

COMPOSTAJE Y FERTILIZACIÓN EN LA BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON HIDROCARBUROS

CARMEN CÁRDENAS¹, ISMENIA ARAUJO¹, KARINÉ GÓMEZ¹, MARIANELA BOHÓRQUEZ¹,
ÁNGEL GÓMEZ², NANCY ANGULO¹, LUISA SAULES¹ Y GUSTAVO MORILLO¹.

¹Centro de Investigación del Agua, Facultad de Ingeniería, ²Facultad de Agronomía,
Universidad del Zulia, Maracaibo, Estado Zulia, Venezuela.
Correo electrónico: chcarden@gmail.com

Resumen. Con la finalidad de evaluar la influencia de la fertilización y aplicación de lodos residuales en la biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos, se realizó un ensayo en el laboratorio, donde se aplicaron seis tratamientos: con proporciones de lodo (L) de 0%, 30% y 70% sin fertilización (SF) y con los mismos porcentajes de lodo con fertilización (CF). Los experimentos tuvieron una duración de tres meses, determinándose periódicamente: heterótrofos mesófilos, concentración de hidrocarburos, porcentaje de remoción de hidrocarburos, nitrógeno total, fósforo total, materia orgánica, pH, humedad, porcentajes de saturados, aromáticos, resinas y asfaltenos. Los resultados indicaron que se obtuvo una remoción de hidrocarburos de 15%; 42%; 53% en L_{0%}SF, L_{30%}SF, L_{70%}SF y 38%; 47%, 63% en L_{0%}CF, L_{30%}CF y L_{70%}CF, respectivamente. Las fracciones de hidrocarburos presentaron transformaciones parciales de resinas en aromáticos, una degradación parcial de asfaltenos y la degradación casi total de saturados. En este estudio, se puede concluir que los lodos residuales y la fertilización ejercieron una influencia altamente significativa ($p < 0,01$) sobre la eficiencia de la biorremediación del suelo contaminado con hidrocarburos. *Recibido: 03 Junio 2009, aceptado: 13 Abril 2010.*

Palabras clave. Biorremediación, lodos residuales, hidrocarburos, fertilización.

COMPOST AND FERTILIZER IN BIOREMEDIATION OF OIL-CONTAMINATED SOILS

Abstract. To evaluate the influence of fertilization and application of sewage stabilized sludges on bioremediation of oil-contaminated soils, a trial was conducted at the laboratory; in which, six treatments were performed: with rates of 0%, 30% and 70% of the sludge (L) without

fertilizer (SF) and with the same portions of sludge and fertilizer N/P (CF). The experiments lasted for three months and mesophilic heterotrophs, hydrocarbon concentration, percentage of removal of hydrocarbons, total nitrogen, total phosphorus, organic matter, pH, moisture content, percentage of saturates, aromatics, resins and asphaltenes were determined. The results indicated that there was a removal of hydrocarbons from 15%, 42%, 53%, in treatments L_{0%}SF, L_{30%}SF, L_{70%}SF, and 38%, 47%, 63% in L_{0%}CF, L_{30%}CF and L_{70%}CF, respectively. The fractions showed a partial conversion of aromatic resin, a partial degradation of asphaltenes and degradation, almost completely, of saturated. From this study, it can be concluded that sewage sludge and fertilization exerted a significant impact ($p < 0.01$) on the efficiency of bioremediation of oil-contaminated soils. *Received: 03 June 2009, accepted: 13 April 2010.*

Key words. Bioremediation, sludge, oil, fertilizer.

INTRODUCCIÓN

La contaminación de los suelos por derrames de hidrocarburos es un problema importante en la mayor parte de los países productores de petróleo, con graves implicaciones ambientales que afectan al hombre, animales y plantas (Ercoli *et al.* 2001).

Se han desarrollado métodos para el tratamiento de contaminantes, como los lechos bacterianos, lodos activados o la fermentación anaerobia, así como métodos de aplicación a los terrenos y procesos para la degradación de determinados tipos de compuestos bajo la categoría de procesos de tratamiento biológico (Ryan *et al.* 1991).

En la actualidad, se aprovechan las propiedades de los microorganismos para degradar los hidrocarburos, disminuyendo la contaminación de los suelos afectados, a este proceso se le denomina Biorremediación (Levin y Gealt 1997, La Grega *et al.* 1996). Mediante una adecuada manipulación se puede acelerar la tasa de degradación natural de los hidrocarburos, este proceso requiere el control de los nutrientes, temperatura, humedad, oxígeno, pH y textura del suelo (Ercoli *et al.* 2001, Eweis *et al.* 1999); mientras que la estructura y dinámica de las comunidades son las características que ejercen mayor influencia en la biodegradación (Rhee *et al.* 2004).

