

Biofiltración de efluentes líquidos de la industria petrolera con materiales naturales

Yuletsis Díaz Rodríguez e-mail: yuletsis@ceinpet.cupet.cu

Centro de Investigaciones del Petróleo. La Habana, Cuba.

Leonardo Mendiola Lau e-mail: lmendiola@ceinpet.cupet.cu

Centro de Investigaciones del Petróleo. La Habana, Cuba.

Aimeé González Suárez e-mail: ags2775@gmail.com

Centro de Estudio de Ingeniería de Proceso. Universidad Tecnológica de la Habana “José Antonio Echeverría”.

Yamila Navarro Sosa e-mail: yamilan@ceinpet.cupet.cu

Centro de Investigaciones del Petróleo. La Habana, Cuba.

Silvia Acosta Díaz e-mail: sacosta@ceinpet.cupet.cu

Centro de Investigaciones del Petróleo. La Habana, Cuba.

Claudia Chao Reyes e-mail: claudita@ceinpet.cupet.cu

Centro de Investigaciones del Petróleo. La Habana, Cuba.

RESUMEN

La industria petrolera genera grandes volúmenes de residuales líquidos con elevados niveles de contaminación y su vertimiento a cuerpos de aguas provoca el deterioro del medioambiente. Con el objetivo de evaluar la biofiltración en lecho fijo con diferentes materiales naturales, en el tratamiento de aguas de producción de dicha actividad, se evaluaron dos biofiltros empacados con materiales adsorbentes y recirculación en discontinuo durante 7 días de experimentación. La ecotoxicidad del residuo de cada columna fue analizada al final del experimento para la evaluación de su disposición final. Los biofiltros operaron de forma estable garantizando una reducción notable de DQO, sulfuros, grasas y aceites. Se demostró que los residuos son tóxicos, aunque una relación 5:25 g de mezcla residuo: suelo puede ser utilizado como acondicionador en la remediación de suelos contaminados.

Palabras clave: biofiltros, industria petrolera, medioambiente, residuales líquidos

Biofiltration of liquid effluents from the oil industry with natural materials

ABSTRACT

The oil industry generates large volumes of liquid waste with high levels of contamination and its discharge into bodies of water causes the deterioration of the environment. In order to evaluate the biofiltration in a fixed bed with different natural materials, in the treatment of production waters of said activity, two biofilters packed with adsorbent materials and recirculation in discontinuous during 7 days of experimentation were evaluated. The ecotoxicity of the residue from each column was analyzed at the end of the experiment to evaluate its final disposition. The biofilters operated in a stable way guaranteeing a notable reduction of COD, sulphides, fats and oils. The residues were shown to be toxic, although a ratio of 5:25 g of residue: soil mixture can be used as a conditioner in the remediation of contaminated soils.

Keywords: biofilters, oil industry, environment, liquid waste

INTRODUCCIÓN

Las tendencias globales del desarrollo sustentable promueven la aplicación de procesos de tratamientos biológicos, así como la necesidad de extender el uso de materias primas naturales, renovables y biodegradables en dichas aplicaciones. La biofiltración presenta como beneficio adicional sobre otras tecnologías de oxidación, carencia de contaminantes secundarios, costos de operación generalmente bajos, alta eficiencia de degradación, larga vida de la biomasa inmovilizada, provocando menor impacto ambiental negativo que los métodos químicos (Buelna et al. 2011).

Desde el inicio del empleo de hidrocarburos, la presencia de agua durante el proceso de explotación-producción se percibe como un mal necesario. Aunque se empleen las mejores técnicas de manejo, los niveles de generación de agua residual se incrementan hasta alcanzar límites que dificultan una disposición final segura. Así mismo, es difícil cumplir con las especificaciones técnicas, fisico-químicas, respecto a las características de carga del sistema donde será dispuesta, dependiendo del ecosistema y la normativa vigente (Díaz et al. 2020).

Actualmente, en el campo del tratamiento de las aguas residuales se plantean diferentes planes de implementación enfocados en la ecoeficiencia, aplicación de buenas prácticas, ingeniería de procesos y análisis del ciclo de vida. Dichos planes tienen el objetivo de optimizar la eficiencia de procesos, el ahorro energético, consumo de agua y garantizar una disposición ambientalmente adecuada de los residuos. En este sentido, en los últimos años se ha desarrollado el proceso de biofiltración de lecho empacado con el fin de resolver las necesidades de saneamiento de importantes sectores socioeconómicos, tanto urbanos como industriales (Buelna et al. 2011). Este proceso utiliza fundamentalmente medios orgánicos que pueden actuar como resinas naturales capaces de fijar o retener diferentes contaminantes mediante mecanismos de adsorción/absorción, que favorecen la implantación de microorganismos degradadores de esos contaminantes. De igual forma, se utilizan matrices inorgánicas o la mezcla de ellas.

