

Remoción de fósforo mediante un humedal de subsuperficial de flujo horizontal

Barceló Quintal Icela Dagmar *, Osornio Berthet Luis Jesús., González González José T., Solís Correa Hugo Eduardo, García Albortante Julisa, García Martínez Magdalena

Área de Química y Físicoquímica ambiental, División de Ciencias Básicas e Ingeniería de la Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco, Ciudad de México, México. Tel: +52 55 0153827769.

*Autor para correspondencia: ibarceloq@gmail.com

Recibido:

16/julio/2019

Aceptado:

20/octubre/2019

Palabras clave

Río Lerma, metal pesado, evaluación de sedimentos

Keywords

Lerma river, heavy metal, sediment evaluation

RESUMEN

Se estudió la cinética de degradación del fósforo en un humedal sub superficial de flujo horizontal (SSFH), se consideraron secciones sembradas con *Phragmites australis* (carrizo) y *Typha latifolia* (tule) y curvas con peralte entre los canales para un flujo homogéneo y sin cortos circuitos. Para las constantes cinéticas de degradación, se calcularon los tiempos de retención hidráulica (TRH) y la concentración de fosfatos en el estiaje de 2017, Para el cálculo del TRH por sitio se utilizaron: coeficientes de Manning, porosidad aparente del sustrato y velocidad de flujo. Se midieron: temperatura, pH, potencial redox, oxígeno disuelto. Se observaron tres secciones en el perfil de las cinéticas, causadas por las curvas del humedal y las regiones de carrizo y tule, se ajustaron las constantes a un estándar de 20°C. El tratamiento del fósforo produjo bajo rendimiento, es necesario completar éste mediante una laguna de oxidación u otro humedal.

ABSTRACT

Phosphorus degradation kinetics were studied in a sub-surface wetland with horizontal flow (SSFH), three sections planted with *Phragmites australis* (Reeds) and *Typha latifolia* (Tule) were considered, with curves between channels for a homogeneous flow and without short circuits. For the kinetic constants of degradation, hydraulic retention times (TRH) and concentration of phosphates in the dry season of 2017 were calculated. For the THR calculation per site, the following parameters were used: Manning coefficients, apparent porosity of the substrate and flow velocity. Also were measured: temperature, pH, redox potential, and dissolved oxygen. Three sections were observed in the profile of the kinetics, caused by the curves of the wetland and the regions of reed and Tule; the constants were adjusted to a standard of 20 ° C. The phosphorus treated produced low yield, it is necessary to complete this through an oxidation lagoon or another wetland.

Introducción

Los humedales de tratamiento son capaces de eliminar el fósforo (P) de las aguas residuales, tanto a corto como a largo plazo. El fósforo es un nutriente necesario para el crecimiento de las plantas, y con frecuencia es un factor limitante para la productividad vegetativa. Una medida de las necesidades relativas de los ecosistemas es la proporción entre los elementos nutrientes de la biomasa, que se representa a menudo como una proporción molar de C:N:P= 106:16:1, o en masa 41:7:1. Las aguas residuales no tienen esta proporción, salvo raras ocasiones, y con mayor frecuencia, hay exceso de fósforo en las aguas residuales municipales o en las domésticas (Osornio et al., 2017a; González, 2017b; Osornio et al., 2016). La introducción de trazas de este elemento en las aguas receptoras puede tener efectos profundos sobre la estructura del ecosistema acuático (Kadlec y Wallace, 2009).

Con el propósito de comprender el ciclo del fósforo, los humedales pueden ser visualizados como consistentes en varios compartimentos: agua, plantas, microbiota, hojarasca y tierra. El peso seco de las plantas dentro de los humedales, el soporte y los microorganismos, son una fracción significativa de los compuestos del fósforo, aunque son aproximadamente diez veces menos que los compuestos de nitrógeno. La masa de estos depósitos de fósforo varía en diferentes tipos de humedales, y con la estación del año. La fracción dominante de fósforo está contenida en los suelos y sedimentos de los humedales. Las plantas y el lecho comprenden la mayor parte del resto, con muy poca masa contenida en microbios y algas (Kadlec y Wallace, 2009). El fósforo en las aguas residuales se encuentra normalmente como fosfatos y en formas orgánicas; es esencial para el crecimiento de los organismos, en concentraciones elevadas, por incorporación de aguas residuales o tratadas estimula el crecimiento de macro y microorganismos, provocando eutrofización (Luna y Ramírez, 2004).

El tratamiento del agua para la eliminación del fósforo en un humedal construido requerirá de un período de tiempo para que las plantas utilizadas en el tratamiento puedan adaptarse a las nuevas concentraciones que llegan, así el humedal funcionaría de un modo sostenido a largo plazo (Kadlec y Wallace, 2009; González et al., 2017a).