La degradación de mezclas complejas de hidrocarburos requiere una combinación de especies bacterianas, las cuales estructuradas como una comunidad pueden degradar más eficientemente un amplio espectro de hidrocarburos de petróleo que una sola especie (Roling *et al.* 2002, Precigou *et al.* 2001, Bordenave *et al.* 2007).

Se han realizado estudios, en los cuales se utilizan lodos residuales, corteza de árboles, virutas de madera, frutas en descomposición, heces y otros, para degradar los compuestos orgánicos presentes en los suelos (Araujo *et al.* 2006, Araujo *et al.* 2004).

Los lodos generados en las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas ó industriales poseen un alto contenido de nutrientes y materia orgánica en descomposición que promueven el crecimiento de los microorganismos. El interés en la aplicación del lodo al suelo ha aumentado en los últimos años, debido a su menor disponibilidad y viabilidad en otras opciones de gestión, por lo que ha permitido su disponibilidad en la biorremediación (Eweis *et al.* 1999, La Grega *et al.* 1996). El lodo residual es un recurso valioso para la mejora de las condiciones del terreno (Blanco *et al.* 2005). El objetivo de esta investigación fue evaluar a escala piloto, el efecto de los lodos residuales y la fertilización sobre la biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó un estudio de biorremediación aerobia, a escala piloto, de un suelo contaminado con ripios de perforación, procedente del Centro de Manejo de Desechos de Perforación de una Empresa de Construcción en Bachaquero, estado Zulia, Venezuela. Se utilizaron lodos estabilizados provenientes de un sistema de tratamiento de aguas residuales domésticas como esponjante y fertilización.

El ensayo se llevó a cabo utilizando unidades experimentales, representadas por recipientes plásticos con capacidad de 9 L, en los cuales se agregó la mezcla del suelo contaminado (suelo + ripios de perforación, 1:1), para la aplicación de los tratamientos: compostaje y fertilización.

En cada unidad experimental se agregó una cantidad aproximada de 8 Kg de mezcla de suelo contaminado más el tratamiento. Para el compostaje se empleó lodo estabilizado en proporciones de 0, 30 y 70% del peso total

utilizado en las unidades experimentales. Como fertilizante se adicionó fosfato diamónico al 7,5% p/p. Se utilizaron tres unidades experimentales con fertilización y tres sin fertilización, por duplicado, siendo la unidad control el tratamiento L_{0%}SF (Tabla 1).

Tabla 1. Características de Tratamiento de las Unidades Experimentales

Unidad Experimental (8 kg)	Suelo Contaminado (1:1)	Compostaje			Fertilización Fosfato Diamónico (7,5 % p/p)
		Lodo Estabilizado			
		0 %	30 %	70 %	
L _{0%} SF	X	X			
L _{30%} SF	X		X		
L _{70%} SF	X			X	
L _{0%} CF	X	X			X
L _{30%} CF	X		X		X
L _{70%} CF	X			X	X

Se agregó agua al ensayo, cada dos o tres días, para mantener el porcentaje de humedad requerido (40-60%), y mediante la aplicación de una labranza manual se mantuvieron las condiciones óptimas de aireación para los microorganismos en las unidades experimentales. Se efectuó una caracterización del suelo utilizado para preparar la mezcla con el ripio de perforación.

También se determinaron las características fisicoquímicas y microbiológicas del lodo estabilizado. Se tomaron muestras compuestas de suelo, cada 30 días, de cada tratamiento, durante un período de tres meses, a las cuales se les realizaron determinaciones microbiológicas y fisicoquímicas, en los Laboratorios de Microbiología Industrial e Ingeniería Ambiental del Centro de Investigación del Agua, Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia.

Se utilizó la metodología establecida en APHA *et al.* (1998) y se determinaron los parámetros: pH (4500-H⁺ Electrodo Selectivo), temperatura (2550 Termómetro), % de humedad (2540-B Gravimétrico), conteo de heterótrofos mesófilos (9215-B Contaje en placa vertida), hidrocarburos totales (5520-F Gravimétrico), nitrógeno total Kjeldahl NTK (4500-NH₃ Volumétrico), y fósforo total (4500-C Ácido Ascórbico) y las fracciones de hidrocarburos SARA (saturados, aromáticos, resinas y asfaltenos) se midieron al inicio y al final del ensayo siguiendo la metodología establecida en la ASTM (1992) SARA (D2007-75-Gravimétrico).