Las aguas de formación o de producción de la industria petrolera presentan una composición compleja ya que contienen crudo libre y emulsionado, hidrocarburos, sólidos suspendidos, gases, sales, mercaptanos y otros compuestos. El tratamiento de las mismas se ha basado generalmente en métodos físicos o químicos; sin embargo, los efluentes líquidos generados luego de estos tipos de tratamientos no cumplen con la normativa legal vigente para su vertimiento en cuanto al contenido de materia orgánica (DQO). De estas sustancias una fracción importante es biodegradable, luego el tratamiento biológico surge como una alternativa viable para la disminución de las concentraciones de las descargas contaminantes que son introducidas al ambiente y de esta forma evitar daños de magnitudes considerables, no sólo al ambiente sino también a la biota. Con este tipo de tratamiento se aprovecha el potencial de los microorganismos para mineralizar o transformar contaminantes orgánicos en compuestos químicamente más sencillos (Díaz et al. 2020).

A pesar de la importancia del ahorro del agua, tiene más valor la reducción del impacto ambiental que genera la descarga de residuales. Por tal motivo se valoran las diversas alternativas que han sido desarrolladas en torno al manejo de agua residuales y de producción de la actividad petrolera. De ahí, se deriva la adopción de nuevos métodos que faciliten el manejo

de los efluentes y su disposición final. Así mismo, el uso de materiales de mayor disponibilidad como son los desechos de otras industrias. De ahí, que el objetivo de la investigación sea evaluar el proceso de biofiltración en lecho fijo con diferentes materiales naturales, en el tratamiento de las aguas residuales de la industria petrolera.

MÉTODOS

Agua residual y materiales naturales

El agua residual utilizada durante la experimentación fue tomada del tanque de recolección del drenaje de los depósitos de almacenamiento de combustibles de la División Territorial de Comercialización de Combustibles de Matanzas. El muestreo del agua residual se realizó mediante una muestra puntual en un frasco para este fin y se conservó a 4°C hasta su posterior análisis. La caracterización química y microbiológica se realizó mediante la determinación de los parámetros que se presentan en la tabla 1, según las normas especificadas. Los análisis se realizaron al inicio y después de cada una de las cinco recirculaciones ejecutadas.

Tabla 1. Análisis químicos y microbiológicos realizados al agua residual

Ensayos analíticos	Método de ensayo
Químicos	
Nitrógeno total (N _T)	ISO 10048 1991
Fósforo total (P _T)	APHA-AWWA-WEF 2017
Grasas y aceites (G y A)	
Sulfuros (S ²⁻)	
Sólidos suspendidos (S _{susp})	
Fenoles	ISO 6439 1990
Demanda química de oxígeno (DQO)	ISO 6060 1989
Microbiológicos	
Conteo de microorganismos totales	ISO 15188 2012

Como materiales naturales se utilizaron la agromena, zeolita, paja de arroz, producto mejorador, bagazo de caña y lodo activo. La agromena es un fertilizante órgano-mineral y el producto mejorador es un fertilizante orgánico conformado para estimular procesos de biorremediación de suelos. La selección de los mismos se llevó a cabo a partir de los resultados obtenidos en el estudio de la capacidad de adsorción aparente de dichos materiales para el tratamiento de agua residuales de este tipo (Díaz et al. 2021). Todos los materiales se analizaron microbiológicamente para determinar su aporte microbiano al proceso.

Descripción del sistema experimental

El sistema de biofiltración utilizado en la evaluación de los materiales naturales se tomó como referencia de aplicaciones a escala de laboratorio para el tratamiento de gas natural (Díaz et al. 2020). El estudio comprendió la evaluación de dos biofiltros empacados durante un tiempo de experimentación de 7 días en régimen discontinuo. Los biofiltros están conformados por una columna de vidrio de 0,1 m de diámetro y 0,5 m de altura. El tope de la columna presenta un distribuidor de líquido (alimentación) y el fondo se encuentra sellado con un tapón de goma con drenaje a partir de un tubo de vidrio (figura 1). El soporte del relleno está compuesto por una malla de cobre con orificios de 3 mm de diámetro que permiten el paso de la fase líquida. La

alimentación del agua residual al sistema se realizó mediante una bomba peristáltica con un flujo de 0,002 m³/h.

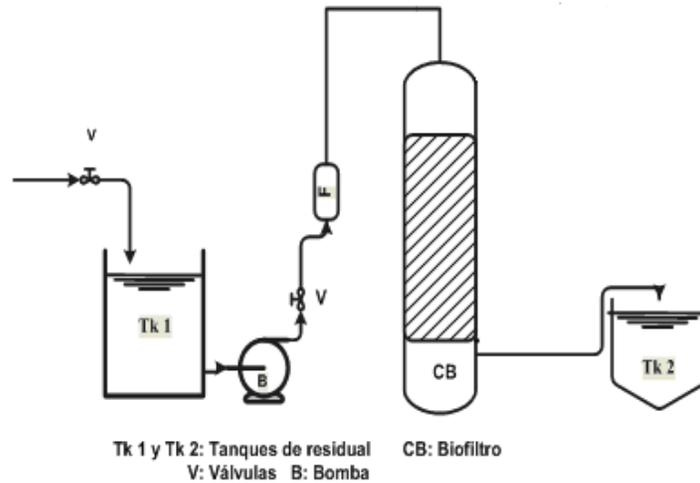


Figura 1: Esquema del sistema de biofiltración. Fuente: Modificado de Díaz et al. (2021)

El empaque del primer biofiltro estuvo conformado por 4 materiales naturales: agromena, lodo, producto mejorador y zeolita, mientras en el segundo se utilizaron los mismos materiales más bagazo, en orden descendente. La disposición y altura de capas de los materiales se establecieron según se muestra en la tabla 2, tomando como referencia lo reportado en la literatura respecto a sistemas similares para el tratamiento de aguas residuales (Higuera et al. 2009).