En el caso de los humedales sub-superficiales de flujo horizontal, los detritus de las plantas no regresan a la columna de agua; en lugar de ello se deposita encima del soporte del humedal. El ambiente de la parte superior del lecho puede ser insaturado (en el caso de los humedales de flujo horizontal) donde la descomposición del detritus es más lenta (Barceló et al., 2018a). Las reacciones de

precipitación que involucran al fósforo son complejas. La precipitación implica típicamente la reacción del fósforo con cationes metálicos tales como Fe, Al, Ca o Mg, formando sólidos amorfos o poco cristalinos. Estas reacciones típicamente ocurren a altas concentraciones de fosfato (Hammer y Bastian, 1989). Además de la reacción química directa, el fósforo puede co-precipitar con otros minerales, como el hidróxido férrico, y los carbonatos.

El movimiento del fósforo en los humedales subterráneos está influenciado por la materia particulada y será eliminado a través de mecanismos de sedimentación, filtración e interceptación, estos mecanismos resultan en la acumulación de partículas dentro de la zona de entrada del humedal y el fósforo soluble se moverá con el flujo de agua. Dado que el sistema hidráulico de los humedales de flujo subterráneo es no ideal, típicamente hay cortos circuitos y zonas muertas dentro del lecho del humedal (Barceló et al., 2018b), lo que afectará la velocidad con la que el fósforo soluble se mueve a través del humedal. El fósforo también puede ser absorbido por las plantas de los humedales durante la temporada de crecimiento de las plantas y liberado después de la muerte de la planta (González, 2017b; Osornio et al., 2017a). El efecto combinado de los tres factores muestra elevadas absorciones de fósforo, hasta que se haya retenido el fósforo adecuado para soportar el ciclo de la biomasa vegetal y hasta que se haya agotado la capacidad de adsorción del lecho, entonces humedal descargará concentraciones de fósforo en el efluente.

Metodología

El humedal, tiene 12.15m de largo y 8m de ancho, con tres canales que finalizan en curvas con peraltes, Figura 1a, cuenta con conexiones hidráulicas, un sedimentador previo y un desarenador. Además, contiene una canaleta con 12 vertederos triangulares para la entrada del agua pre-tratada al humedal, con un gasto de diseño (Q) de 9.0 m³/día. El sustrato consta de tres lechos de diferente granulometría de piedra volcánica (tezontle) (5-10, 10-15 y 15-20 cm), sembrado con *Phragmites australis* (carrizo) y *Typha latifolia* (tule), Figura 1. (Barceló et al., 2018b).



Figura 1. Humedal de Flujo sub-superficial con detalle de la curvatura en cambio de canal y vista real de la curva (Osornio, 2017b y Osornio et al., 2017a).

Los resultados que se presentan en este trabajo corresponden al estiaje del año 2017, aunque se realizaron en algunos casos los muestreos por mes, se seleccionaron un promedio de los mejores resultados de los muestreos, se realizaron uno en enero, dos en febrero, dos en marzo y uno en mayo. Las medidas *in situ* (medidas de campo) y los muestreos (medidas *ex situ*), se realizaron a través de pozos. En la figura 2a se presentan los sitios de muestreo, y la forma de cada pozo de muestreo, figura 2b, cada pozo, que consta de un tubo de material PVC de 10.2 cm de diámetro con orificios de 4cm que evitan que el sustrato (tezontle) entre, pero permiten el flujo de agua a través del tubo, de donde se puede obtener una muestra a cualquier profundidad del humedal.

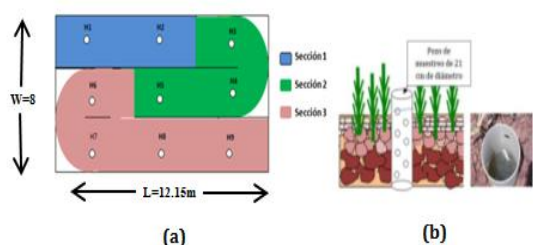


Figura 2: (a). Sitios de muestreos (pozos). (b). Pozo de muestreo (González, 2017).

El pH se determinó *in situ* con un equipo Orion Star A325, se procedió según la norma NMX-AA-008-SCFI-2011. Para el caso de las determinaciones del potencial de redox (ORP) se utilizó un equipo LabQuest-Vernier y su respectivo electrodo. La temperatura y el oxígeno disuelto (OD) se monitorearon simultáneamente con un equipo (YSI 55 Dissolved Oxygen), mediante una sonda acoplada al equipo, la cual se introdujo directamente dentro de cada pozo de muestreo, a una profundidad aproximada de 25 cm, para llegar a las raíces de las plantas, correspondiente al segundo sustrato de tezontle, se consideraron para el análisis de estos parámetros las normas NMX-AA-007-SCFI-2013 y NMX-AA-012-SCFI-2001 respectivamente. La conductividad se midió con un equipo Vernier Labcuest acoplado a electrodos, en función de la norma NMX-AA-093-SCFI-2000 para conductividad.

