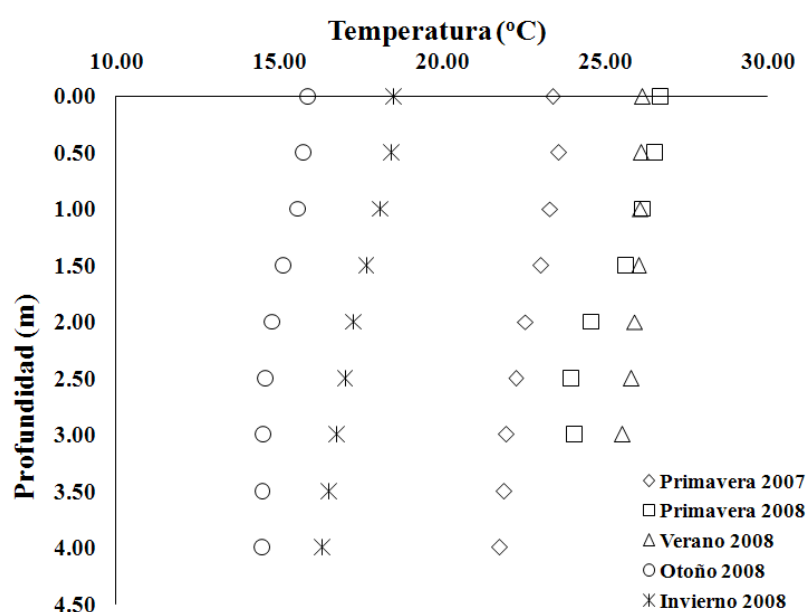


Figura 7. Temperaturas promedio durante la ejecución de las pruebas de sobrevivencia.

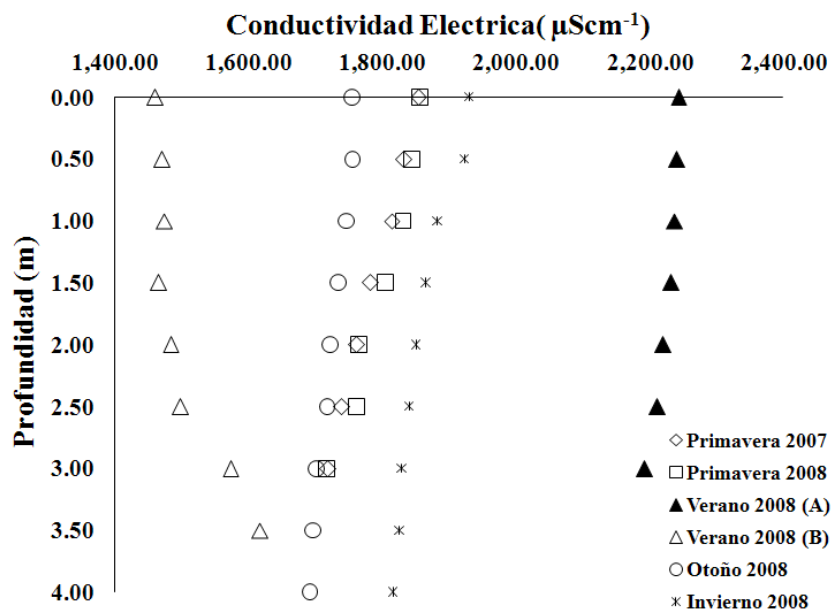


Figura 8. Conductividad eléctrica (μScm^{-1}) promedio durante las pruebas de sobrevivencia.

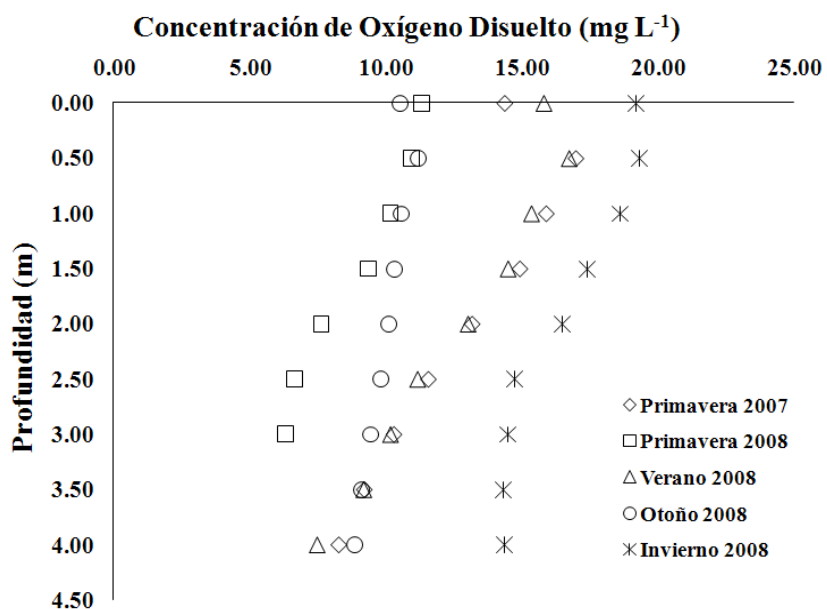


Figura 9. Concentración promedio de oxígeno disuelto (mg L^{-1}) observados en las pruebas de sobrevivencia.