Tabla 2. Disposición de los materiales naturales en los biofiltros

Columnas	Distribución de materiales	Altura (cm)
1	Agromena	6
	Lodo	3
	Producto mejorador	12
	Zeolita	6
2	Agromena	6
	Lodo	3
	Bagazo	12
	Producto mejorador	12
	Zeolita	6

Evaluación de la ecotoxicidad del material de empaque utilizado en las columnas de biofiltración

Para evaluar la ecotoxicidad del material de empaque utilizado en cada biofiltro y establecer una disposición final adecuada del mismo, se desarrollaron ensayos de toxicidad aguda. La toxicidad aguda se analiza mediante bioensayos que involucran los lixiviados del suelo, la inhibición, letalidad y reproducción de los bioindicadores (Infante y Morales 2012). Este bioensayo se aplica al residuo sólido compactado de las capas de materiales naturales utilizadas en el proceso, mezclado con suelo capa vegetal. Como bioindicador se utilizaron semillas de tomate con un 86% de probabilidad de germinación y certificación aprobada para su uso.

El bioensayo se realizó en placas Petri, empleando diferentes relaciones residuo: suelo (5:25, 10:20, 15:15 y 20:10) para una masa total de 30 g de mezcla (figura 2), incluyendo una réplica en cada variante y un control con suelo limpio. Para determinar el efecto tóxico del residuo se calcula la concentración letal media (CL50) referida a la concentración estimada de la sustancia prueba que produce una mortalidad del 50% del bioindicador expuesto durante los 5 días de experimentación. En cada placa Petri se colocaron 10 semillas, asegurando espacio suficiente para permitir la elongación de las raíces. Las placas se cubrieron con bolsas plásticas negras para evitar la pérdida de humedad y la entrada de luz e incubaron a 35°C durante un período de 120 horas (Acosta y Romero 2014).



Figura 2. Bioensayo de germinación en placas Petri con los residuos de los biofiltros 1 y 2.

Para determinar el nivel de toxicidad se utilizó un gráfico de dosis-efecto a partir de los porcentajes de mortalidad y las concentraciones afines a las relaciones de mezcla de la prueba. La concentración letal media (CL50) se calculó con el uso del programa estadístico Statgraphics Centurion XV. versión 15.2.05 de uso libre (StatPoint Inc. 2007), según el método Probit; de acuerdo a que la concentración que causa una mortalidad (no germinación) del 50% de la población (CL50) en el tiempo del ensayo. En caso de existir una mortalidad superior al 50% para cualquiera de las concentraciones estudiadas se considera que la sustancia es tóxica (Acosta y Romero 2014).

DISCUSIÓN

En la tabla 3 se presentan los resultados de los valores promedios de los parámetros químicos analizados en el agua residual y los límites máximos permisibles (LMP) establecidos para estos indicadores sobre su vertimiento en Clase F, áreas marinas para la navegación y otros usos (NC 521 2007).

Los resultados muestran que los valores de concentración de grasas y aceites, sulfuros y DQO, superan considerablemente a los referidos en la regulación ambiental tomada como referencia. Tal situación justifica la aplicación de una tecnología de tratamiento que permita reducir la carga contaminante del residual antes de su disposición final al medio ambiente.

Tabla 3: Caracterización del agua residual cruda.

Muestra	Ssusp.	DQO	Fenoles	P _T	N _T	S ²⁻	G y A
	(mg/L)						
Agua residual	78,0	1368,3	0,1	3,1	7,3	222,4	155
LMP (NC 521 2007)	<150	<300	<0,5	<10	<40	<2	<50

Los resultados del análisis microbiológico evidencian la presencia de una carga microbiana considerable en los materiales filtrantes empleados (10^3 - 10^9) (tabla 4). El aporte o enriquecimiento de la microbiota del sistema con el consorcio microbiano presente en los materiales que conforman el biofiltro puede tener un impacto favorable durante el proceso de biofiltración.