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Se aplicó un diseño experimental de parcelas divididas en el tiempo, completamente al azar, donde la parcela principal tenía el factor lodo, con tres niveles (0%, 30% y 70%), la secundaria o subparcela tenía dos niveles (con y sin fertilización) y cuatro niveles de tiempo, con dos repeticiones por tratamiento. En el análisis estadístico se empleó la prueba de análisis de la varianza ANOVA para todas las variables en estudio. Se evaluó el grado de asociación de las variables determinándose los coeficientes de Correlación Lineal de Pearson y la prueba de Tukey para evaluar el grado de significancia entre las medias de los tratamientos (SAS 2002).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización del suelo y del lodo estabilizado. El suelo utilizado fue clasificado texturalmente como Franco arenoso- Franco (Fa-F) con 54% de arena, 33% de limo y 13% de arcilla; con un pH de 7,22; una conductividad eléctrica de 0,26 mmhos/cm, valores de 0,61% de carbón orgánico y de 56 ppm de fósforo extraíble, mientras que los elementos intercambiables se encontraban para el potasio en el orden de 0,12 meq /100g, 18,0 meq/100g para calcio y 13,8 meq/100g para magnesio.

Los resultados de la caracterización del lodo residual estabilizado se muestran en la Tabla 2, donde las concentraciones de nitrógeno total (1,7% p/p), fósforo total (6.788 mg/Kg), materia orgánica (24,7%), pH (6,1) y conductividad (2,78 mmhos/cm) evidenciaron las cualidades del lodo como fertilizante y como promotor del crecimiento bacteriano (Eweis *et al.* 1996).

Blanco *et al.* (2005) reportaron resultados similares en la evaluación de un lodo estabilizado de aguas residuales domésticas, destacando las propiedades agronómicas respecto a los niveles de materia orgánica, nutrientes y metales pesados de reconocida toxicidad. Según Eweis *et al.* (1996) la población microbiana en los tratamientos con compostaje es generalmente grande y, por lo tanto, no es necesario añadir microorganismos. El conteo bacteriano presente en el lodo fue $4,9 \times 10^6$ UFC/g.

La Tabla 2 muestra que el contenido de metales en el lodo, al ser comparados con los valores permisibles para lodos residuales utilizados como acondicionadores de suelo (Metcalf y Eddy 1995) y la normativa ambiental venezolana (Gaceta Oficial 1998), se encontraron dentro de los rangos

máximos permisibles, por lo cual dicho lodo no tiene restricciones para ser utilizado en biorremediación.

Tabla 2. Características de Lodos Residuales Domésticos Tratados

Parámetros	Lodos Residuales Domésticos Tratados	Valores Permisibles para Lodo (*)	Concentraciones Permisibles para Lodo (**)
Contaje Bacteriano UFC/g	4,9 x 10 ⁶	---	---
Nitrógeno Total (%)	1,7	1,6 – 6,0	---
Fósforo Total (mg/kg)	6788	1,5 – 4,0	---
Materia Orgánica (%)	24,7	30 – 60	---
Cadmio (mg/kg)	4,87	1 – 3410	8
Cromo (mg/kg)	10,28	10 – 99	500
Níquel (mg/kg)	23,85	2 – 5300	---
Plomo (mg/kg)	97,30	13 – 26000	150
Zinc (mg/kg)	243	101 – 49000	300
pH	6,0 – 8,0	---	5 - 8
Conductividad (mmhos/cm)	2,78	---	3.50

(*) Fuente: Metcalf y Eddy (1996).

(**) Fuente: Gaceta Oficial (1998).

Ensayo de tratabilidad. Los factores medioambientales se mantuvieron en los rangos establecidos como óptimos para el desarrollo de los microorganismos. La temperatura estuvo entre 24-26 °C, rango de temperatura que beneficia el crecimiento de la mayoría de los microorganismos (Levin y Gealt 1997). Los valores de pH encontrados presentaron un ligero descenso en el transcurso de la investigación, de 7,9 a 6,0, producto de la actividad metabólica de las bacterias que ocasionan acidificación del medio (La Grega *et al.* 1996).

El porcentaje de humedad se mantuvo en un rango de 17-49%, garantizando la retención del agua en el medio. La concentración de materia orgánica durante todo el ensayo fue suficiente para garantizar una fuente de carbono para el desarrollo de la actividad microbiana (Eweis *et al.* 1999, Levin y Gealt 1997), encontrándose al final del estudio concentraciones entre 8,3-17,5%.

Heterótrofos Mesófilos. En la Figura 1 se observa un incremento de la densidad poblacional de los tratamientos L_{0%}CF, L_{30%}CF y L_{70%}CF, desde el

inicio del ensayo hasta finalizar el mismo ($1,4-3,8 \times 10^7$; $3,8-14,6 \times 10^7$; $4,4-16,8 \times 10^7$ UFC/g, respectivamente). Este comportamiento pudo deberse a la presencia de un sustrato de fácil degradación y a que los organismos contaban con suficiente nutrientes para su crecimiento. La adición de fertilizantes, a estos tratamientos, impulsó el crecimiento de los organismos, concordando con los valores obtenidos en otras investigaciones (Mishra *et al.* 2001, Margesin y Schinder 2001).

