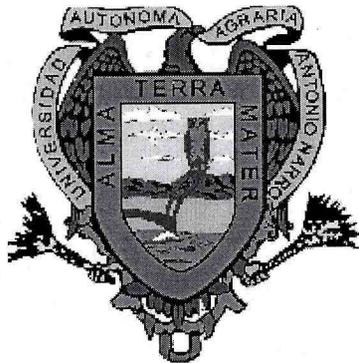


**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA  
“ANTONIO NARRO”**

**UNIDAD LAGUNA**

**DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS**



**BIORREMEDIACIÓN *IN SITU* DE SUELOS CONTAMINADOS CON  
DIFERENTES CANTIDADES DE GASOLINA**

**TESIS**

**QUE PRESENTA**

**SELENE GARCÍA TORRES**

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO DE:**

**INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES**

**TORREÓN, COAHUILA**

**NOVIEMBRE DEL 2005**

TESIS QUE SE SOMETE A CONSIDERACIÓN DEL H. JURADO  
EXAMINADOR COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL TÍTULO  
DE:

INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES

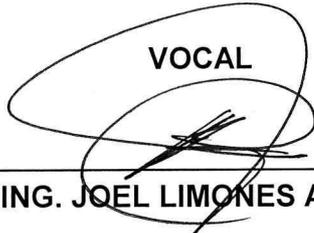
APROBADA POR:

PRESIDENTE DEL JURADO



Dr. HÉCTOR MADINAVEITIA RÍOS

VOCAL



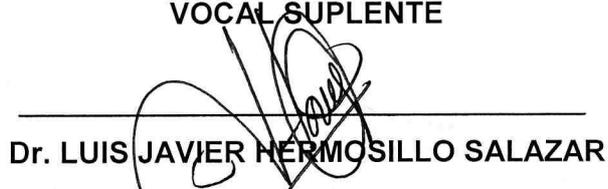
ING. JOEL LIMONES AVITIA

VOCAL



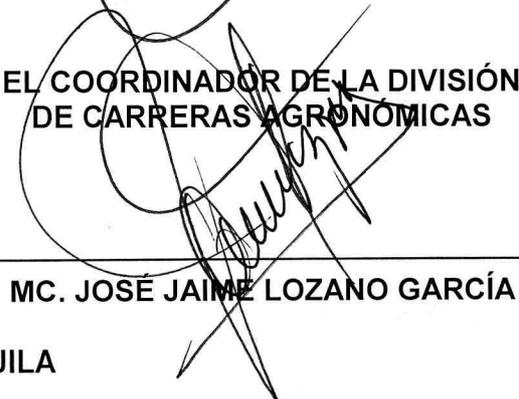
Dr. JOSÉ LUIS REYES CARRILLO

VOCAL SUPLENTE



Dr. LUIS JAVIER HERMOSILLO SALAZAR

EL COORDINADOR DE LA DIVISIÓN  
DE CARRERAS AGRONÓMICAS



MC. JOSÉ JAIME LOZANO GARCÍA



Coordinación de la División  
de Carreras Agronómicas

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA "ANTONIO NARRO"  
UNIDAD LAGUNA

DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

Biorremediación *in situ* de suelos contaminados con diferentes  
cantidades de gasolina.