Tabla 4. Contenido de microorganismos en los materiales filtrantes

Materiales	Análisis microbiológico		
	Bacterias	Hongos y Levaduras	Microorganismos totales
	(UFC/mL)		
Agromena	$1,1 \cdot 10^7$	$2,5 \cdot 10^6$	$1,3 \cdot 10^7$
Zeolita	$2,5 \cdot 10^3$	<1,0	$2,5 \cdot 10^3$
Bagazo	$2,5 \cdot 10^7$	$1,5 \cdot 10^7$	$4,0 \cdot 10^7$
Producto mejorador	$1,5 \cdot 10^9$	<1,0	$1,5 \cdot 10^9$
Paja de arroz	$1,2 \cdot 10^6$	<1,0	$1,2 \cdot 10^6$
Lodo	$1,6 \cdot 10^6$	$2,0 \cdot 10^5$	$1,8 \cdot 10^6$

En general se observa que para ambos biofiltros las concentraciones de DQO, sulfuros, G y A (figura 3), disminuyen con el aumento del número de recirculaciones, logrando reducir los valores de estos parámetros por debajo de los límites permisibles en la norma de referencia (NC 521 2007). Los valores de DQO obtenidos en el biofiltro 1 no logran cumplir con el criterio requerido (<300 mg/L). La disminución de todos los parámetros evaluados a excepción de la DQO puede estar asociada a la combinación de materiales que presenta el biofiltro 2 no siendo así para el biofiltro 1, lo que sugiere la buena capacidad adsorbente del bagazo. En este sentido también es de esperar que en el biofiltro 2 se logre una mayor remoción de DQO respecto al biofiltro 1 debido a que presenta una mayor altura de la cama. Esta situación favorece el proceso de adsorción ya que el tiempo de contacto y el área superficial disponible se incrementan, favoreciendo la altura efectiva de transferencia de masa (Cruz 2013).

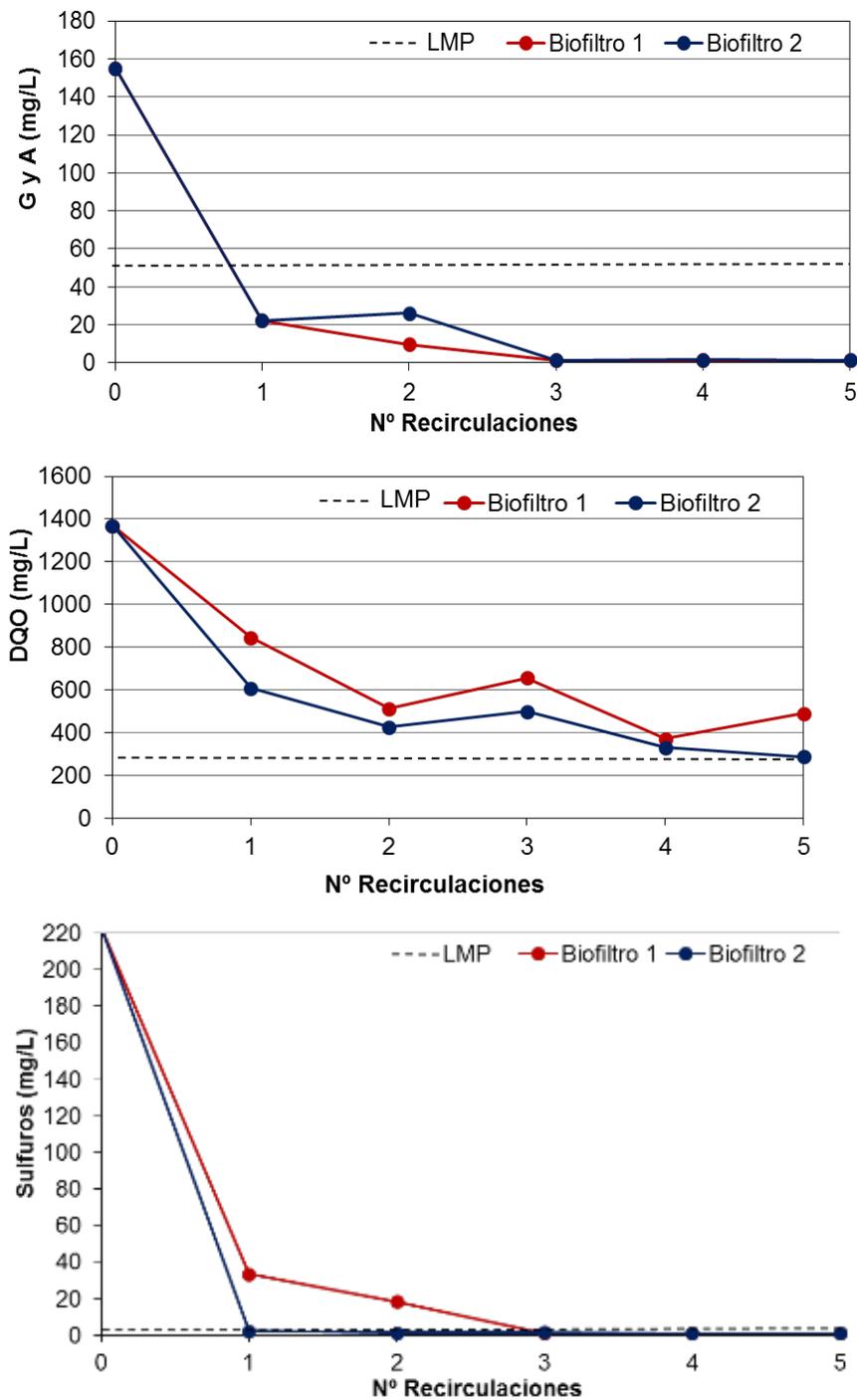


Figura 3. Concentración de DQO, G y A y sulfuros al inicio y final de cada recirculación en los biofiltros

