

Remoción de hidrocarburos policíclicos mediante reactores de suelos activados

CUEVAS-Blanca†, RUIZ-Adriana, SALGADO-Alberto & DELGADILLO-Patricia

Universidad Autónoma del Estado de México

Recibido 29 de Abril, 2015; Aceptado 3 de Junio, 2015

Resumen

La biorremediación ha llegado a ser la tecnología elegida para remediar los ambientes afectados por las actividades antropogénicas, particularmente a agua y suelo expuestos a hidrocarburos. También ha llegado a ser un área de estudio intensivo para investigación y desarrollo en la academia, gobierno e industria debido a que las nuevas leyes así como tratados internacionales protegen el medio ambiente. En México La legislación ambiental es relativamente joven y está fundamentada en La Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) que se refiere a la preservación y restauración del equilibrio ecológico, así como a la protección al ambiente, en el territorio nacional y las zonas sobre las que la nación ejerce su soberanía y jurisdicción. los resultados obtenidos se ofrece una técnica económica, rápida y factible para efectuar la remoción de compuestos aromáticos policíclicos problemáticos, en suelos pesados contaminados, que revelan que los reactores inoculadores aerobios son más factibles a remover el antraceno del suelo de las organizaciones.

Policíclicos, hidrocarburos, suelos**Abstract**

The bioremediation has become the technology chosen to remedy the environments affected by anthropogenic activities, particularly water and soil exposed to hydrocarbons. It has also become a study area for intensive research and development in academia, government and industry because the new laws and international treaties protecting the environment. In Mexico Environmental Legislation is relatively young and is based in the General Law of Ecological Balance and Environmental Protection (LGEEPA) which relates to the preservation and restoration of ecological balance, as well as environmental protection, within the national territory and the areas on which the nation exercises its sovereignty and jurisdiction. The results provides a technique effective, fast and feasible to carry out the removal of polycyclic aromatic compounds problematic, in heavy soils contaminated, showing that inoculation aerobic reactors are more feasible to remove the soil anthracene, probably because in environments that are conducive aerobic oxidation the organization.

Polycyclic, Hydrtoarbon, Soil

Citación: CUEVAS-Blanca, RUIZ-Adriana, SALGADO-Alberto & DELGADILLO-Patricia. Remoción de hidrocarburos policíclicos mediante reactores de suelos activados. Revista de Tecnología e Innovación 2015, 2-3:377-391

† Investigador contribuyendo como primer autor.

Introducción

Los hidrocarburos poliaromáticos son constantemente liberados al ambiente principalmente a partir de las actividades antropogénicas, siendo la mayor fuente de liberación, los procesos de quema de combustibles fósiles, la licuefacción del carbón, la gasificación del petróleo y los derrames accidentales de petróleo. Cuando ocurre un derrame de petróleo en el ambiente, los compuestos de bajo peso molecular generalmente se pierden por volatilización, mientras que los hidrocarburos poliaromáticos y heterocíclicos permanecen como remanente, haciéndose de esta manera persistente en el ambiente. Los hidrocarburos poliaromáticos con dos o más anillos, heterocíclicos y sus homólogos alquil sustituidos, que son liberados en los ecosistemas, constituyen un grave problema porque contaminan fuentes de agua y suelos, ocasionando un gran impacto ecológico, en virtud de los efectos recalitrantes y tóxicos que ejercen sobre los seres vivos (Tissot y Welte, 1984). Es por ello que estos hidrocarburos deben ser removidos o su concentración debe ser sustancialmente reducida del ambiente. Con este propósito, frecuentemente son utilizados procesos de degradación industrial tanto químicos como físicos, que pese haber demostrado su potencial para la recuperación de cientos de lugares contaminados, resultan relativamente inadecuados para la remoción de hidrocarburos complejos y además el costo de su aplicación resulta elevado (Parales *et al.* 2001).

Durante los últimos años ha sido objeto de intensa investigación el desarrollo de biotecnologías que complementen los procesos físicos y químicos ya existentes, basadas en la utilización de microorganismos para la recuperación de los ambientes contaminados con petróleo y otros combustibles, en virtud de la capacidad que poseen estos organismos de oxidar los compuestos hidrocarbonatos del petróleo degradándolos hasta metabolitos que pueden ser fácilmente removidos o dispersados del ambiente (Monticello, 1994).

La utilización de un sistema de reactores de suelos activados tiene características ventajosas como: aumento en el contacto suelo-microorganismos, incremento de tasas de transferencia de masa, el posible uso de suplementación de nutrientes, inoculación con microorganismos adaptados, adición de tensoactivos, es posible también la manipulación de las rutas catabólicas a partir de la introducción de varios aceptores de electrones, etc.

Queda el reto de sanear suelos pesados (ricos en arcillas y materia orgánica) que presentan baja conductividad hidráulica, muy baja permeabilidad, muestran una gran irreversibilidad en la retención de contaminantes, dificultando enormemente una disponibilidad adecuada para su biodegradación. Para que esta investigación de como resultado que se tiene que los HPA'S (Hidrocarburos poliaromáticos) son catalogados como compuestos resistentes a la biodegradación en un suelo pesado, se considera que es posible lograr su biorremediación al ser sometido a la adición de nutrientes e inoculación de consorcios controlados en ambientes aerobios y anaerobios en reactores de suelos activados.