Por otra parte, las concentraciones de coliformes totales fluctuaron entre 75 y 335 UFC/100 mL mientras que las fecales se ubicaron entre 25 y 125 UFC/100 mL de muestra. Estos valores están muy por debajo de los máximos permisibles (NOM-003-ECOL-1997) para descargas de aguas residuales a aguas y bienes nacionales (1000 UFC/100 mL de promedio mensual para coliformes fecales o 2000 UFC/100 de promedio diario). Por lo que, hasta el momento de llevar a cabo esta investigación, las aguas de la presa no representaban un riesgo potencial a la salud pública.

CONCLUSIONES

La sobrevivencia de MS2 y PRD1 en aguas de la presa “La Juventud” depende de la temperatura del agua, la cual es un resultado de la época del año y de la profundidad, sugiriendo además, que la sobrevivencia depende del tipo de virus y que probablemente aquellos virus entéricos con membranas que encierran el material genético sobreviven por mayor tiempo que los virus sin envoltura. Aparentemente, los patógenos de efluentes residuales municipales podrían sobrevivir por mayor tiempo durante el invierno que en otra época del año, lo que significa un mayor riesgo para las personas que visitan la presa durante ese tiempo.

Con respecto a los parámetros físicos, como temperatura y oxígeno disuelto, los valores máximos fueron observados consistentemente en la superficie y en el fondo del lago los valores mínimos. La conductividad eléctrica más alta se registró en la superficie, sin

embargo, durante fuertes precipitaciones los valores más altos se observaron en el fondo del reservorio probablemente a consecuencia de un desequilibrio físico motivado ya sea por una más rápida renovación del agua en la superficie cuando se sobrepasa la capacidad de almacenamiento de la presa o por efecto de dilución. Actualmente, el embalse cumple con las normas mexicanas para aguas de recreación en sólidos suspendidos totales y coliformes fecales, no siendo un riesgo potencial a la salud pública.

RESUMEN

Una de las formas más comunes de contaminación de los cuerpos de agua superficiales es por la presencia de patógenos entéricos asociados a las heces fecales de individuos enfermos. La presente investigación evalúa *in situ* la tasa de decaimiento de PRD1 y MS2 como modelo de virus entéricos en la presa recreativa La Juventud y su relación con la temperatura, pH, conductividad eléctrica, sólidos suspendidos totales y oxígeno disuelto del agua. Además valora la cantidad de coliformes totales y fecales en las aguas del reservorio. Para ambos virus la menor sobrevivencia fue en verano y la mayor en invierno. El MS2 presenta una mayor tasa de decaimiento, comparado con el PRD1, el cual fue más persistente en el fondo de la columna que en la superficie. La tasa de decaimiento no estuvo relacionada con la conductividad eléctrica o la concentración de oxígeno disuelto en cada uno de los sitios de muestreo. Los sólidos suspendidos totales fluctuaron entre 45 y 80 mg L⁻¹, las concentraciones de coliformes totales fluctuaron entre 75 y 335 UFC/100 mL mientras que las fecales se ubicaron entre 25 y 125 UFC/100 mL de muestra. Estos valores están muy por debajo de los máximos

permisibles para descargas de aguas residuales a aguas y bienes nacionales cumpliendo con las normas mexicanas para aguas de recreación en sólidos suspendidos totales y coliformes fecales, no siendo la presa, un riesgo potencial a la salud pública.

ABSTRACT

One of the most common forms of contamination of surface water is the presence of enteric pathogens associated with feces of sick individuals. This study evaluates in situ decay rate of PRD1 and MS2 in the recreational dam La Juventud and determines the behavior of temperature, pH, electrical conductivity, total suspended solids, dissolved oxygen and the amount of total and fecal coliform in reservoir water samples. For both viruses, the lowest survival time was in summer and the highest one in winter, probably as a result of water temperature. The MS2 decay rate was higher than PRD1, which was more persistent in the bottom of the column than in the surface. There was not a relationship between electrical conductivity or dissolved oxygen concentration and the rate of decay in each of the sampling sites. The total suspended solids ranged between 45 and 80 mg L⁻¹, total coliform concentrations ranged between 75 and 335 cfu/100 mL while the fecal fell between 25 and 125 cfu/100 mL of sample. These values are well below the maximum permissible levels for wastewater discharges to national waters complying with the Mexican standards for recreational waters in total suspended solids and fecal coliform, not being the dam, a potential risk to public health.