Se recolectaron las muestras de agua para el análisis del fósforo y otros parámetros como DBO, DQO, compuestos nitrogenados (Barceló et al., 2018a), metales, dureza y alcalinidad con un muestreador tipo Bailer. En este trabajo el objetivo es la cinética del fósforo. Para el cálculo de la velocidad en el humedal SSHF de la UAM-A, se consideraron diversos principios hidráulicos: ecuaciones de Darcy, número de Manning y principio de continuidad (Barceló et al., 2018b). Mediante las

ecuaciones de Darcy, se realizó el diseño del sistema, considerando el régimen de flujo en el medio poroso y usando como sustrato tezontle de las tres granulometrías indicadas (Osornio et al., 2017b). Para el cálculo del número de Manning se consideró, la profundidad del agua, la pendiente de la superficie del agua, el gradiente hidráulico, el material del sustrato, así como la densidad de la vegetación (*Phragmites australis* y *Typha latifolia*). Finalmente, mediante el principio de continuidad, se relacionaron ambos parámetros, incluyendo el caudal de operación que para este caso fue de 0.1 L/s. El siguiente paso consistió en realizar la modelación a través del Software IBER, el cual es un modelo bidimensional aplicable para lechos porosos poco profundos, esto con el objetivo de conocer la velocidad real en el sistema (Osornio et al., 2016). Asimismo, a pesar que en el humedal SSHF se implementaron curvas peraltadas, con la finalidad de homogeneizar el flujo en la transición de canal a canal; existen diversos fenómenos aún presentes que afectan la velocidad del flujo. Por eso, fue necesario calcular la porosidad y la influencia que tienen las raíces de las especies hidrófitas para poder determinar la saturación del lecho.

Se determinó el comportamiento de la velocidad promedio, considerando el tamaño de grano del lecho medio, por sus características dada la influencia de las raíces. En función de la velocidad promedio obtenida se calculó el TRH por cada sitio (pozo), tomando en cuenta la distancia entre cada sitio de muestreo para relacionar los TRH con la concentración de fósforo a una misma temperatura. Con la ecuación 1 se determinó el tiempo del recorrido del flujo acuático de pozo a pozo y a su vez el tiempo total de retención hidráulico del todo el humedal.

$$TRH = dv \tag{Ecuación 1}$$

Dónde:

TRH= Tiempo en que el flujo transita de un pozo a otro (tiempo de residencia hidráulico en días)

d = distancia entre pozos (m)

v = Velocidad del flujo (m/d)

Se muestra un diagrama con las longitudes de pozo a pozo en el humedal SSHF (Figura 3), que se utilizaron para calcular el tiempo de retención.

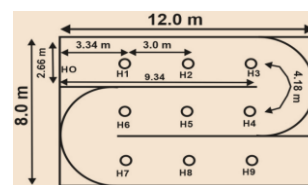


Figura 3: Longitud de pozo a pozo en el humedal SSHF (González et al., 2015).

Para los estudios cinéticos se seleccionaron tres secciones para el muestreo y los tiempos de retención hidráulico (THR), Figura 4. Donde se muestra en la Figura 4a, la escala del TRH general con respecto a los sitios de muestreo y de cada sección. Para los cálculos cinéticos, se consideró un TRH para cada sección, se analizaron independientemente las secciones, partiendo en cada una desde un TRH de cero y se varió con respecto a los TRH de los sitios subsecuentes, Figura 4b.



Figura 4. Sitios de muestreo y escala del TRH con respecto a cada sección seleccionada para las cinéticas.

Cálculos cinéticos

En los humedales construidos comúnmente es utilizada una cinética de orden uno para representar la degradación de algún elemento o contaminante. Para la resolución de la ecuación 2 (Barceló y Solís, 2015; Laider, 1979; Crites y Tchobanoglous, 2001). Se tomó en cuenta que el tiempo inicial fue cero ($t_0 = 0$), la concentración al tiempo cero fue C_0 y la concentración a un determinado tiempo fue C_t . El signo negativo se refiere a la degradación del fósforo.

$$-rA = dCdt = kCn \quad \text{Ecuación 2}$$

Dónde:

C : Concentración de un elemento (mg/L)

k : Constante de velocidad de reacción (días⁻¹)

t : tiempo (días)

n : orden de la reacción (adimensional)

Ecuaciones para corregir la constante cinética a 20°C

A continuación, se indican las ecuaciones que se utilizaron para corregir las constantes a la temperatura de 20°C, como se establece comúnmente las constantes cinéticas de los procesos químicos en cuerpos de agua.

$$kT = k_{20} \theta^{T-20} \quad \text{Ecuación 3}$$

$$k_{20} = kT \theta^{20-T} \quad \text{Ecuación 4}$$

Dónde:

$$\theta = 1.135 \quad (4^\circ\text{-}20^\circ\text{C})$$

$$\theta = 1.056 \quad (20^\circ\text{-}30^\circ\text{C})$$

Resultados y discusión

A continuación, se indican los resultados de la variación del pH, temperatura, conductividad, potencial redox, y oxígeno disuelto (OD).

Potencial de Hidrógeno (pH)

En las Figura 5 se observan los valores del pH en el sistema humedal, los valores en el influente oscilaron entre 8.25 y 8.37, los cuales fueron acidificándose ligeramente en el recorrido por el sistema, reduciendo su valor, alrededor de 7.5 a la salida, debido a diversos factores ambientales.