Por consiguiente se pretende obtener una técnica económica rápida y factible para efectuar la biodegradación del antraceno que es uno de compuestos aromáticos policíclicos problemáticos, en suelos pesados (suelo arcilloso con alto contenido de materia orgánica) contaminados, esto consiste en uso de reactores de suelos activados en continuo con manejo de aceptores de electrones de diferente opción, para poder comparar la efectividad de cada uno, usando como fuente de carbono el HPA'S aunado con la bioestimulación de la sacarosa que favorezca el crecimiento de consorcios microbianos degradadores y aumentar la biodisponibilidad de los HPA'S.

Justificación

El surgimiento y la experimentación de la biorremediación como una industria han sido aceptados como alternativa económicamente viable y efectiva para la limpieza de suelos y superficies de aguas contaminadas con un alto grado tóxico.

La biorremediación ha llegado a ser la tecnología elegida para remediar los ambientes contaminados, particularmente, sitios contaminados con hidrocarburos del petróleo. Las medidas biocorrectoras se llevan empleando en el saneamiento de suelos y aguas contaminadas por hidrocarburos desde hace décadas con importante éxito. Estas técnicas biológicas pueden ser de tipo aerobio (presencia de un medio oxidante), o bien de tipo anaerobio (medio reductor). Sin embargo, la gran mayoría de estudios y aplicaciones de la biorremediación se ha sesgado a técnicas in situ para el saneamiento de suelos fácilmente tratables.

Queda el reto de sanear suelos pesados; ricos en arcillas y materia permeabilidad y muestran una gran irreversibilidad en la retención de contaminantes, lo cual dificulta enormemente una disponibilidad adecuada para su biodegradación.

La utilización de sistemas de reactores de suelos activados en estos suelos tiene características ventajosas como son; un aumento en el contacto suelo-microorganismos, incremento de tasas de transferencia de masa, es posible el uso de suplementación de nutrientes, inoculación con microorganismos adaptados, adición de tensoactivos, es posible también la manipulación de las rutas catabólicas a partir de la introducción de varios aceptores de electrones, etc. Lo anterior favorece en un aumento de la cinética de remoción de los contaminantes del suelo, contrarresta los tiempos de saneamiento y minimiza los volúmenes de operación de los reactores para un tratamiento dado.

Desarrollo

La degradación de HPA'S depende de la complejidad química de los HPA'S y del alcance de la adaptación enzimática. Los HPA'S que contienen tres anillos aromáticos, son más fácilmente degradables que los que contienen más de cuatro anillos, puesto que estos últimos son más recalcitrantes o persistentes.

La facilidad con lo que se degraden los HPA'S ya sea en metabolismo aerobio o anaerobio están en función de la solubilidad del HPA'S, número de anillos fusionados, número de sustituyentes, tipo de sustitución, posición de sustitución y también por la toxicidad.

Muchos de los HPA'S están asociados con la refinación del petróleo y la combustión de carbón de hulla. Se ha reportado que las actividades relacionadas con la utilización del petróleo generan el 70 % de la HPA'S.

En general, los destilados del petróleo tienen efectos tóxicos muy graves cuando son aspirados afectando el tronco bronquial. Son disolventes de las grasas y alteran el sistema nervioso central (SNC) (Dreisbach y Roberson, 1981). Los hidrocarburos aromáticos son más irritantes que los alifáticos, causan dermatitis y quemaduras severas. Si son aspirados causan edema pulmonar y neumonitis química. Por ejemplo, se han reportado conjuntivitis y quemaduras de cornea a causa del benceno y de sus derivados arílicos. El naftaleno causa cataratas (Wang y Bartha 1990). Los HPA'S pueden ser degradados completamente o ser extremadamente resistentes o originar productos intermediarios que son altamente carcinogénicos. Al respecto se tiene que el benzo(a) pireno (BAP) puede ser cometabolizado al ser oxidado por microorganismos como *Mycobacterium* (Schneider *et al*, 1996).

En experimentos de laboratorio no han reportado mineralización de los productos de oxidación del BP, se puede especular que cada desdoblamiento de los anillos de los intermediarios, son producidos cometabolicamente en suelos con presencia de otros hidrocarburos del petróleo, estos pueden ser metabolizados en un suelo del ecosistema que contenga una variedad de microorganismos que actúen como consorcio.

Esta idea es fundamentada por el hecho de que el pireno se puede mineralizar como resultado de la oxidación cometabólica y continua que llevada a cabo por un consorcio de degradadores de hidrocarburos

Para realizar el estudio que permita determinar la factibilidad de la eliminación de los HPA'S del suelo por microorganismos fue necesario considerar, en lo posible todos los fenómenos que se pudieran presentar durante la fase experimental como: fotocátalisis, evaporación, descomposición térmica o por el contrario, dado la naturaleza de los HPA'S, se presentara una adsorción tal que fuera imposible retirarlos del suelo.