En los tratamientos $L_{0\%SF}$, $L_{30\%SF}$ y $L_{70\%SF}$, hubo un incremento de la densidad poblacional entre los 30 y 60 días del ensayo, $3,6-6,2 \times 10^6$; $4,9-4,4 \times 10^7$; $7,1-7,5 \times 10^7$ UFC/g, respectivamente, disminuyendo ésta a los 90 días, $5,3$; $6,3$; $10,0 \times 10^6$ UFC/g, respectivamente. Esta disminución pudo ocurrir debido al consumo parcial de la materia orgánica y de los nutrientes nitrógeno y fósforo en los tratamientos.

Las densidades poblacionales de los tratamientos sin fertilizante siempre estuvieron por debajo de los tratamientos con fertilizantes. Estos resultados coinciden con Araujo *et al.* 2004 en un estudio de biorremediación de suelos con consorcio bacteriano, compostaje y fertilización, donde el crecimiento de los heterótrofos mesófilos alcanzó el valor máximo a los 40 días con títulos de $1,3 \times 10^9$ UFC/g en los tratamientos con fertilizantes, con una disminución progresiva en el crecimiento a partir de los 60 días.

Chirinos y Pereira (1999) reportaron la utilización de microorganismos del suelo para degradar hidrocarburos de un lodo petroquímico, empleando concentraciones de 0; 5; 7,5; y 10 L/ m² de dicho lodo y lograron hasta un 70% de remoción de los mismos; sin embargo, a medida que se incrementó la cantidad de lodo, la población bacteriana disminuyó debido a la presencia de hidrocarburos en altas concentraciones (4.000 ppm aproximadamente) en la composición del lodo al inicio del estudio, lo cual creó condiciones de toxicidad que, luego, al pasar por un proceso de degradación a cadenas orgánicas más simples y menos tóxicas y/o disminuir su concentración, la población de bacterias se activó, después de los 90 días, hasta estabilizarse.

El tratamiento control, $L_{0\%SF}$, presentó los títulos poblacionales más bajos ($1,1-6,2 \times 10^6$ UFC/g) en todo el estudio a diferencia del tratamiento $L_{0\%CF}$ donde la adición de fertilizante incrementó la densidad poblacional de los organismos presentes ($1,4-5,2 \times 10^7$ UFC/g).

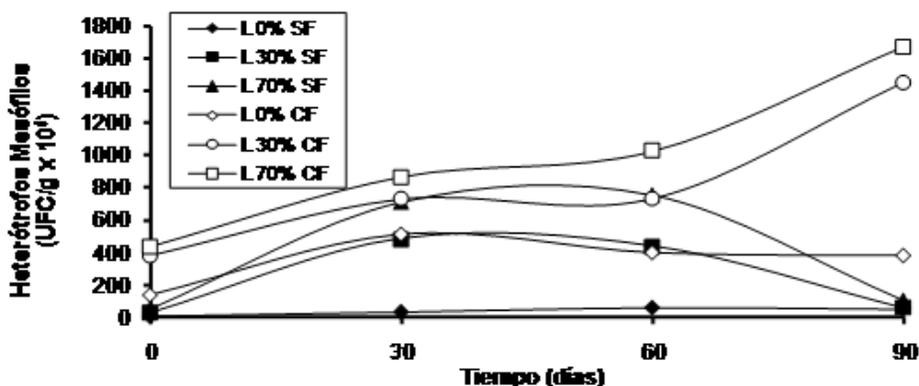


Figura 1. Medias de heterótrofos mesófilos en los tratamientos

Hidrocarburos Totales. La Figura 2 muestra la degradación del contenido de hidrocarburos totales en todas las unidades experimentales evaluadas. En todos los tratamientos la concentración de los hidrocarburos disminuyó con el tiempo. La degradación más lenta se observó en el tratamiento con L_{0%}SF (26.900-22.995 mg/kg); mientras que el mayor consumo en el contenido de hidrocarburos totales ocurrió en los tratamientos L_{70%}CF (16.850-6.223 mg/kg), L_{70%}SF (14.525-6.820 mg/kg) y L_{30%}CF (14.550-7.649 mg/kg), las concentraciones finales de estos tratamientos se encuentran dentro de lo exigido por la normativa ambiental venezolana (Gaceta Oficial 1998).