POR

SELENE GARCÍA TORRES

APROBADA POR EL COMITÉ PARTICULAR DE ASESORÍA

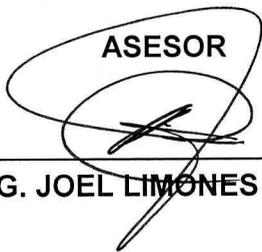
ASESOR PRINCIPAL



---

Dr. HÉCTOR MADINAVEITIA RÍOS

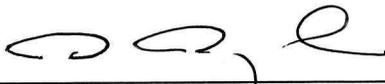
ASESOR



---

ING. JOEL LIMONES AVITIA

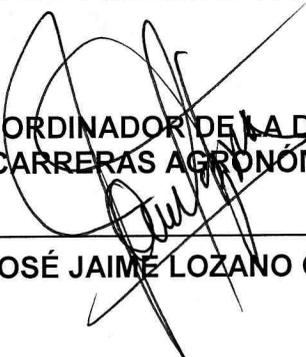
ASESOR



---

Dr. JOSÉ LUIS REYES CARRILLO

EL COORDINADOR DE LA DIVISIÓN  
DE CARRERAS AGRONÓMICAS



---

MC. JOSÉ JAIME LOZANO GARCÍA



Coordinación de la División  
de Carreras Agronómicas

TORREÓN, COAHUILA

NOVIEMBRE 2005

## **AGRADECIMIENTOS**

A la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro por financiar este proyecto

A mis asesores Héctor Madiniveitia, José Luis Reyes Carrillo, Joel Limones Avitia.  
por la paciencia y confianza que depositaron en mí

A los laboratoristas Elva y Norma por su amistad y enseñanza

## DEDICATORIAS

Este trabajo lo dedico especialmente a Dios por la fortaleza en todo momento, por que no me dejo sola.

A mi hija Monserrath aunque pequeña es, la gran atribución dio para la elaboración de esta tesis

A mis padres y hermanos por su apoyo y amor.  
Florentino García García, Maria teresita Torres de García; Adolfo Florentino  
García Torres, Javier García Torres

A mis amigas:  
Perla Itzel García Almaráz, Mayra Leticia Franco Ramírez y Félix Andrea Ruiz  
Martínez

## INDICE

INTRODUCCIÓN.....	1
OBJETIVO.....	3
HIPOTESIS.....	3
REVISIÓN DE LITERATURA .....	4
Biorremediación .....	4
Mecanismos de la biorremediación.....	9
Naturaleza y propiedades del suelo.....	12
Contaminación por petróleo .....	17
Contaminación del suelo por fuentes antropogénicas .....	18
Características de los hidrocarburos.....	20
Hidrocarburos en el suelo .....	22
MATERIALES Y METODOS .....	24
RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	26
CONCLUSIÓN.....	29
REFERENCIA BIBLIOGRAFICA .....	30

## INTRODUCCIÓN

Las propiedades físicas del suelo más afectadas por derrames de hidrocarburos son: La estructura del suelo debido a la ruptura de los agregados, de aumento de la retención del agua en la capa superficial y el potencial hídrico. Probablemente el componente más importante del suelo en relación con la persistencia de sustancias tóxicas es la arcilla. La persistencia aumenta cuanto más pequeña son las partículas debido a que aportan una gran área superficial para la absorción de los productos químicos. Las propiedades químicas del suelo más afectadas por un derrame de hidrocarburos son: aumento del carbono orgánico ya que el 75 % del carbono del petróleo crudo es oxidable, la disminución del pH, debido a la acumulación del carbono orgánico y generación de ácidos orgánicos, el aumento del manganeso y hierro intercambiable y el aumento del fósforo disponible. Los efectos tóxicos de los hidrocarburos en el ambiente dependen de la cantidad y composición del petróleo, la frecuencia y tiempo de exposición, el estado físico del derrame, las características del sitio donde sucedió el derrame, las variables ambientales como temperatura, humedad y oxígeno, el uso de dispersantes químicos (está restringido su uso) y la sensibilidad de la biota específica del ecosistema impactado (Anónimo, 1996).