Por lo anterior y a efecto de corroborar que la degradación que se presentó fue atribuible únicamente a la acción de los microorganismos y no a fenómenos abióticos, se plantearon tres experimentos simultáneos con las características indicadas en la tabla 1.1 de acuerdo con esto el tratamiento 1: sirve como testigo y para determinar las posibles interferencias de los compuestos orgánicos presentes inicialmente en el suelo. En el tratamiento 2: la adición de azida de sodio servirá para inhibir la actividad microbiana y detectar la degradación abiótica que se pueda presentar y el tratamiento 3: en el que se observa cómo se lleva a cabo la degradación microbiana de los HPA'S.

En la figura 1.1 se presentan las diferentes actividades realizadas que constan principalmente de: a) contaminación del suelo con HPA'S, b) inoculación del suelo, c) aplicación de metodología analítica, extracción, acondicionamiento del extracto —clean up, análisis en el cromatógrafo de gases.

Tratamiento	Suelo Seco	Medio	Antraceno (mg)	Solvente (Acetona) (ml)
(1) Suelo + Inóculo	300 (g)	80 (ml)	0,50,100,300	250
(2) Suelo + HPA'S + Azida	300	80	0,50,100,300	250
(3) Suelo + Inóculo + HPA'S	300	80	0,50,100,300	250

Tabla 1 Características de los experimentos realizados con suelo

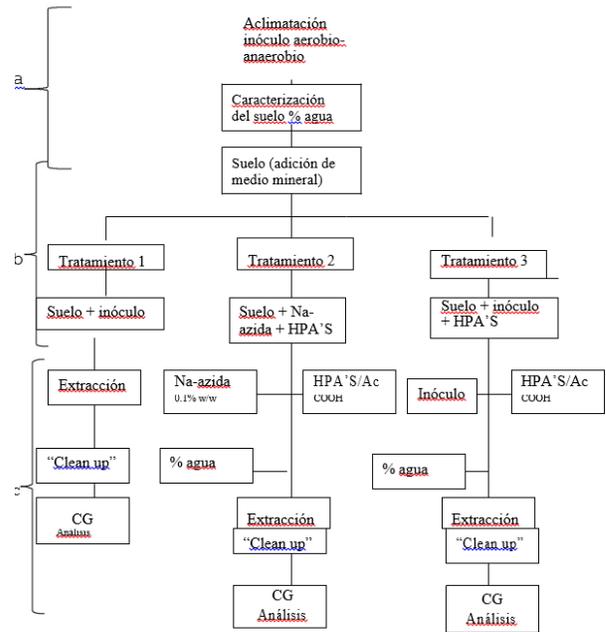


Figura 1 Diagrama de flujo de etapas del trabajo.

Contaminación generada por hidrocarburos poliaromáticos HPA'S

Químicamente, el petróleo es una mezcla compleja de hidrocarburos, es decir, de compuestos ricos en carbono e hidrógeno, aunque contiene otros elementos minoritarios como azufre, oxígeno y nitrógeno, así como trazas de metales. Es complicada porque dada la capacidad del átomo de carbono de formar cuatro enlaces con otros átomos de carbono, se pueden organizar como cadenas ó como ciclos.

Los hidrocarburos forman parte de los contaminantes más ampliamente distribuidos en el ambiente ocasionando un efecto adverso a éste y a la salud pública.

Las fuentes de contaminación son diversas; en el ámbito mundial se estima que anualmente de 5 a 10 millones de toneladas de hidrocarburos entran al océano, de ellos casi el 45% ocurre por manejo del petróleo en barcos (incluyendo accidentes), 37% proviene de aguas industriales y residuos domiciliarios y sólo el 12% por actividades de explotación y producción. Cuando se conoce la causa de la contaminación por hidrocarburos se buscan compuestos específicos.

La magnitud de la contaminación se puede expresar a través de un contaminante clave, que puede ser el que se encuentre en mayor proporción o el que sea más peligroso. En el caso de la gasolina, se cuantifican los hidrocarburos monoaromáticos, benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos (BTEX). Algunos autores eligen solamente el benceno por ser el más tóxico. Si se desconoce la causa de la contaminación o si se trata de una mezcla de contaminantes, la concentración de éstos puede ser expresada de manera global como hidrocarburos totales del petróleo (HTP).

En México, en zonas suburbanas las aguas residuales industriales, que generalmente contienen residuos de estos compuestos, son descargadas en canales a cielo abierto, sin barrera física que impida su migración hacia el subsuelo, provocando la contaminación del suelo mismo y de las aguas subterráneas.

Saval (1997), establece que la contaminación del subsuelo puede deberse a la infiltración de lixiviados generados por las lluvias, arrastrando gasolinas, turbosina, diesel y gasóleo que fluyen y durante su trayectoria son adsorbidos por el material geológico hasta que alcanzan el nivel freático. Así, los hidrocarburos se dispersan de acuerdo a la dirección de la corriente subterránea, creando manchas de contaminación de gran superficie.