Cabe destacar que en los biofiltros 1 y 2, el contenido de DQO a partir de la segunda recirculación disminuye aumentando posteriormente en la próxima recirculación. Esto puede estar asociado a que los materiales utilizados como empaque, fundamentalmente los de fibras orgánicas, pueden aportar compuestos que incrementan el contenido de materia orgánica,

representada como DQO. Esta situación se puede revertir si se alarga el período de tratamiento por más de 30 días. Al respecto, se ha evidenciado el incremento de la remoción de DQO en un biofiltro empacado con fibra de coco y grava a partir de la cuarta semana de tratamiento, así como en estudios similares con agua residual de la industria petroquímica.

En el caso del contenido de grasas y aceites, se aprecia que a partir de la primera recirculación en los biofiltros 1 y 2, se logran reducir las concentraciones de estos contaminantes por debajo de 50 mg/L, lo que indica la efectividad de los materiales empleados en la eliminación de estos. Por otro lado, con los sulfuros tiene lugar una disminución drástica de su concentración hasta el final del experimento, siendo un resultado positivo si se tiene en cuenta que las aguas residuales estudiadas contienen altas concentraciones de este contaminante. Este comportamiento puede estar asociado a la degradación por parte de los microorganismos sulfo-oxidantes o bacterias sulfato reductoras que pueden estar presentes en el medio. Los lodos activos anaerobios alimentados con aguas de producción petrolera pueden presentar una proporción de bacterias sulfato-reductoras de $2,21 \cdot 10^5$ NMP/100 g de lodo, con una correlación significativa entre ellas y las concentraciones de sulfato en el medio. El mismo es utilizado como aceptor de electrones durante las reacciones de degradación de la materia orgánica para formar H_2S . No se considera que la disminución esté relacionada con la formación de sulfuros metálicos insolubles en las reacciones presentes ya que no contribuyen consecuentemente con el contenido de sólidos suspendidos en el medio (APHA-AWWA-WEF 2017). De cualquier modo, los resultados obtenidos están en correspondencia con lo reportado por Díaz et al. (2021), sobre una eliminación superior al 95% en columnas empacadas en 20 min de contacto; con una influencia estadísticamente significativa de estos materiales en la capacidad de adsorción aparente de dichos contaminantes.

La concentración de nitrógeno y fósforo en ambos biofiltros disminuyen a valores inferiores al límite máximo permisible (LMP) de 40 y 10 mg/L respectivamente, en la última recirculación (figura 4). Sin embargo, el contenido de estos elementos varía indistintamente entre cada recirculación, desde la primera hasta la última.

La disminución de la concentración de nitrógeno y fósforo sugiere que la microbiota presente en los materiales filtrantes utilizan estos nutrientes para el desarrollo de sus funciones metabólicas y nueva formación de biomasa. Respecto a las variaciones acontecidas pudiera inferirse que existe un lavado de nutrientes en el biofiltro los cuales forman parte de la composición de algunos materiales como la agromena y el producto mejorador. Estos materiales contienen urea, roca fosfórica y fosfatos, que pueden ser hidrolizados y liberados al medio incrementando su concentración en el efluente.