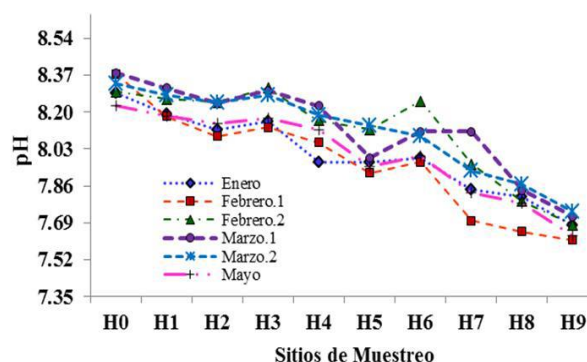


Figura 5: Variación del pH en los sitios seleccionados.

En la Figura 6 se observa la variación de la temperatura en el estiaje, los valores oscilaron de 16° a 21°C, la hora de dichos muestreos, fue de las 10:00 a las 16:00 horas. Aunque la temperatura ideal para que se desarrollen los procesos biológicos es de 25°C a 35°C, no se descarta que la mayor influencia en el tratamiento, es ejercida por los diferentes microorganismos que se proliferan en las raíces y en la biopelícula que se encuentra adherida al sustrato y al muro de block poroso del humedal.

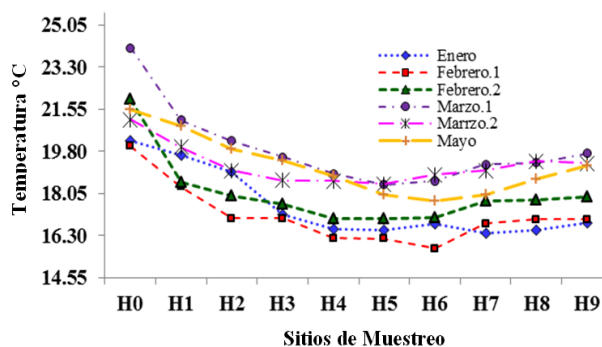


Figura 6: Variación de la temperatura en los sitios seleccionados.

Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica indica la cantidad de iones en solución, en esta época de muestreo se observa que el valor fue reducido, de 500 a 145 $\mu\text{S}/\text{cm}$, (Figura 7), se tuvo un ligero aumento en el sitio H3 y H6, en todos los periodos del 2017, la razón de este incremento en los valores se atribuye a irregularidades en el parámetro hidráulico de la velocidad de flujo, debido al cambio de pendiente por el peralte de la curva en los sitios H3-H4 y H6-H7, el peralte en la sección de la curva, reduce en la velocidad del flujo.

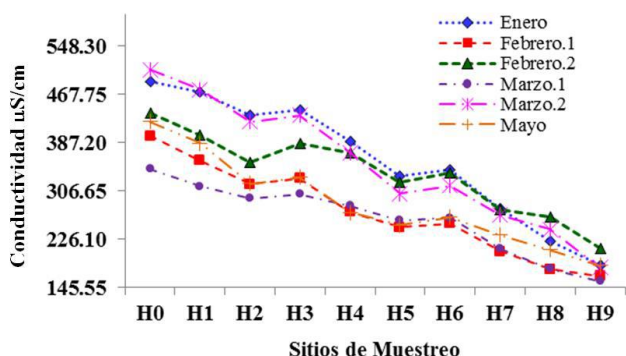


Figura 7: Variación de la conductividad en los sitios seleccionados.

Potencial Redox (ORP) y del Oxígeno Disuelto (OD)

El ORP observado en el sistema se obtuvo negativo en todos los sitios de muestreo, lo relevante al obtener este parámetro, que va íntimamente ligado con el OD, fue la localización de los sitios en los que los valores disminuían más o tendían más hacia los negativos (Figura 8), dichos sitios fueron H3 y H6 en todos los muestreos realizados, son precisamente los sitios en los que se obtuvo el cambio de pendiente por la curva peraltada, esta tenencia se compara con la que se tiene en la gráfica de OD, que sugiere una pequeña oxigenación en su recorrido por el sistema, producto del oxígeno que las plantas transportan a los lechos inferiores.

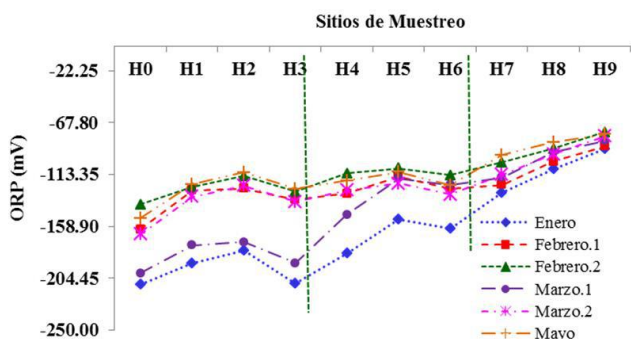


Figura 8: Variación del potencial redox en los sitios seleccionados.