También se ha reportado la presencia de benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos (BTEX), a 4 m de profundidad en el subsuelo de un canal de la subcuenca de Chalco, Edo. de México, donde se vierten aguas residuales industriales (Mizari-Hiriart, 1997). García (2000), evaluó la influencia de las descargas de aguas negras del Valle de México en la calidad del agua subterránea de tres municipios en el Estado de Hidalgo.

Mediante el análisis de compuestos orgánicos de diversas familias químicas tanto en las aguas negras como en las aguas subterráneas, se encontraron evidencias fehacientes de que las aguas negras se infiltran en el subsuelo contaminando las aguas subterráneas. De este estudio se destaca el caso del fenol cuya concentración en el agua subterránea (1 ppm) sobrepasa el límite establecido en la normatividad mexicana para el agua potable igual a 0.001 ppm (NOM-127-SSA1-1994).

Así como la presencia de otros compuestos como el benceno, el cual se reportó a niveles de concentración del orden de 1 ppm, indicando que las aguas residuales generadas en los procesos de refinación del petróleo, contienen cantidades significativas de compuestos orgánicos, principalmente los hidrocarburos mono-aromáticos (Razo y col. 2000). También reportan que en un estudio del análisis de aguas residuales provenientes de refinerías mexicanas se encontraron concentraciones de hidrocarburos, principalmente benceno, tolueno y fenol, del orden de 5 mg/L.

La contaminación del medio ambiente marino por introducción de HPA'S, se produce generalmente por acciones antropogénicas, principalmente por derrames producidos en el transporte del petróleo a través del mundo, instalaciones fijas y otras fuentes como: desechos municipales, desechos industriales, aportes de ríos e intercambio atmosférico.

Características físico y químicas del compuesto modelo

El antraceno es un compuesto de una amplia gama de sustancias, tanto de origen natural como sintética, conocida como hidrocarburos poliaromáticos (Kosteky y Calebrese, 1992). Estos compuestos por su aromaticidad, presentan una reactividad química relativamente baja y son difícilmente biodegradables, lo cual es importante desde el punto de vista ambiental.

Con respecto a los riesgos se tiene que está en la lista de sustancias peligrosas, ya reglamentada por la, OSHA (Occupational Safety and Health Administration), ACGIH (American Conference of Governmental Industries Hygenists), FDA (Food Drug Administration), DOT (Departament of Trasportation), HHAG, y la EPA (Enviromental Protection Agenci). (Right to Know Program, 2002).

Toxicidad del compuesto modelo

El antraceno puede causar mutaciones, al contacto con la piel puede causar irritación, picazón y ardor que se agrava con la exposición a la luz del sol, es posible que pueda causar alergia en la piel.

Respirar el antraceno puede irritar la nariz, la garganta y los pulmones causando tos y respiración con silbido. En contacto con los ojos puede causar irritación y quemaduras.

Propiedades físico y químicas de los HPA'S

Son sólidos a temperatura ambiente y su volatilidad es muy pequeña. Dependiendo de su carácter aromático, los HAP'S absorben luz ultravioleta y producen un espectro fluorescente característico.

Las características comunes de estas sustancias son: puntos de fusión y ebullición elevados, presión de vapor baja, solubles en muchos disolventes orgánicos, pero muy poco solubles en agua, tanto menos cuanto mayor sea su peso molecular y por tanto lipófilos, así que son potencialmente bioacumulados y concentrados en sedimentos y suelos en función de su persistencia.

Aunque la solubilidad de los PAH'S puros en agua es sumamente baja estos compuestos pueden ser solubles a través de otras sustancias orgánicas como los detergentes. Además estos HPA'S son capaces de asociarse con coloides presentes en el agua y de esta forma pueden transportarse a través de ella.

La principal vía de degradación de estos compuestos incluye procesos químicos, fotolíticos o metabólicos asociados a microorganismos

Características toxicológicas

Los principales impactos de los hidrocarburos poliaromáticos en la salud humana se centran en sus propiedades genotóxicas, es decir causan daños al material genético (teratogénicas, mutagénicas y carcinogénicas). Los más potentes carcinógenos son el benzo(a) antraceno, benzo(a) pireno y el dibenzo (ah) antraceno.

Preparación de las muestras de suelo

El suelo base utilizado, fue caracterizado con los siguientes resultados que se muestran en la tabla 1.2.

Localización	Ejido la resurrección, Texcoco, Edo. de México
Tipo	Tepic Haplusert
Profundidad	27 a 51 cm., Perfil A
Color	Pardo grisáceo oscuro
Clase textural	Arcilloso-limoso
% Arcilla	48
% Materia orgánica	2.17
pH	7.1

Tabla 2 Caracterización del suelo modelo.

La composta utilizada para aumentar la materia orgánica en el suelo modelo también fue caracterizada para tener un contenido total de materia orgánica del 4%.

El suelo fue previamente tamizado, permitiendo solamente el paso de partículas menores a 2 mm utilizando un tamiz malla 35, con el propósito de eliminar raíces y hojas, así como para diseminar los agregados existentes, contar con un suelo homogéneo y con características de textura adecuada para la realización del estudio.