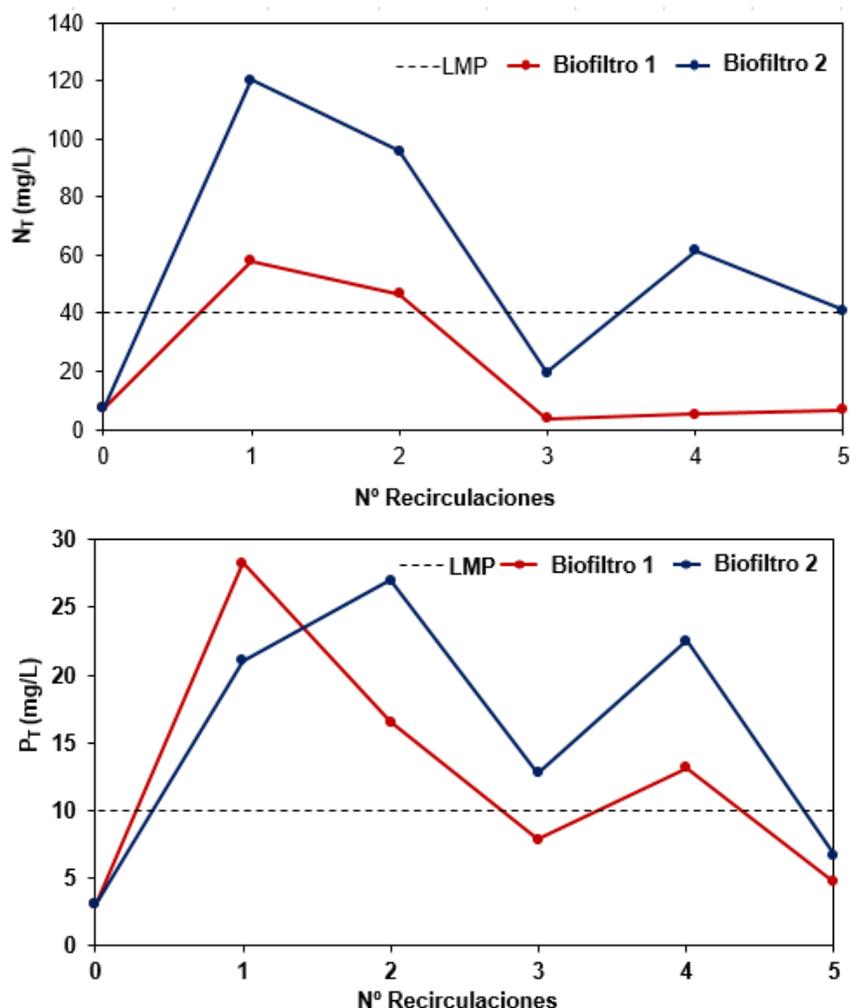


Figura 4. Concentración de N_T y P_T al inicio y final de cada recirculación en los biofiltros

Al respecto, se puede producir un aumento de la concentración de amoníaco en la fermentación del bagazo de caña lo que pudiera ser utilizado por otros grupos de microorganismos presentes en el mismo que no poseen la capacidad de segregar estas enzimas lo que a su vez propició el incremento de carga microbiana. En el sistema de biofiltración con ambas columnas se observó un crecimiento notable de la microbiota respecto al contenido inicial (figura 5) entre 10^7 - 10^{10} UFC/mL durante el período de experimentación, exceptuando la recirculación 3 en el biofiltro 1 donde el contenido de microorganismos decrece. No obstante, el crecimiento microbiano durante los procesos se considera favorable considerando que en el biofiltro parte de la eliminación de la materia orgánica ocurre mediante la degradación biológica, donde los microorganismos son los máximos responsables de esta función.

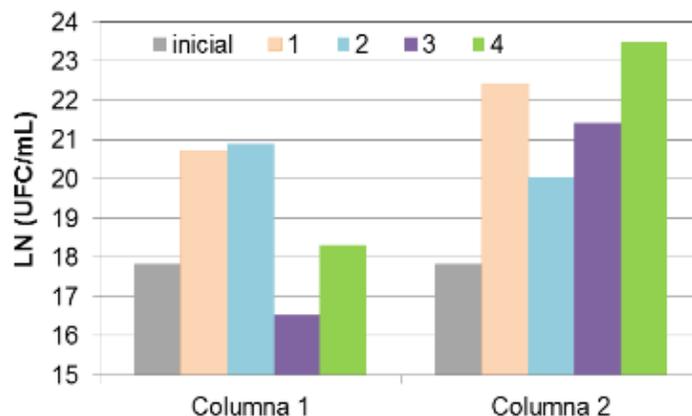


Figura 5. Microorganismos totales en el sistema de biofiltración de lecho fijo

Un efecto de vida superior luego de tres recirculaciones durante 12 días se ha observado con el uso de estropajo como soporte de inmovilización de *Chlorella sorokiniana* para la remoción del níquel (II) en soluciones acuosas. En este caso, para el biofiltro 1 después del tercer ciclo de recirculación se observa una ligera disminución del crecimiento, lo que se atribuye a la muerte de los microorganismos que no pueden sobrevivir bajo esas condiciones.

En el biofiltro 2 el crecimiento es superior dado por la carga microbiana que aporta el bagazo. Al respecto se conoce que el mismo presenta una carga microbiana importante y variada que se relaciona directamente con los restos de azúcares solubles contenidos en las fibras que quedan después del proceso de extracción de los jugos para la obtención de azúcar. Así mismo, a la presencia de polisacáridos como almidón que se acumulan en la planta como material de reserva y a los minerales suplementados.

En el ensayo de toxicidad, a partir del conteo del crecimiento de las semillas para cada una de las relaciones de mezcla residuo-suelo (R-S), se obtuvieron los resultados de los modelos ajustados que se muestran en la figura 6. El análisis Probit estableció que las concentraciones a las que no germinan la mitad de las semillas corresponden a 21% y 20% para los biofiltros 1 y 2, respectivamente; con un intervalo de confianza del 95 %. En este sentido la mitad de los organismos expuestos mueren por lo que se considera que el residuo es tóxico, según el criterio de toxicidad (Acosta y Romero 2014), debido a los contaminantes que adquirió durante el proceso de biofiltración. En este sentido, pudiera aplicarse el criterio de limpieza teniendo en cuenta la dilución con suelo limpio o como material orgánico acondicionador del suelo para tratamientos por remediación (Infante y Morales 2012), bajo la relación de mezcla 5-25 g, equivalente a una concentración de 17% que no resulte tóxica para las plantas terrestres.