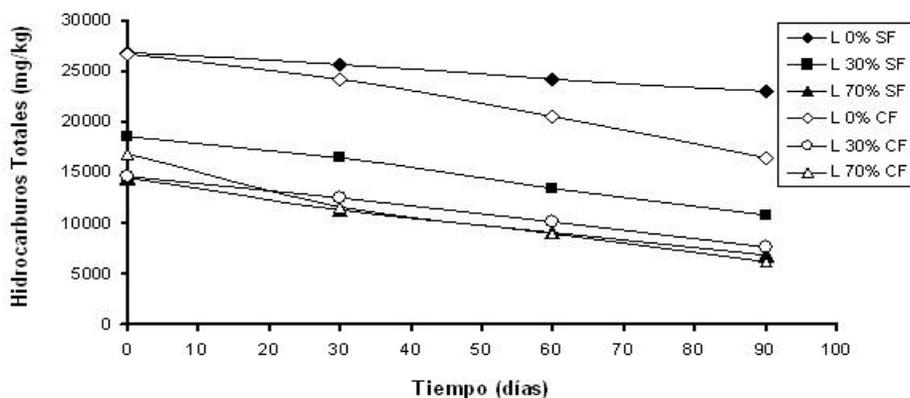


Figura 2. Medias de hidrocarburos totales en los tratamientos

La adición del lodo residual doméstico como esponjante, en las diferentes proporciones estudiadas fue eficaz en la degradación de las cadenas hidrocarbonadas presentes, por lo tanto el proceso mostró una alta eficiencia en la biorremediación del suelo contaminado con hidrocarburos. Resultados similares (3.865 y 8.441 mg/kg) fueron conseguidos por Araujo *et al.* (2006) utilizando lodo estabilizado y cultivo mixto de cepas bacterianas en la degradación de suelo contaminado con hidrocarburos.

En esta investigación, la remoción de hidrocarburos se incrementó progresivamente en el transcurso del ensayo; tal como fue reportado por La Grega *et al.* (1996) quienes afirman que el lodo actuó como un acondicionador de suelos para aumentar el aporte de nutrientes y facilitar su transporte, la retención de agua, la disponibilidad de oxígeno y la temperatura.

En la Figura 3, se observa que a los 30 días las mayores remociones se consiguieron en los tratamientos L_{70%}SF y L_{70%}CF (22 y 31%, respectivamente), aumentando a los 60 días a valores de 38 y 47% en los mismos tratamientos, correspondiéndose con el mayor contaje de microorganismos, $7,1 \times 10^7$ y $8,70 \times 10^7$ UFC/g a los 30 días y $7,5 \times 10^7$ y $1,0 \times 10^8$ UFC/g a los 60 días. A los 90 días, en los tratamientos donde se utilizó lodo estabilizado con y sin fertilización, fueron donde se consiguieron las mejores remociones de hidrocarburos (42% L_{30%}SF, 47% L_{30%}CF, 53% L_{70%}SF, 63% L_{70%}CF), siendo la biorremediación más eficiente en el tratamiento con mayor cantidad de lodo y fertilizante (63% L_{70%}CF).

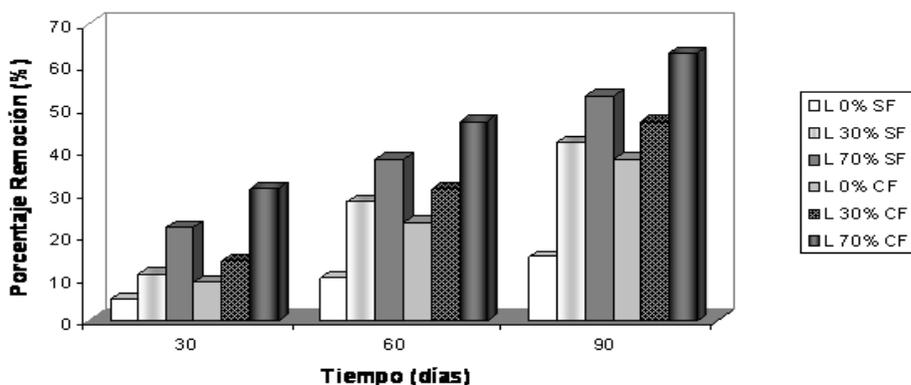


Figura 3. Remoción de Hidrocarburos Totales

La proporción de lodo determinó, en cada tratamiento, la degradación de los hidrocarburos; sin embargo la adición de nutrientes incrementó la eficiencia de los organismos para degradar los hidrocarburos. Resultados similares

obtuvieron Chirinos y Pereira (1999) quienes reportaron una reducción de hidrocarburos de 81% en 120 días, utilizando lodos petrolizados y fertilizantes. Araujo *et al.* (2006), al evaluar la degradación de hidrocarburos mediante bioestimulación lograron remociones entre 54 y 90% a los 150 días de tratamiento, con la utilización de lodo estabilizado y cultivo mixto.

En relación a las fracciones de hidrocarburos, todos los tratamientos, incluyendo los controles presentaron remoción de hidrocarburos saturados, notándose una mayor eficiencia en la remoción de esta fracción en los tratamientos L_{70%}SF (57%) y L_{70%}CF (70%), (Figura 4).