Se agregan 11.7 gramos de composta seca previamente molida en licuadora y se mezcla con el suelo modelo para aumentar el contenido de materia orgánica al 4%. Su caracterización fue proporcionada por el Colegio de Posgraduados (Tabla 1.3)

°La cantidad de composta añadida al suelo, se calculó de la siguiente manera:

SB= gramos de suelo base

SM= Gramos de suelo modelo

C= gramos de composta

MO= % materia orgánica

$$(MO \text{ del SM})(SM+C) = (MO \text{ del SB}) + (MO \text{ de C})$$

$$(0.04)(100+C) = 2.17 + 0.51C$$

Despejando C, tenemos:

C= 3.9 gramos de composta por cada 100 g de suelo base.

Se esteriliza la muestra de suelo a 121 °C/ 151 lb durante 1 hora a 35 °C durante 24 horas. Se repite esta operación tres veces.

Este suelo ya esterilizado se somete al tratamiento 1 el cual se adiciona 21.616 gramos de inóculo sin HPA'S y 80 ml de medio basal de sales (MBS).

En los tratamientos 2 y 3 el suelo fue contaminado con las siguientes concentraciones de HPA: 300 mg de antraceno por kilogramo de suelo seco para lograr esto, antes de agregar el medio mineral y los microorganismos, se preparó una solución de antraceno en concentración igual a la que tendría en el suelo. Como disolvente se utilizaron 250 ml de acetona.

Esta solución se agrega al suelo modelo esparciéndola homogéneamente, extendiéndola en una charola.

Se mezcla con una espátula homogéneamente y se dejó en la oscuridad. Posteriormente se agregó el inóculo o la azida de sodio según correspondió. Una vez realizado lo anterior, se cubrió la parte exterior de la charola con papel aluminio con el propósito de evitar la fotodegradación. La temperatura se mantuvo constante a 20°C. La tabla 1.3 resume las características de cada experimento.

pH	6.8
Conductividad eléctrica	8 dS m ⁻¹
Materia orgánica	51 %
Nitrógeno total	1.7 %
Fósforo total	1.4 %
Potasio total	2.3 %
Calcio	2.2 %
Magnesio	0.8 %
Sodio	0.19 %
Hierro	5500 ppm
Cobre	12 ppm
Zinc	102 ppm
Manganeso	155 ppm
Nitrato	37 meqL ⁻¹
Amonio	23 meqL ⁻¹
Relación ácidos húmicos/fulvicos	1.67-1.90

Tabla 3 Caracterización de la composta

Control de humedad

La muestra se coloca en el horno a una temperatura de 105°C durante 24 horas tiempo suficiente para que se evapore el agua que contiene. Una vez realizado lo anterior, se pesa y por diferencia de pesos entre el inicial y el final, se determina la cantidad de agua presente.

Este tipo de análisis debe hacerse en muestras representativas y por triplicado a efecto de contar con resultados confiables. Debe recordarse que del suelo bajo estudio ya se había determinado con anterioridad la Máxima Capacidad de Retención de Agua (MCRA), la cual fue de 0.373g de agua por gramo de suelo seco.

Además se sabe que para que ocurra la biodegradación en el suelo, este debe contar con aproximadamente un 60 % como máximo respecto a la MCRA. En este caso el valor fue de 0.2238 gramos de agua por gramo de suelo seco, el cual corresponde a un valor aceptable.

Se prepara una serie por triplicado de 6 botellas selladas con tapones de incubar a temperatura ambiente a 100 rpm en la oscuridad se sacrifican los controles a 0, 15 y 30 días. Para sistemas aerobios solo se les coloca una torunda de algodón por lo que en consecuencia por fenómenos naturales de evaporación la cantidad de agua disminuye pero muy poco.

En el sistema anaerobio se preparan en una cámara anaerobia, la cual se procesa toda la preparación en condiciones en ausencia de oxígeno y para asegurar las condiciones anaeróbicas se sellan los frascos con septas y se engargolan con tapas de aluminio.

Inóculo

Con respecto al inóculo incorporado al suelo bajo estudio, como se mencionó con anterioridad, procedió de excreta de vaca, se le determinó también la cantidad de humedad. Para ello, se tomó una muestra de 100 grs. de escrita y se depositó en un recipiente a peso constante y se colocó en la estufa a 105°C durante 24 hrs dándonos un peso de 40.5 grs. Así, al momento de agregar la escrita (inóculo microbiano) también se incorporó humedad al suelo lo cual debe tomarse en cuenta para el cálculo de la humedad relativa deseada para los tratamientos 1 y 3. De manera similar, al agregar la solución de azida de sodio al suelo del tratamiento 2, se agregó agua, la cual fue considerada para el cálculo del valor deseado. En este sentido la concentración final deseada fue de 0.1 % gramos de azida de sodio por gramo de suelo seco.

Aclimatación de reactores inoculados

Montaje, arranque y operación de reactores inoculadores en ambiente aerobio y anaerobio (sulfato-reductor)

El inóculo inicial del reactor inoculador aerobio se formó al igual del reactor inoculador anaerobio de suelo y excreta de vaca (Tabla 1.4).