La biorremediación es una de las mejores alternativas por sus diversas ventajas como son: posibilidad de aplicarse *in situ* o *ex situ*, bajo costo de operación, como subproducto se obtiene un suelo útil para la agricultura debido a la adición de nutrientes y no requiere de equipamiento especializado para su aplicación. Sus desventajas fundamentales es: el Tiempo de proceso largo,

aplicación efectiva a suelos con concentraciones de hidrocarburos inferior al 30 % y contaminantes no tóxicos para los microorganismos (EPA, 2001; Ercolli *et al.*, 2001)

La biorremediación tiene un coste estimado entre el 30 y 50% más bajo que otras técnicas convencionales de limpieza. Hay también otro importante factor ambientalmente hablando: la biorremediación ofrece una mejor solución en la limpieza efectiva y completa de residuos contaminantes que el simple transporte a otro lugar de las tierras afectadas o la liberación de las sustancias tóxicas a la atmósfera (Lihue, 2003).

El tratamiento biológico de suelos contaminados involucra el uso de microorganismos y/o vegetales para la degradación de los contaminantes orgánicos. La actividad biológica altera la estructura molecular del contaminante y el grado de alteración determina si se ha producido biotransformación o mineralización. La biotransformación es la descomposición de un compuesto orgánico en otro similar no contaminante o menos tóxico, mientras que la mineralización es la descomposición a dióxido de carbono, agua, y compuestos celulares (Ercolli y Gálvez, 2001).

las concentraciones de hidrocarburos por encima del 10 por ciento inhiben claramente el proceso de biodegradación. Este límite se traduce en unos 100.000 litros de hidrocarburo por hectárea. El pH del suelo se ajusta a un valor entre 7 y 8, o el valor práctico más cercano, mediante caliza agrícola (Bartha, 2001)

## **OBJETIVO**

Evaluar la biorremediación de suelos contaminados con distintas cantidades de gasolina mediante la aplicación de estiércol.

## **HIPOTESIS ALTERNANTE**

Mediante la aplicación de estiércol una posible rehabilitación de suelo contaminado con diferentes cantidades de gasolina.

## REVISIÓN DE LITERATURA

### Biorremediación

Las técnicas de tratamiento de residuos sólidos consisten en la aplicación de procesos químicos, biológicos o físicos a desechos peligrosos o materiales contaminados a fin de cambiar su estado en forma permanente. Estas técnicas destruyen contaminantes o los modifican a fin de que dejen de ser peligrosos, además pueden reducir la cantidad del material contaminado presente en un lugar, retirar el componente de los desechos que los hace peligrosos o inmovilizar el contaminante en los desechos (Flores, 2001).

Entre las técnicas con menos impacto ambiental cabe destacar aquellas que no requieren excavación y transporte del suelo, es decir, que el tratamiento se realiza *in situ*, dentro del mismo emplazamiento. La tecnología a utilizar depende entre otros muchos factores, del tipo de contaminante, tipo de terreno, afectación de las aguas subterráneas, del tiempo necesario para descontaminar, del costo de la actuación, etc. (CIPP, 1999).

La biorremediación es una técnica innovadora que se ha desarrollado en la década de los años 80's y 90's, la cual ha sido aplicada exitosamente en el tratamiento de suelos contaminados con hidrocarburos. Se caracterizan por ser una técnica de bajos costos de operación. La aplicación de este tipo de técnica ha encontrado cierta resistencia de aplicación por el tiempo que demanda completar un proceso hasta obtener las metas de limpieza deseadas. La biorremediación es considerada como la más deseable aproximación a la remediación de suelos

contaminados en contraste a alternativas más costosa y de menor aceptación pública como la incineración. Los tratamientos biológicos de degradación en suelos pueden ser eficientes y económicos si las condiciones de biodegradación son optimizadas. (Alvarez , 2001a; Beloso,1998; Cursi , Calleja, 2000).

Se define como biorremediación al proceso de aceleración de la tasa de degradación natural de hidrocarburos por adición de fertilizantes para provisión de nitrógeno y fósforo (Ercolli y Gálvez, 2001).

Las efectividades de esta metodología dependen de innumerables factores, entre ellos, las características agronómicas, topográficas y microbianas del suelo receptor, características y composición de los residuos aplicados, condiciones climáticas, etc. (Di Paola y Cantero, 2000).