KeyWords: Inactivation, virus, PRD1, MS2, Pathogen.

REFERENCIAS

- Adams, M.H. (1959) Bacteriophage. Interscience Publishers, Inc. New York.
- Bosch, A., Pintó, R.M. and Abad, F.X. (2006) Survival and Transport of Enteric Viruses in the Environment. En: Food Microbiology and Food Safety (Goyal, S.M., ed.). Springer E.U.A. pp.151-187.
- Campos, P. C. (1993) Indicadores de Contaminación Fecal en Aguas, En línea: <http://tierra.rediris.es> [Febrero, 2009].
- Grabow, W. (2001) Bacteriophages: Update on Application as Models for Viruses in Water. *Water S.A.*, **27**(2), 251-267.
- Griffin, D.W., Donalson, K.A., Paul, J.H., and Rose, J.B. (2003) Pathogenic Human Viruses in Coastal Waters. *Clin.Microbiol. Rev.*, **16**(1), 129-143.
- Gundy, P.M., Gerba, C.P. and Pepper, I.L. (2009) Survival of Coronaviruses in Water and Wastewater. *Food Environ. Virol.*, **1**(1), 10-14.
- Harvey, R.W. and Ryan, J.N. (2004) Use of PRD1 Bacteriophage in Groundwater Viral Transport, Inactivation, and Attachment Studies. *Microbiol. Ecol.*, **49**(1), 3-16.
- Hurst, C.J., Gerba, C.P. and Cech, I. (1980) Effects of Environmental Variables and Soil Characteristics on Virus Survival in Soil. *Appl. Environ. Microbiol.*, **40**(6), 1067-1079.
- INIFAP (2009) En línea: <http://clima.inifap.gob.mx> [Febrero, 2009].
- John, D.E. and Rose, J.B. (2005) Review of factors Affecting Microbial Survival in Groundwater. *Environ Sci Technol.*, **39**(19), 7345-7356.
- Kuzmanovic, D. A., Elashvili, I., Wick, Ch., O'Connell, C and Krueger, S. (2003) Bacteriophage MS2: Molecular Weight and Spatial Distribution of the Protein and RNA Components by Small-Angle Neutron Scattering and Virus Counting. *Structure.*, **11**(11), 1339-1348.
- Long, S. C. and Sobsey, M.D. (2004) A Comparison of the Survival of F+RNA and F+DNA Coliphages in Lake Water Microcosms. *J. Water Health.*, **2**(1), 15-22.

Marín (2008) En línea: www.marin.gob.mx [Febrero, 2009].

Mclaughlin, M.R. and Brooks, J. P. (2008) EPA Worst Case Water Microcosm for Testing Phage Biocontrol of *Salmonella*. *J. Environ. Qual.*, **37**(1), 266-271.

SEMARNAT (1997) En línea: <http://www.semarnat.gob.mx> [Febrero, 2009].

Vidales-Contreras, J.A., Gerba, C.P., Karpiscak, M.M., Acuna-Askar, K. and Chaidez-Quiroz, C. (2006) Transport of Coliphage PRD1 in a Surface Flow Constructed Wetland. *Water Environ. Res.*, **78**(11), 2253-2260.

Vinluan, E. A. (1996) Survival of Microbial Indicator in Constructed Wetlands. Tesis de Maestría. University of Arizona, Tucson Arizona, E.U.A. 65 p.

Yahya, M.T., Galsomies, L., Gerba, C.P., and Bales, R. C. (1993) Survival of Bacteriophages MS-2 y PRD-1 in Ground Water. *Water Sci Technol.*, **27**(3-4), 409-412.

Yates, M.V., Gerba, C.P. y Kelley, L.M. (1985) Virus Persistence in Groundwater. *Appl. Environ. Micro.*, **49**(4), 778-781.

RESUMEN AUTOBIOGRAFICO

Luis Samaniego Moreno

Candidato para el Grado de

Doctor en Ciencias con Especialidad en Ciencias Agrícolas

Tesis: REMOCIÓN DE CONTAMINANTES ESPECÍFICOS EN ECOSISTEMAS
CONSTRUIDOS

Edad: 41 años

Campo de Estudio: Ciencias agrícolas

Biografía:

Datos Personales: Nacido en Saltillo, Coahuila el 19 de Octubre de 1969, hijo de Elías Samaniego Galindo y Esperanza A. Moreno Martínez.

Educación: Egresado de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, grado obtenido de Ingeniero Agrónomo en Irrigación en 1992. Maestría en la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, obteniendo el grado de Maestro en Ciencias con especialidad en Riego y Drenaje en 1997.

Experiencia Profesional: Profesor - Investigador de Tiempo Completo de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro desde 1996 a la fecha, adscrito al Departamento de Riego y Drenaje, División de Ingeniería.