Reactores inoculadores

AEROBIO	ANAEROBIO (SULFATO-REDUCTOR)
100 g de suelo cribado	100 g de suelo cribado
300 g de excreta de vaca	300 g de excreta de vaca
1.5 g de Na ₂ CO ₃	1.5 g de Na ₂ CO ₃

Tabla 4 Origen y composición del inóculo inicial de los reactores inoculadores aerobio, y sulfato-reductor.

Se prepararon 1650 ml de inóculo anaerobio (sulfato-reductor) y se colocó en un frasco de vidrio (RI-SR), se completó con 1350 ml de alimentación sulfato-reductor, para tener un volumen de operación de 3000 ml. Posteriormente se selló y se gaseó con nitrógeno.

Para evitar fenómenos de fotólisis este reactor se mantuvo en un cuarto oscuro para su control.

En la figura 2 y se muestran los reactores de suelos activados en los dos sistemas de degradación anaerobia (sulfato reductor) y aerobia respectivamente



Figura 2 Reactor Inoculador anaerobio

Se prepararon 1650 ml de inóculo aerobio y se colocó en una celda de lucita y se adiciono 2350 ml de agua de alimentación aerobia, para tener un volumen de operación de 4000 ml.

En el reactor aerobio se aplicó aire moderadamente y en forma continua, este aire pasó antes por una trampa de agua para asegurar que no llegaran al cultivo el aceite, suciedad y óxidos de tubería del aire comprimido. En la figura 1.3 se muestra el reactor inoculador aerobio RI-A



Figura 3 Reactor Inoculador aerobio

La composición del agua de alimentación para cada uno de los reactores inoculadores se muestra en la tabla 5.

VARIABLES	REACTOR INOCULADOR	
	Aerobio	Sulfato-reductor
Tiempo de retención (días)	12	25
Carga orgánica (mg DQO/L-día)	77.5	132
Flujo de alimentación (ml/día)	330	120
Volumen de operación (L)	4	3

Tabla 5 Parámetros de los reactores inoculadores: aerobio y sulfato-reductor.

Resultados

Aclimatación de reactores inoculados aerobio y anaerobio (sulfato-reductor)

Se llevó a cabo la aclimatación de los reactores inoculadores con antraceno en ambiente aerobio y anaerobio. Los reactores inoculadores se trabajaron a diferentes concentraciones y llevados a estado estable, es decir que sus condiciones de manejo y medio no cambien y así poder obtener un inóculo que sea capaz de degradar los compuestos encontrándose las concentraciones para una aclimatación adecuada, dadas en la tabla 6.

COMPUESTO	CONCENTRACIÓN
Antraceno fase A	1000 mg/l
Antraceno fase B	150 mg/l
Antraceno fase C	500 mg/l

Tabla 6 Concentración de aclimatación en reactores

Para ello se trabajaron tablas de factores, tablas de respuestas, tablas de seguimiento y análisis.

En la figura 4 se observa en la primera etapa al adicionar 1000 mg/l disminuye el pH esto se debe a al cambio del agua de alimentación para los reactores inoculadores por el medio mineral de sales. En las primeras semanas.

Se disminuye la concentración del antraceno tanto en el reactor inoculador aerobio como en el anaerobio en la segunda etapa a una concentración de 1000 mg/l del contaminante y en la tercera etapa la alimentación del contaminante a 300 mg/l este parámetro se mantiene estable en las dos últimas fases.

En ambos rectores RI-A y RI-SR se observó un pH básico, el cual fue óptimo para el crecimiento bacteriano (Brock y Madigan, 1993). El RI-A obtuvo valores entre 7.8 y 8.1.

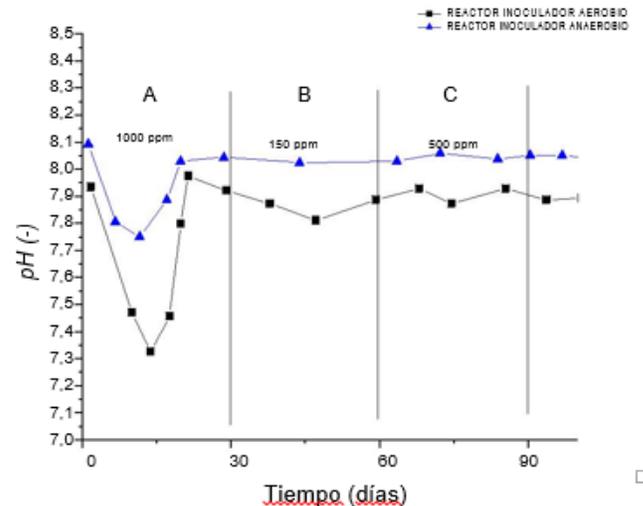


Figura 4 Evolución del pH en los reactores inoculadores en las diferentes etapas de aclimatación del antraceno. Etapa A. RI-A y RI-SR:1000 (mg antraceno/L día), Etapa B RI-A y RI-SR 150 (mg antraceno/L día) y etapa C 500 (mg antraceno/L día).

En las etapas A y B de aclimatación del antraceno, los porcentajes de remoción de materia orgánica en los RI se vieron afectados por la adición del antraceno, lo cual se observó en la variación del parámetro (Figura 1.5).