Los procesos biológicos se aplican frecuentemente al tratamiento de suelos contaminados con hidrocarburos. Se pueden aplicar técnicas *in situ* (en el lugar donde se encuentra el suelo contaminado) o *ex situ* (cuando el suelo se traslada a una instalación para su tratamiento). El tratamiento *ex situ* de suelos, sedimentos y otros sólidos contaminados con hidrocarburos se puede realizar en un variado número de procesos en fase sólida y en fase lodo. Los procesos en fase sólida son aquellos en donde el suelo se trata con un contenido de agua mínima. En los casos de los procesos en fase lodo se suspende el suelo en agua (Sarracín *et al.*, 2001).

Para la biorremediación de los suelos contaminados con hidrocarburos se han utilizados diversas estrategias de compost aprovechando la versatilidad de

algunos microorganismos para catabolizar moléculas recalcitrantes. Las matrices de composteo son ricas en microorganismos xenobióticos, incluyendo bacterias, actinomicetos y hongos lignolíticos que pueden lograr la degradación de contaminantes hasta compuestos inocuos como dióxido de carbono y agua, ó transformarlos en sustancias menos tóxicas (Semple *et al.*, 2001).

Las tecnologías conocidas como tierra de agricultura, el tratamiento de la tierra o de la aplicación, son métodos de remediación de hidrocarburos de petróleo a través de la biodegradación. Una de las técnicas de biorremediación más difundidas es la tierra de agricultura que consiste en un vertido controlado de hidrocarburos sobre una superficie de terreno, el cual se somete a un proceso de remoción mediante arado y riego superficial con agregado de fertilizantes, con o sin incorporación de microorganismos. (CIPP, 1999; Abboud, 2000; Ercolli *et al.*, 2000).

Estas tecnologías consisten en el uso de microorganismos naturales (levaduras, hongos o bacterias) para descomponer o degradar sustancias peligrosas en sustancias menos tóxicas o que no sean tóxicas. Los microorganismos, igual que los seres humanos, comen y digieren sustancias orgánicas, de las cuales obtienen nutrientes y energía. Ciertos microorganismos pueden digerir sustancias orgánicas peligrosas para los seres humanos, como combustibles o solventes. Los microorganismos descomponen los contaminantes orgánicos en productos inocuos, principalmente dióxido de carbono y agua. Una vez degradados los contaminantes, la población de microorganismos se reduce porque ha agotado su fuente de alimentos. Las poblaciones pequeñas de

microorganismos sin alimentos o los microorganismos muertos no presentan riesgos de contaminación. (Alvarez *et al.* 2001; Beloso, 1998; Cursi y Calleja, 2000; Ercolli y Gálvez, 2001; Sarracín *et al.*, 2001; Ercolli *et al.*, 2000; Ercolli *et al.*, 2001).

Algunos microorganismos pueden utilizar hidrocarburos para su crecimiento como única fuente de carbono, entre ellos se incluyen bacterias, actinomicetes, levaduras y mohos. Los gérmenes producen una serie de catalizadores biológicos denominados enzimas, que se liberan al exterior de la célula y atacan las moléculas de hidrocarburo transformándolas en formas más fácilmente asimilables. Solo unas pocas especies son capaces de degradar hidrocarburos gaseosos, mientras que los hidrocarburos parafínicos líquidos son atacados por un mayor número de especies. La degradación de hidrocarburos alifáticos saturados es un proceso básicamente aeróbico, el oxígeno es necesario para iniciar el ataque microbiano a la molécula, mientras que la degradación de hidrocarburos alifáticos insaturados puede efectuarse en forma aeróbica y anaeróbica, al igual que los aromáticos (Ercolli *et al.*, 2001).