En la Figura 9 se muestra la variación del oxígeno disuelto (OD) en el periodo mencionado, la tendencia se repitió en cada muestreo.

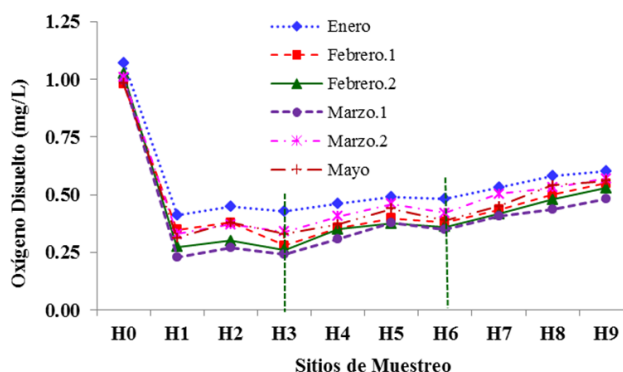


Figura 9: Variación del OD en los sitios seleccionados.

En temporada de estiaje, es clara, nótese en el sitio H0, que el valor de la concentración es mayor que en todo el sistema, la razón de esto, es porque el ingreso del agua al sistema mediante el vertedero, produce un salto hidráulico, el agua se oxigena antes de entrar, posteriormente al mezclarse con el agua que se encuentra en el sistema, disminuye su concentración, es decir, la velocidad del flujo es baja y debido a que el agua no tiene contacto con la superficie ni con los rayos del sol, se tomaría como un ambiente anaerobio, pero un humedal no es del todo anaerobio, debido a que las plantas transportan oxígeno mediante sus raíces, por lo que se tiene un ligero aumento en su recorrido por el sistema, sobre todo en la parte en que se encuentra la *T. latifolia* (H5-H9). Nótese también que en los sitios H3 y H6, el OD disminuyó levemente, esto se debe al anteriormente mencionado cambio de pendiente que induce a que los sólidos sedimenten y que se acumule la MO, por lo que, al tener mayor cantidad de materia orgánica, se requiere más OD para su biodegradación, por lo tanto, se presenta la disminución de OD.

Resultados de la Determinación de Fosfatos

El fósforo en aguas residuales se encuentra principalmente en forma de fosfatos, y en formas orgánicas; resulta esencial para el crecimiento de los organismos. En concentraciones elevadas por la incorporación de aguas residuales o tratadas, estimula el crecimiento acelerado de macro y microorganismos, provocando eutrofización. En la Figura 10 se pueden apreciar tres perfiles donde el primero corresponde a los sitios H0-H1-H2, el segundo H3-H4, H4-H5, y el tercero H6-H7-H8-H9, cubriendo los tres canales. Al cambiar de canal por la curva peraltada de cada uno se puede observar un aumento en la concentración de fósforo, que decae al iniciar el segundo canal, se señalan con las líneas rojas.

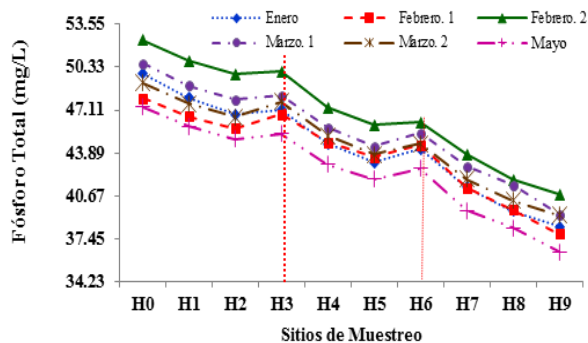


Figura 10: Variación del fosfato en los sitios seleccionados.

Los humedales sub-superficiales, como es este caso presentan dificultad para la degradación de los fosfatos. Es importante indicar que dado el intervalo de pH que fue entre 7.38-8.00, donde además los potenciales redox oscilaron entre -120 a -200, considerando el diagrama de la Figura 11, la especie predominante es el HPO_4^{2-} , que es muy soluble en agua. Donde un porcentaje en general considerando los seis muestreos en el estiaje de 2017 fue del 10.895 ± 0.725 , que pudo ser asimilada por las plantas.

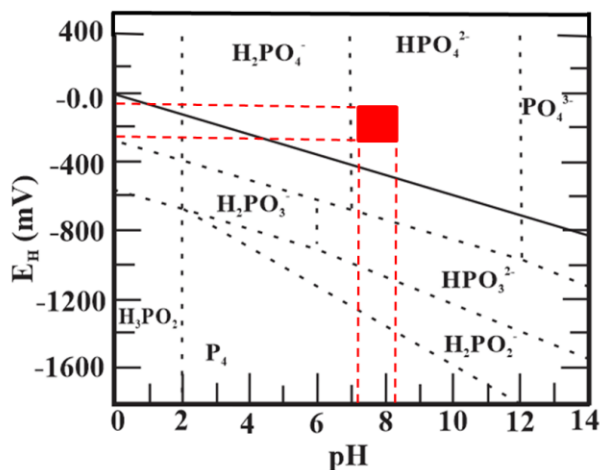


Figura 11. Diagrama de Pourbaix de especies de fósforo en medio acuoso.