Al disminuir la carga volumétrica del antraceno en la alimentación C, la remoción de materia orgánica en los dos reactores fue eficiente, lo cual indico que el consorcio en cada ambiente no fue impactado negativamente.

Se partió de una DQO inicial de 1896 (mg/L).

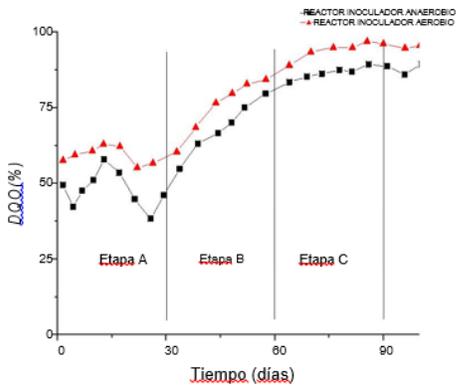


Figura 5 Evolución de remoción de materia orgánica en los reactores inoculadores en aclimatación del antraceno. Etapa A. RI-A y RI-SR:1000 (mg antraceno/L día), Etapa B RI-A y RI-SR 150 (mg antraceno/L día) y etapa C 500 (mg antraceno/L día).

En las primeras dos etapas de aclimatación del antraceno la remoción bruta vario considerablemente en los reactores inoculadores (Figura 6).

Lo que se muestra en la gráfica es que las etapas A y B la remoción del antraceno es constante, en cambio en la etapa C se nota una gran variación para ambos reactores. En la etapa C, el RIA fue mas eficiente en la remoción del antraceno, con un valor promedio del 94.85% comparado con el sulfato-reductor que es del 36.1%. Cabe mencionar que el control abiótico aerobio tuvo un porcentaje de remoción del antraceno del 6%.

El factor alfa se determinó en los reactores anaerobios, debido a que es un parámetro que indica si el sistema está funcionando adecuadamente, el cual relaciona la alcalinidad intermedia con la alcalinidad parcial del medio, así cuando el valor alfa es menor de 0.5, indica que el reactor tiene buen régimen y que la capacidad buffer del sistema es la adecuada (Hawkes et al, 1994).

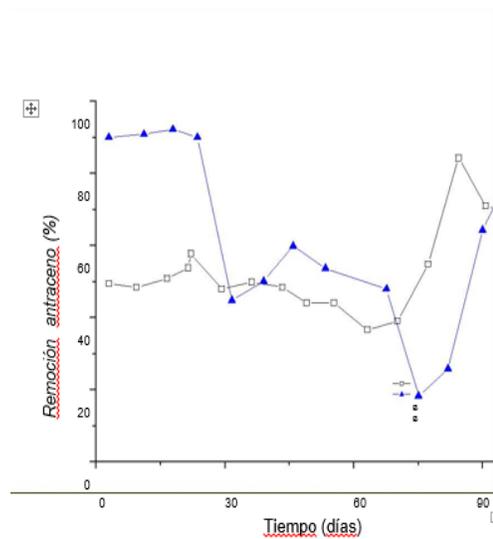


Figura 6 Evolución de la remoción bruta en los reactores inoculadores en aclimatación del antraceno. Etapa A. RI-A y RI-SR:1000 (mg antraceno/L día), Etapa B RI-A y RI-SR 150 (mg antraceno/L día) y etapa C 500 (mg antraceno/L día).

Conclusiones

En lo que se refiere al objetivo general de evaluar la remoción de antraceno en un suelo pesado, utilizando reactores de suelos activados mediante la inoculación de consorcios de microorganismos en ambiente aerobio y anaerobio a escala laboratorio se logra satisfactoriamente ya que por los resultados obtenidos el reactor inoculador aerobio fue el más eficiente en la remoción del contaminante aplicado al reactor de suelos activados correspondiente a un 95% de remoción, comparado con el sulfato-reductor de ambiente anaerobio que es de un 36.1 %. Lo que probablemente se deba a que en sistemas aerobios se degrada más fácilmente el antraceno ya que se favorece la oxidación.

Para el caso de los objetivos particulares que se refieren a:

- Arrancar, aclimatar y operar reactores inoculadores de un consorcio microbiano adaptado al consumo de antraceno, en continuo en sistema aerobio y sulfato-reductor, se logro mantenerlos en estado estable, lo cual se puso de manifiesto en la poca variación de los parámetros evaluados pH, DQO, y cuentas microbiológicas y a la determinación de sólidos suspendidos volátiles

- Obtener parámetros de biodegradación para antraceno, en reactores de suelos activados en condiciones aerobias y anaerobias. Los resultados obtenidos en los experimentos de disponibilidad del antraceno en el suelo modelo, permiten concluir en que en los ensayos de absorción el mejor ajuste de los datos experimentales es de Freundlich hasta 600 mg/L. lo que permite cuantificar la remoción del antraceno por métodos cromatograficos.