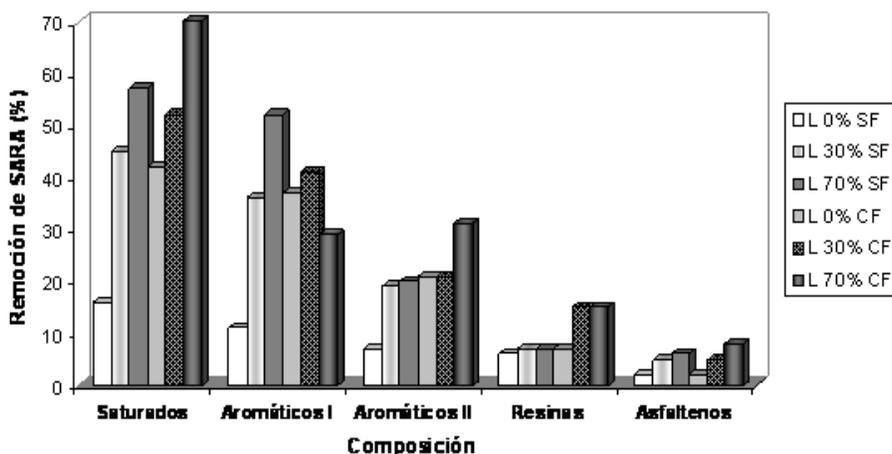


Figura 4. Remoción de fracciones de saturados, aromáticos I, aromáticos II, resinas y asfaltenos

El tratamiento L_{70%}SF fue el más eficiente (52%) en la degradación de los aromáticos I (1-4 anillos) y el menor fue L_{0%}SF con 11 %; para la remoción de los Aromáticos II (4 anillos o más), el tratamiento L_{0%}SF (7%) fue el menos eficiente y el tratamiento L_{70%}CF (31%) el más eficiente, mientras que el resto de los tratamientos no presentaron una gran diferencia entre sí (19-21%). Es importante señalar que los valores de las concentraciones de aromáticos son afectadas por la degradación de las resinas y asfaltenos, los cuales al ser degradados generan fracciones más sencillas (Araujo *et al.* 2006).

Los tratamientos L_{30%}CF y L_{70%}CF fueron los más eficientes en la degradación de las resinas (15%), mientras que la degradación del resto de los tratamientos se mantuvo entre 6-7%. Estos compuestos son de difícil degradación y la descomposición de sus moléculas genera nuevas fracciones

de compuestos más sencillos como saturados y aromáticos, los cuales son más fácilmente degradados por los microorganismos. La degradación de asfaltenos fue baja (2-8%) en todos los tratamientos, debido a que son compuestos de difícil degradación, alcanzando los valores más altos en los tratamientos L_{30%}SF (6%) y L_{70%}CF (8%). Las fracciones de hidrocarburos mostraron una ligera disminución en los asfaltenos, una transformación parcial de resinas en aromáticos y de aromáticos en saturados y la degradación casi total de estos últimos.

Nitrógeno y Fósforo. La Figura 5 muestra el comportamiento del consumo de nitrógeno en todos los tratamientos. La concentración inicial en los tratamientos es mayor a medida que se incrementa la concentración de lodo en los tratamientos fertilizados (L_{0%}CF 12,94%; L_{30%}CF 17,48%; L_{70%}CF 22,62%). Por otra parte, se observa que la tendencia de las curvas fue similar en todos los tratamientos, se observa una disminución brusca durante el primer mes y después el consumo de nitrógeno fue mucho más lento hasta el final del tratamiento. Los microorganismos utilizan el nitrógeno en sus procesos metabólicos, por esto se observa una disminución en el contenido del mismo en los tratamientos, (Ercoli *et al.* 2001) principalmente en los que tienen lodo con fertilización (L_{30%}CF, L_{70%}CF), concordando con los valores de crecimiento de los microorganismos presentes en estos tratamientos ($14,6 \times 10^7$ y $16,8 \times 10^8$ UFC/g), quedando al final del ensayo valores remanentes de nitrógeno entre 0,03 y 1,4% en los tratamientos. Estudios realizados por Margesin y Schinder (2001), demostraron que la fertilización contribuyó a que los microorganismos autóctonos del suelo, logaran un incremento significativo en la degradación del aceite diesel.