En la Tabla 1 se presentan los rendimientos de los fosfatos durante la temporada de estiaje, con un promedio en general de eficiencia considerando los seis conjuntos de muestreo del 21.99 ± 1.147 .

Con los valores obtenidos se demuestra lo que se ha experimentado en este tipo de humedales por otros investigadores (Rivas et al., 2011; Chazarenc et al., 2007) de que no presentan alta eficiencia en la remoción de fosfatos, por lo que es importante establecer un tratamiento complementario posterior (González 2017; Osornio 2017b; Stone et al., 2004).

Tabla 1: Rendimiento de la remoción de fosfatos mediante el tratamiento por el humedal.

| % de rendimiento de los fosfatos (2017) | | | | | | |
|---|-------|-----------|-----------|---------|---------|-------|
| Sitio a Sitio | Enero | Febrero.1 | Febrero.2 | Marzo.1 | Marzo.2 | Mayo |
| H0-H1 | 3.67 | 2.83 | 2.98 | 3.26 | 3.11 | 3.10 |
| H1-H2 | 2.56 | 1.93 | 1.99 | 2.21 | 2.16 | 2.03 |
| H2-H3 | 0.68 | 2.30 | 0.44 | 0.69 | 2.49 | 0.82 |
| H3-H4 | 5.37 | 4.47 | 5.48 | 5.04 | 5.36 | 5.03 |
| H4-H5 | 3.14 | 2.53 | 2.73 | 3.06 | 3.06 | 2.53 |
| H5-H6 | 2.27 | 2.13 | 0.46 | 2.32 | 1.87 | 1.86 |
| H6-H7 | 6.43 | 7.28 | 5.22 | 5.51 | 6.01 | 7.40 |
| H7-H8 | 4.43 | 4.02 | 4.41 | 3.33 | 3.79 | 3.31 |
| H8-H9 | 2.91 | 4.47 | 2.58 | 5.31 | 2.73 | 4.76 |
| H0-H9 | 23.08 | 21.18 | 22.13 | 22.39 | 20.13 | 23.04 |

En cuanto a la cinética, para la primera sección del perfil de degradación con los datos de las Tablas 2, 3 y 4, que se indican a continuación, se construyeron las gráficas de la Figura 12 respectivamente para cada sección en forma independiente.

Tabla 2: Concentración de fosfatos correspondiente a los sitios H0-H2.

| Sitio de muestreo | TRH (d) | Fósforo Total (mg/L) | | | | | |
|-------------------|---------|----------------------|-----------|-----------|---------|---------|-------|
| | | Enero | Febrero.1 | Febrero.2 | Marzo.1 | Marzo.2 | Mayo |
| H0 | 0.00 | 49.87 | 48.01 | 52.37 | 50.60 | 49.13 | 47.35 |
| H1 | 0.79 | 48.04 | 46.65 | 50.81 | 48.95 | 47.60 | 45.88 |
| H2 | 1.50 | 46.81 | 45.75 | 49.80 | 47.87 | 46.57 | 44.95 |

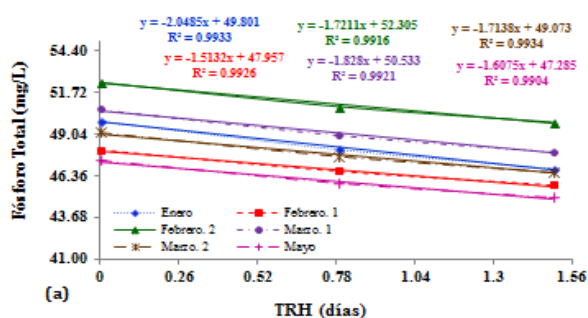
Tabla 3: Concentración de fosfatos correspondiente a los sitios H3-H5.

| Sitio de muestreo | TRH (d) | Fósforo Total (mg/L) | | | | | |
|-------------------|---------|----------------------|-----------|-----------|---------|---------|-------|
| | | Enero | Febrero.1 | Febrero.2 | Marzo.1 | Marzo.2 | Mayo |
| H3 | 0.00 | 47.13 | 46.80 | 50.02 | 48.20 | 47.73 | 45.32 |
| H4 | 0.99 | 44.60 | 44.71 | 47.28 | 45.77 | 45.17 | 43.04 |
| H5 | 1.70 | 43.20 | 43.58 | 45.99 | 44.37 | 43.79 | 41.95 |

Tabla 4: Concentración de fosfatos correspondiente a los sitios H6-H9.

| Sitio de muestreo | TRH (d) | Fósforo Total (mg/L). Temporada de estiaje | | | | | |
|-------------------|---------|--|-----------|-----------|---------|---------|-------|
| | | Enero | Febrero.1 | Febrero.2 | Marzo.1 | Marzo.2 | Mayo |
| H6 | 0.00 | 44.18 | 44.51 | 46.20 | 45.40 | 44.61 | 42.73 |
| H7 | 0.99 | 41.34 | 41.27 | 43.79 | 42.90 | 41.93 | 39.57 |
| H8 | 1.70 | 39.51 | 39.61 | 41.86 | 41.47 | 40.34 | 38.26 |
| H9 | 2.40 | 38.36 | 37.84 | 40.78 | 39.27 | 39.24 | 36.44 |

En la figura 12, se tienen las gráficas de las cinéticas de las secciones.