El análisis de la hipótesis planteada en este trabajo es el siguiente:

Con base a los resultados obtenidos en los experimentos de disponibilidad del antraceno en el suelo modelo, se ratifico que si se tiene que los HPA'S (Hidrocarburos poliaromáticos) en este caso particular el compuesto modelo antraceno es catalogado como un compuestos resistente a la biodegradación en un suelo pesado, se considera que si es posible lograr su biorremediación al ser sometido a la adición de nutrientes e inoculación de consorcios controlados en ambientes aerobios y anaerobios en reactores de suelos activados siendo mas favorable el aerobio que el anaerobio de acuerdo a los datos experimentales obtenido la remoción del 95 % en el sistema aerobio y del 36.1 de remoción en ambiente anaerobio que se muestra en el tratamiento tres propuesto.

Por consiguientes se obtiene una técnica económica rápida y factible para efectuar la biodegradación del compuesto antraceno, en suelos pesados (suelo arcilloso con alto contenido de materia orgánica), que consiste básicamente en uso de reactores de suelos activados con manejo de aceptores de electrones de diferente opción como es el sulfato y el oxígeno como las dos variantes evaluadas así como la inoculación de consorcios, la inducción de la degradación de la fuente de carbono, para poder comparar la efectividad de cada ambiente, usando sustratos de fuente de carbono del antraceno y la sacarosa que favorezcan el fortalecimiento de consorcios microbianos degradadores y así aumentar la biodisponibilidad, para favorecer la remoción del contaminante en ambos reactores.

Agradecimiento

Agradecemos por el apoyo del INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL ESCUELA SUPERIOR DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA UNIDAD ZACATENCO

Referencias

Álvarez, J. A., E. Ramos, B. Fernández, A. Núñez. Gestión de residuos sólidos petrolizados. EUA, 2001.

Alexander, M. 1999. Biodegradation and Bioremediation. Segunda edición. Academic Press, Inc., San Diego

Andersson B. E. y Henrysson T. 1996. Accumulation and degradation of dead end metabolites during treatment of soil contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons with five strains of white rot fungi. Appl. Microbiol. Biotechnology. 46: 647-652.

ASTM, *Standard guide for remediation of ground water by natural attenuation at petroleum release sites, 1998, ASTM E-1943-98, West Conshohocken, Pa. 1998.*

Atlas, R. y Cerniglia, C. 1995. Bioremediation of petroleum pollutants. Bioscience 43:5: 332-338.

Atagana, H. I. 2004. Bioremediation of creosote-contaminated soil in South Africa by landfarming. *Journal of Applied Microbiology*. 96:510-520.

Baldi F., Pepi M., Fava F. *Appl Env Microbiol* 69: 4689-4696, 2003.

Basel Al-Yousfi, *Natural Attenuation: How Is Mother Nature Aiding Us to Cleanse Our Environmental Sins?* Practice Periodical Of Hazardous, Toxic, And Radioactive Waste Management, Volume 6, Issue 3, pp. 139-140, 2002.

Belloso Claudio. XXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Biodegradación de Suelos Contenidos en Terrarios. 1998.

Bollag J.M., *Decontaminating soil with enzymes*, 1992, Environmental Science and Technology, 26(10), 1992.

Bossert I.D., Bartha R., *Structure-biodegradability relationships of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil*, 1986, Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 37, 490-495, 1986.

Bouwer, J., E.; Zehnder, J., B. Bioremediation of organic compounds – putting microbial metabolism to work. Bioremediation, .11, 320 – 367 (1993).

Bredehoeft, J D; Wesley, J B; Fouch, T D., 1994, Simulations of the origin of fluid pressure, fracture generation, and the movement of fluids in the Uinta Basin, Utah: American Association of Petroleum Geologists (AAPG) Bulletin, v. 78, no.11, p.1729-1747

Brim, H., S. C. McFarland, J. K. Fredrickson, K. W. Minton, M. Zhai, L. P. Wackett, and M. J. Daly. 2000. Engineering *Deinococcus radiodurans* for metal remediation in radioactive mixed waste environments. *Nature Biotechnology*, 18: 85-90.

Brock T. D. y Madigan M. T. 1993. *Microbiología*. Prentice may Hispanoamericana. México.

Brusseau M.L., Jessup R.E., Rao P. S. C., *Nonequilibrium sorption of organic chemicals: elucidation of rate-limiting processes*, *Environmental Science and Technology*, 25 (1), 134–142, 1991.

Bumpus, J. A. 1989. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by

Phanerochaete chrysosporium. *Appl. Environ. Microbiol.* 55:154-158.

Carmichael L. M., Christman R. F., Pfaender F. K., *Desorption and mineralization kinetics of phenanthrene and chrysene in contaminated soils*, *Environmental Science and Technology*, 31(1), 126–132, 1997.

Cerniglia, C. E. 1992. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Biodegradation* 3:351-368.

Cerniglia, C. E. 1984. Microbial transformation of aromatic hydrocarbons. In R. M. Atlas, editor, *Petroleum Microbiology*. p. 99-128. Macmillan Publishing Co. New York.

Cerniglia, C. E., G. L. White y R. H. Heflich. 1985. Fungal metabolism and detoxification of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Arch. Microbiol.* 143:105-110.