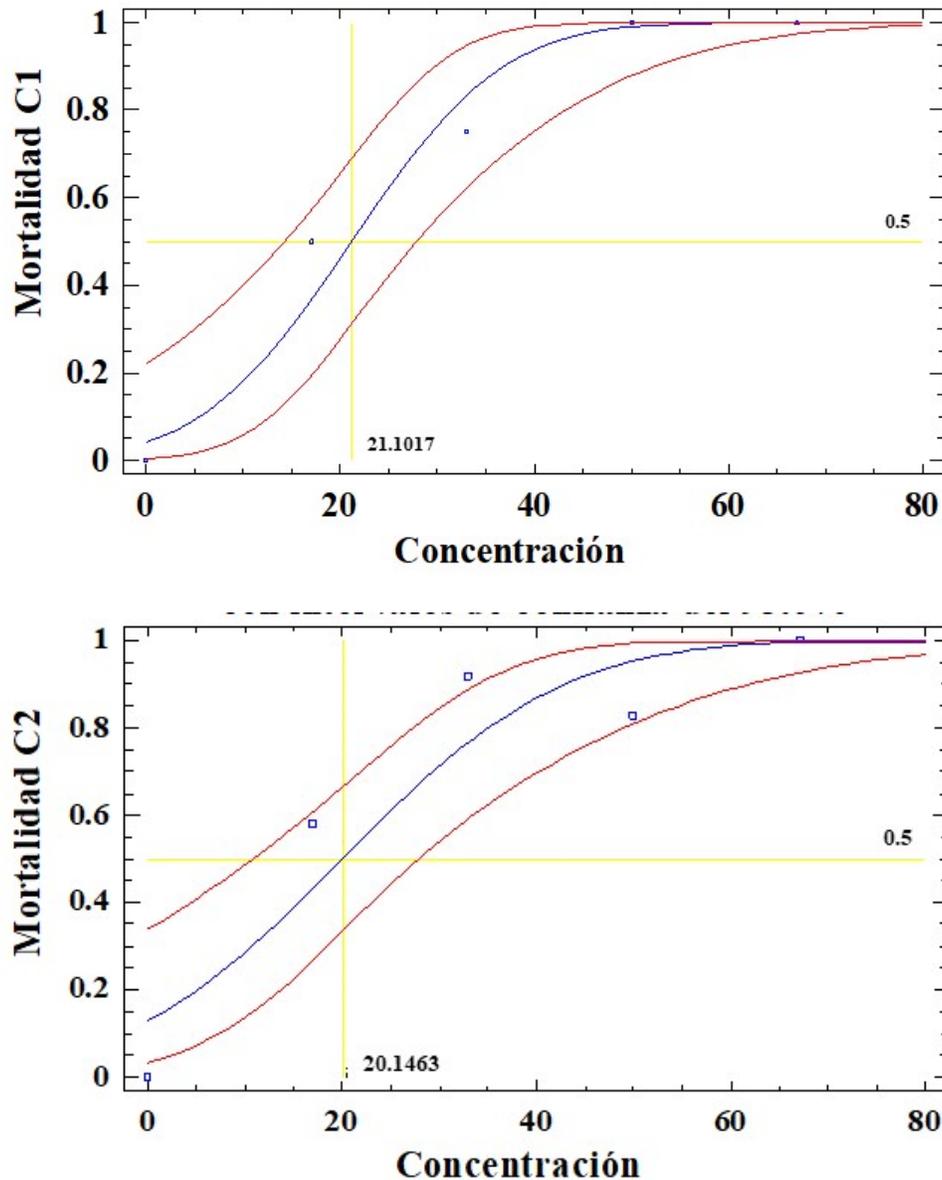


Figura 6. Determinación de la CL50 para la disposición del material de empaque en las columnas de biofiltración

Basado en los resultados toxicológicos es posible disponer los residuos del proceso con la relación residuo: suelo determinada, sin que ocasione daños al ecosistema. Otra alternativa de reúso de los materiales de empaques sería emplear una parte de los mismos en los biofiltros combinado con material natural fresco.

Una opción viable para el tratamiento de los residuales líquidos de la industria petrolera puede ser la aplicación de sistemas de biofiltración con materiales de empaque naturales que tengan mayor disponibilidad. Además, que manifiesten propiedades adsorbentes favorables para la eliminación de los contaminantes presentes provenientes de la actividad de perforación y producción, lo cual constituye un reto a enfrentar por la comunidad científica.

CONCLUSIONES

En la operación con los biofiltros empacados bajo las condiciones experimentales se alcanzó la eliminación de los contaminantes evaluados y estabilidad en el crecimiento microbiano, destacándose el empaque con bagazo de caña.

Se demostró que la ecotoxicidad de los residuos del empaque utilizado en el tratamiento de las aguas de proceso es tóxica para las plantas terrestres, aunque en una relación de mezcla residuo:suelo de 5:25 g puede ser utilizado como acondicionador de suelos en procesos de biorremediación, sin ocasionar daños al medioambiente.