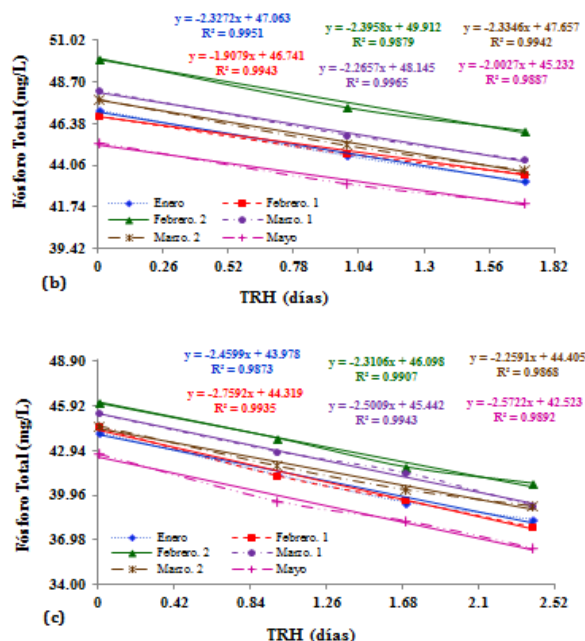


Figura 12. (a). Tendencia de la cinética de orden uno de fosfatos de los sitios H0-H2. (b). Tendencia de la cinética de orden uno de fosfatos de los sitios H3-H5. (c). Tendencia de la cinética de orden uno de los fosfatos de los sitios H6-H9.

La Figura 12a, es para las cinéticas de la sección H0-H2, en la Figura 12b se tienen las cinéticas para la segunda sección H3-H5 y en la Figura 12c, para las secciones H6-H9. Dentro de las figuras se encuentran las ecuaciones de manera exponencial de donde se obtuvieron las constantes k . Las cinéticas fueron de orden uno. En la Tabla 5 se presentan las constantes obtenidas por cada orden cinético los cuales se pueden ver en las gráficas. También se presenta la comparación de los promedios de los coeficientes de cada ecuación exponencial de las cinéticas obtenidas experimentalmente al inicio de cada sección y los coeficientes teóricos, así como el porcentaje de desviación, en donde se puede ver que el máximo fue de 0.238 %.

Tabla 5: Constantes k con su respectiva temperatura y k_{20} , en cada una de las secciones para un modelo exponencial de primer orden de fosfatos y las ecuaciones correspondientes.

| k_T (días ⁻¹) | T (°C) | k_{20} (días ⁻¹) | Ecuación |
|-----------------------------|--------|--------------------------------|--------------------------------------|
| 0.0360 | 20.03 | 0.0359 | $H0-H2_{(HPO42)} = Coe^{-0.0339(t)}$ |
| 0.0483 | 17.78 | 0.0640 | $H0-H2_{(HPO42)} = Coe^{-0.0640(t)}$ |
| 0.0597 | 17.94 | 0.0775 | $H0-H2_{(HPO42)} = Coe^{-0.0775(t)}$ |

Conclusiones

Se obtuvieron los tiempos de retención hidráulica (TRH) que se requirieron para los cálculos de la cinética, también se consideraron las variables fisicoquímicas: como la conductividad, la temperatura que en promedio

se consideró de 20°C. Respecto al pH, este se encontró en un intervalo de 7.6 y 8.4, el ORP se mantuvo con valores negativos durante la temporada de muestreo, todos estos resultados permiten la comprensión de los bajos valores del OD obtenidos que indican una tendencia más facultativo que anaerobio de este humedal, Todos es factores influyen en el comportamiento del tratamiento del agua residual mediante el humedal para la degradación del fósforo y otros parámetros.

También fue importante considerar el papel, por un lado, de las biopelículas microbianas en el material poroso y en las raíces de las plantas y, por otro, el efecto de la hidráulica e hidrodinámica del humedal influenciada por las curvas de diseño, que evitan la presencia de cortos circuitos, homogeneizando la velocidad del flujo del agua residual, con lo que se pudo calcular con certeza los diferentes tiempos de retención hidráulico (TRH). El comportamiento de la degradación de fósforo se ajustó a una cinética de primer orden que se estandarizó a 20°C mediante la ecuación de Van't Hoff-Arrhenius.

Finalmente, para los fosfatos la NOM-001-SEMARNAT-1996 indica un límite de 20 a 30 mg/L para uso público urbano, por los resultados obtenidos de la degradación de los derivados fosfatados, no se lograron los valores de la norma ya que se obtuvo a la salida del humedal entre 40.78 y 37.84 mg/L, valores no tan lejanos, pero no los óptimos, por lo que es necesario un tratamiento posterior para mejorar la calidad del agua de salida, como una laguna de maduración o un humedal de pulimento.