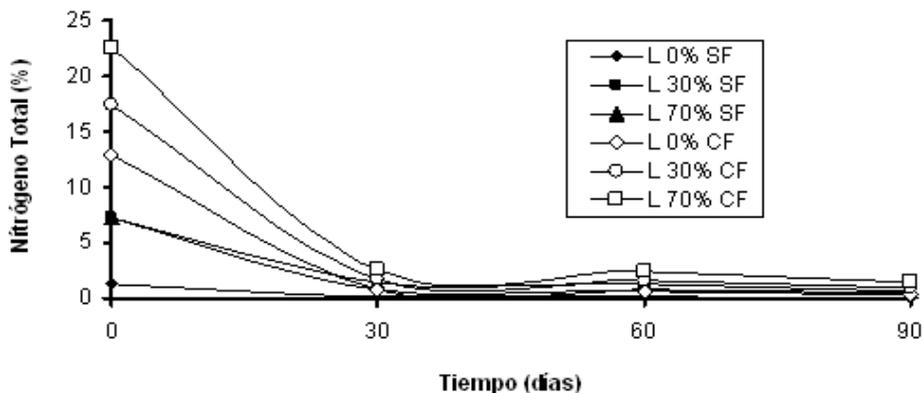


Figura 5. Medias de Nitrógeno Total Kjeldahl en los tratamientos

Con respecto al fósforo, la población microbiana utilizó el fósforo para su mantenimiento durante el proceso de degradación. En la Figura 6 se muestra una disminución progresiva del fertilizante a lo largo del estudio, el nutriente no llegó a su agotamiento y se presentaron remanentes entre 173-6000 mg/Kg.

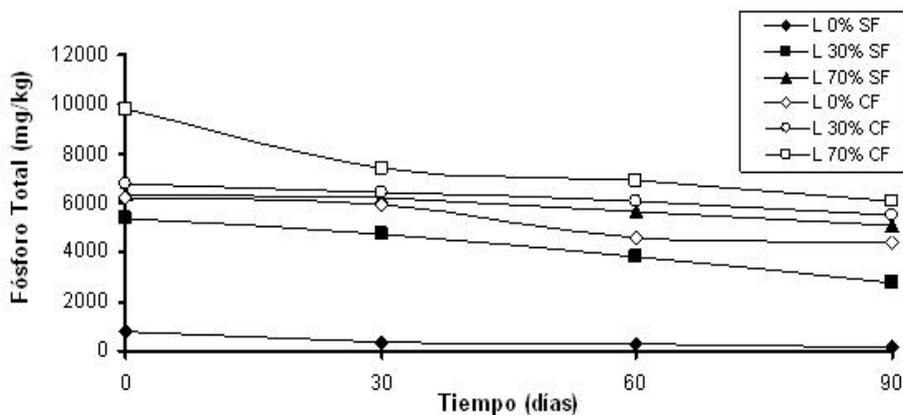


Figura 6. Medias de Fósforo Total en los tratamientos

Análisis estadístico. En el análisis de la varianza (ANOVA) se encontró un efecto altamente significativo ($p < 0,01$) de los tres niveles de lodo y de los dos niveles de fertilización sobre las variables heterótrofos mesófilos, hidrocarburos, fósforo y nitrógeno, indicando diferencia altamente significativa entre las medias de las variables para los diferentes tratamientos. El tiempo de medición afectó de forma altamente significativa ($p < 0,01$) todas las variables respuesta; es decir, hubo diferencias estadísticas altamente significativas entre las medias de porcentajes de remoción de hidrocarburos, concentración de hidrocarburos, porcentaje de nitrógeno total, y conteo de microorganismos a través del tiempo.

Según el coeficiente de correlación Lineal de Pearson y sus probabilidades, para la variable porcentaje de remoción de hidrocarburos, se observó una alta correlación positiva y significativa ($r = 0,38$, $p < 0,01$) entre los heterótrofos mesófilos y el porcentaje de remoción, altos niveles de microorganismos tienden a relacionarse con altos niveles de remoción. También se observó una alta correlación lineal negativa significativa ($r = -0,49$, $p < 0,01$) entre el porcentaje de remoción de hidrocarburos y el porcentaje de nitrógeno total, es decir, que a medida que el nitrógeno es consumido por los microorganismos el porcentaje de remoción de hidrocarburos aumentó.

La prueba de Tukey, estableció que los tratamientos L_{70%}CF, L_{70%}SF no mostraron diferencias significativas ($p > 0,05$) entre ellos, resultando ser los más eficientes en la degradación de los hidrocarburos, con porcentajes de remoción de 63 y 53%, respectivamente.

CONCLUSIONES

Los lodos residuales estabilizados utilizados como esponjante, hicieron más eficiente el proceso de biorremediación de hidrocarburos en suelo. El uso de la fertilización favoreció la actividad bacteriana incrementando la degradación de los hidrocarburos presentes durante el ensayo.

Se puede concluir que los lodos residuales y la fertilización ejercieron una influencia altamente significativa ($p < 0,01$) sobre la remoción de los hidrocarburos totales. Los tratamientos con 70% de lodo con y sin fertilizante fueron los más eficientes, ejerciendo una influencia significativa ($p < 0,05$) sobre la remoción de los hidrocarburos totales, con valores de 63% y 53%, respectivamente, a los 90 días. El empleo de las tecnologías de compostaje y fertilización puede manejarse como alternativa de elección para la biorrecuperación de suelos contaminados con hidrocarburos y sus derivados.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Centro de Investigación del Agua, de la Facultad de Ingeniería, de la Universidad del Zulia y al Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico de la Universidad del Zulia por el apoyo financiero del Proyecto CC-0774-07.