REFERENCIAS

- Acosta S. y Romero R.** (2014). “Ensayos toxicológicos para productos y desechos peligrosos tratados de la industria petrolera: Elaboración de procedimientos de trabajo para la realización de los bioensayos con Larvas de Camarones, Algas Marinas, Semillas de Lechugas y Lombrices de Tierra, a productos y desechos peligrosos tratados, de la industria petrolera” Reporte técnico RT: Proyecto 9010, Ed. Centro de Investigación del Petróleo, La Habana, Cuba.
- APHA-AWWA-WEF** (2017). “Standard Methods for the examination of water & wastewater”, American Public Health Association (APHA), 23rd ed. Ed. R.B. Baird, A.D. Eaton & E.W. Rice. pp. 4-161, 4-163, 4-187, 2-70, 2-71, 5-42, 5-44. ISBN 978-0-87553-287, Washington DC, USA.
- Buelna G., Garzón M. y Mueller G.** (2011). “Los biofiltros de empaque orgánico: una alternativa simple, robusta y eficiente para el tratamiento de aguas residuales en zonas rurales”. Ide@ CONCYTEG, 6 (71): 540-551. ISSN 2007-2716, México, extraído de: concyteg.gob.mx/.../71042011_BIOFILTROS_EMPAQUE_ORGANICO.pdf.
- Cruz J.** (2013). “Proceso dinámico para la biosorción de PB (II) de soluciones acuosas utilizando una columna empacada con cáscara de pimienta (*Pimenta dioica L. Merrill*)”, Tesis de doctorado, Facultad de Química, Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca.
- Díaz Y., Mendiola L., González A., Rivas L. y Romero R.** (2021). “Capacidad de adsorción de materiales naturales para el tratamiento de aguas de proceso de la actividad petrolera”. Centro Azúcar, vol. 48, no. 3, pp. 41 - 52. ISSN: 2223-4861, Cuba.
- Díaz Y., Salgado L., Contrera, R., González L., González F. y Toledo H.** (2020). “Eliminación simultánea de contaminantes en fase gaseosa y líquida mediante biofiltración”. Centro Azúcar, vol. 47, no. 2, pp. 52 - 62. ISSN: 2223-4861, Cuba.
- Higuera O.F., Arroyave J.F., y Florez L.C.** (2009). “Diseño de un biofiltro para reducir el índice de contaminación por cromo generado en las industrias del curtido de cueros”. Dyna, Universidad Nacional de Colombia, 76 (160): 107-119. ISSN: 012-7353, Colombia.
- Infante C. y Morales F.A.** (2008). “Evaluación de la toxicidad en desechos y suelos petrolizados empleando semillas de *Lactuca sativa L.*”, Interciencia, 37(10): 782–788. ISSN 0378-1844, extraído de: www.semarnat.gob.mx, Venezuela.

ISO 10048 (1991). “Water quality. Determination of nitrogen-catalytic digestion after reduction with Devarda's Alloy”. International Organization for Standardization (ISO), Geneva, Switzerland.

ISO 6060 (1989). “Water quality. Determination of the chemical oxygen demand”. International Organization for Standardization (ISO), Geneva, Switzerland.

ISO 6439 (1990). “Water quality—Determination of phenol index—4-Aminoantipyrine spectrometric methods after distillation”. International Organization for Standardization (ISO), Geneva, Switzerland.

ISO IS 15188 (2012). “Water quality-General guidance on the enumeration of microorganisms by culture”. International Organization for Standardization (ISO), Adopted by Bureau Indian Standards, New Delhi, India.

NC 521 (2007). “Vertimiento de aguas residuales a la zona costera y aguas marinas. Especificaciones”. Oficina Nacional de Normalización (NC), Ed. Cuban National Bureau Standards, La Habana, Cuba.

StatPoint Inc. (2007), “Statgraphics Centurion XV. versión 15.2.05, Ed. Multilingue, extraído de: www.statgraphics.com. USA.

Conflicto de intereses

Los autores declaran que no existe conflicto de intereses

Contribución de los autores

Yuletsis Díaz-Rodríguez <https://orcid.org/0000-0002-0705-1439>

Elaboró, desarrolló y dirigió la investigación. Participó en la realización de los análisis y la discusión de estos resultados. Realizó la escritura del artículo.

Leonardo Mendiola Lau <https://orcid.org/0000-0001-8831-655X>

Participó en el desarrollo experimental de la investigación, en la realización de los análisis químicos y procesamiento de los resultados.

Aimeé González Suárez <https://orcid.org/0000-0002-8117-4891>

Participó en el desarrollo de la investigación y colaboró con la discusión de resultados, escritura y revisión del artículo.

Yamila Navarro Sosa <https://orcid.org/0000-0002-6053-2872>

Participó en el desarrollo de la investigación y colaboró con la discusión de resultados

Silvia Acosta Díaz <https://orcid.org/0000-0002-0140-2760>

Participó en el desarrollo experimental de los ensayos toxicológicos y la discusión de estos resultados.

Claudia Chao Reyes <https://orcid.org/0000-0002-5414-2552>

Participó en el desarrollo experimental de la investigación y en la realización de los análisis químicos.