Referencias

Barceló-Quintal I. y Solís-Correa H. (2010). Cinética y catálisis de las reacciones químicas en fase homogénea. 1ª Reimpresión Ed. Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco, México p. 89-99.

Barceló-Quintal icela D., González-González Jesús T., Osornio-Berthet Luis J., Solís-Correa Hugo E., García-Albortante Julisa, García-Martínez Magdalena. (2018a). Degradación de la DBO, DQO y compuestos nitrogenados de un agua municipal por un humedal sub-superficial de flujo horizontal, Memorias del XXXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS). Guayaquil, Ecuador.

Barceló-Quintal Icela D., Osornio-Berthet ., Luis J., Solís-Correa Hugo E., García-Martínez Magdalena y Beltrán-Rocha Julio C. (2018b). Determinación del transporte de materia orgánica y sólidos totales en un humedal sub-superficial de flujo horizontal. Memorias del XXXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS). Guayaquil, Ecuador.

Chazarenc, F. & Merlín, G. (2005). Influence of surface layer on hydrology and biology of gravel bed vertical flow constructed wetlands. *Water Science & Technology*, 51(9), 91-97.

Crites, R., & Tchobanoglous, G. (2001). *Small and decentralized wastewater Management Systems*. McGraw-Hill.

González-González José Tenoch, Barceló-Quintal Icela Dagmar, Osornio-Berthet Luis Jesús, Solís-Correa Hugo Eduardo., García-Martínez Magdalena, García-Albortante Julisa. (2017a). Determinación de las constantes cinéticas para la degradación de nitratos mediante un humedal sub-superficial de flujo horizontal con *P. australis* Y *T. latifolia*. *Revista Tendencias en Docencia e Investigación en Química (VIII Congreso Internacional de Docencia e Investigación en Química)*. Año 3, No.3:210-220.

González-González J.T. (2017b). Determinación de la eficiencia del tratamiento de un agua residual municipal mediante un humedal modificado a través de las constantes cinéticas de parámetros fisicoquímicos. Tesis de Maestría en Ciencias e Ingeniería, Línea Ambiental. División de CBI, UAM-Azcapotzalco Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco.

Hammer, D.A. y R.K., Bastian, 1989. *Wetland Ecosystems: Natural Water Purifier In: Constructed Wetlands for Wastewater Treatment-Municipal, Industrial and Agricultural*. D.A. Hammer (ed.), Lewis Publishers, Inc., Michigan.

Kadlec, R.H., y Wallace, S. (2009). *Treatment wetlands*. 2nd Edition. CRC Press; E.U.A.

Laidler, K.J. (1979). *Cinética de reacciones*. Ed. Alhambra, Mexicana S.A. p.1-20.

Luna-Pabello V. M. y Ramírez Carrillo H. F. (2004). Medios de soporte alternos para remoción de fósforo en humedales artificiales. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 20 (1), p. 31-38.

NMX-AA-008-SCFI-2011. Análisis de agua medición del pH

NMX-AA-007-SCFI-2013. Análisis de agua-medición de la temperatura. en aguas naturales, residuales y residuales.

NMX-AA-012-SCFI-2001. Análisis de agua-determinación de oxígeno disuelto en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

NMX-AA-093-SCFI-2000 Análisis de agua-determinación de la conductividad electrolítica

NOM-001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas.

Osornio-Berthet, L.J., Barceló-Quintal I.D., Lopez-Chuken U.J., García-Martínez M, Beltrán-Rocha, J.C Solís-Correa, H.E. (2016). Treatment efficient of municipal wastewater by a subsurface horizontal flow wetland modified to rural communities in Mexico. *Proceeding IWA Specialist Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control-ICW, Gdańsk, Polonia*.

Osornio-Berthet L.J., Barceló-Quintal I.D., García-Martínez M., Solís-Correa H.E, González-González J.T., (2017a). Treatment wastewater municipal by subsurface flow wetland modified to rural communities in Mexico. *British Journal of Applied Science & Technology*. Vol-9, No. 2, 1-13.

Osornio L.B. (2017b). Obtención de parámetros hidrodinámicos, fisicoquímicos y químicos para la operación eficiente del tratamiento de aguas residuales municipales en el sistema humedal 1 y humedal 2 de la UAM-Azcapotzalco. Tesis doctoral. Doctorado en Ciencias e Ingeniería. División de CBI, UAM-Azcapotzalco

Rivas A. I. Barceló-Quintal I. and Moeller G.E. (2011). Pollutant removal in a multi-stage municipal wastewater treatment system comprised of constructed wetlands and a maturation pond, in a temperate climate. *Water Science & Technology*, Vol.64, No 4, 980-987.

Stone, K.C., Poacha M.E., Hunta P.G., Reddy G.B. (2004). Marsh-pond-marsh constructed wetland design analysis for swine lagoon wastewater treatment. *Ecological Engineering* 23:127-133.