LITERATURA CITADA

- APHA-AWWA-WEF. 1998. Standard Methods for Examinations of Water and Wastewater. 20th Edition. New York, EEUU. 1427 p.
- ARAUJO, I., M. MONTILLA, C. CÁRDENAS, L. HERRERA, N. ANGULO Y G. MORILLO. 2006. Lodos estabilizados y cepas bacterianas en la biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos. *Interciencia* 31 (4), 268-275.
- ARAUJO, I., N. ANGULO, C. CÁRDENAS, M. MÉNDEZ, M. MORANTE Y M. MACHADO. 2004. Biorremediación de suelos con consorcio bacteriano, compostaje y fertilización. *Bol. Centro Invest. Biol.* 38 (3), 163-242.
- BLANCO, E., C. CÁRDENAS, V. GRANADILLO, D. ISEA, J. SEPULVEDA Y J. DELGADO. 2005. Caracterización inicial de lodos sobrenadantes residuales provenientes de las lagunas de estabilización de LUZ para su utilización en el acondicionamiento de suelos. *Ciencia* 13 (1), 85-93.

- BORDENAVE, S., M. GON-I-URRIZA, P. CAUMETTE Y R. DURAN. 2007. Effects of Heavy Fuel Oil on the Bacterial Community Structure of a Pristine Microbial Mat. *Appl. Environ. Microbiol.* 73(19): 6089–6097.
- CHIRINOS, I., Y N. PEREIRA. 1999. Parcelas de lodo: Una alternativa de uso y manejo de Lodos petroquímicos provenientes de sistemas de tratamiento de efluentes; *Rev. Fac. Agron. (LUZ)*, VOL. 16, 1, 206-212.
- ERCOLI, E., J. GÁLVEZ, M. DI PAOLA, J. CANTERO, S. VIDELA, M. MENDAURA Y J. BAUZA. 2001. Análisis y evaluación de parámetros críticos de biodegradación de hidrocarburos en suelo. Laboratorio de Bioprocesos. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza, Argentina. 9 p.
- EWEIS, J., S. ERGAS, D. CHANG Y E. SCHROEDER. 1999. Principios de Biorrecuperación. 1ª Edición. McGraw Hill. España. 327 p.
- GACETA OFICIAL DE LA REPÚBLICA DE VENEZUELA N° 5245. 1998. Decreto N° 2635. Normas para el control de la recuperación de materiales peligrosos y el manejo de desechos peligrosos. 31 p.
- LA GREGA M., P. BUCKINGHAM, Y E. JEFFREY. 1996. Gestión de residuos tóxicos. Tratamiento, eliminación y recuperación de suelos. McGraw-Hill. Aravac. Madrid, España. 2146pp.
- LEVIN, M., Y M. GEALT. 1997. Biotratamiento de Residuos Tóxicos y Peligrosos. 1ª Edición. Mc Graw-Hill. España. 354p.
- MELCALF Y EDDY, INC. 1996. Tratamiento, vertido y reutilización. Ingeniería de aguas residuales, Vol. 1 y 2 (3 Ed.) McGraw Hill. España. 1459 p.
- MARGESIN, R. Y F. SCHINDER. 2001. Bioremediation (Natural Attenuation and Bioestimulation) of Diesel-Oil-Contaminated Soil in an Alpine Glacier Skiing Area. *Applied and Environmental Microbiology* 67 (7): 3127-3133.
- MISHRA, S., J. JYOT, R. KUHAD Y B. LAL. 2001. Evaluation of Inoculum addition to simulates in situ Bioremediation of Oily-Sludge-Contaminated Soil. *Appl. Environ. Microbiol.* 67 (4): 2235-2240.
- PRECIGOU, S., P. GOULAS Y R. DURAN. 2001. Rapid and specific identification of nitrile hydratase (NHase)-encoding genes in soil samples by polymerase chain reaction. *FEMS Microbiol. Lett.* 204:155–161.
- RHEE, S., X. LIU, S. CHONG, X. WAN Y J. ZHOU. 2004. Detection of genes involved in biodegradation and biotransformation in microbial communities by using 50-mer oligonucleotide microarrays. *Appl. Environ. Microbiol.* 70:4303–4317.
- RYAN, J., R. LOEHR Y E. RUCKER. 1991. Bioremediation of Organic Contaminated Soils. *Journal of Hazardous Materials* 28: 159-169.
- RÖLING, W., M. MILNER, D. JONES, K. LEE, F. DANIEL, R. SWANNELL Y I. HEAD. 2002. Robust hydrocarbon degradation and dynamics of bacterial communities during nutrient-enhanced oil spill bioremediation. *Appl. Environ. Microbiol.* 68: 5537–5548.
- SAS. 2002. Statistical Analysis Systems. Vers. 8.0. SAS Institute Inc., Cary, NC, EEUU.