Las técnicas de biorremediación generalmente son aplicadas en suelos con concentraciones de hidrocarburos totales del orden del cinco a ocho por ciento, extendiéndose estos valores a rangos mayores para suelos fácilmente aireables; debe destacarse que la determinación cuantitativa de hidrocarburos en suelo es compleja ya que la mayor parte de las técnicas se basan en la extracción de las diversas fracciones por solventes, según sea el método utilizado para determinación de hidrocarburos se obtendrán valores diferentes, que para

determinados tipos de suelos e hidrocarburos pueden ser muy marcados. De esto surge la importancia de especificar el método analítico a utilizar.(Ercolli *et al.*, 2001).

Las efectividades de esta metodología dependen de innumerables factores, entre ellos se encuentran: tipo y concentración de contaminante, concentración de microorganismos, concentración de nutrientes, aireación, condiciones macroambientales, presencia de inhibidores, biodisponibilidad del contaminante, características agronómicas, topográficas y microbianas del suelo receptor, etc. (EPA, 2001; Ercolli *et al.*, 2001)

En México, la industria petrolera en su conjunto ha tenido un gran impacto negativo en materia ambiental. Por la amplia gama de productos derivados del petróleo, no ha sido posible evaluar cuantitativamente la contaminación involucrada desde la fase de explotación hasta la obtención de los petroquímicos básicos. El suelo y subsuelo constituyen un recurso natural difícilmente renovable que desempeña funciones entre las que destaca su papel como medio filtrante durante la recarga del manto acuífero y la protección de los mismos, también están integrados al escenario donde ocurren los ciclos biogeoquímicos, hidrológicos y las redes tróficas, además de ser el espacio donde se realizan las actividades agrícolas, ganaderas y soporte de la vegetación (Saval, 1995).

## **Mecanismos de la Biorremediación**

La biodegradación es un término genérico que se ha acuñado para referirse a la actividad metabólica que llevan a cabo todos los seres vivos, microorganismos, plantas y animales, para asimilar o modificar todo tipo de sustancias presentes en el medio ambiente. Aunque generalmente se aplica a compuestos de naturaleza orgánica, también puede referirse a sustancias inorgánicas. Los procesos biodegradativos más frecuentes se llevan a cabo en presencia de oxígeno (biodegradación aeróbica), pero algunos microorganismos también son capaces de degradar compuestos en ausencia de oxígeno (biodegradación anaeróbica). Se denomina mineralización a la biodegradación de una sustancia orgánica para dar compuestos de naturaleza inorgánica (agua, óxidos, sales, etc.). A veces los compuestos no se mineralizan, sino que se transforman en otros diferentes (biotransformación) que pueden ser incorporados por el propio organismo que los transforma o secretados al medio ambiente. En otras ocasiones los compuestos contaminantes no se degradan, pero se acumulan en una forma inerte en el interior del organismo (bioacumulación), disminuyendo su toxicidad. Es el caso de muchos metales pesados que los microorganismos pueden inmovilizar mediante precipitación o formación de complejos insolubles. La mayoría de los compuestos orgánicos naturales (aquellos que no derivan de la actividad industrial del hombre) pueden ser mineralizados rápidamente por diversos seres vivos. Estos compuestos llevan presentes en la naturaleza cientos de millones de años, lapso de tiempo suficientemente largo como para que muchos organismos hayan podido desarrollar la capacidad de utilizarlos como fuente de carbono y energía. Sin

embargo, existen varios compuestos naturales que poseen una estructura química muy estable y que, por tanto, son muy difíciles de biodegradar. Su degradación completa suele requerir largos periodos de tiempo. Un ejemplo de este tipo de compuestos difíciles de biodegradar es la lignina, un polímero muy abundante en la naturaleza que confiere la rigidez a las plantas. La biodisponibilidad está determinada por las propiedades fisicoquímicas del compuesto, principalmente por su solubilidad en líquidos, o su capacidad para adsorberse a sustancias sólidas o para volatilizarse. Sustancias volátiles o fuertemente adsorbidas a partículas sólidas no van a estar al alcance de muchos seres vivos, lo que reduce su potencial de toxicidad. La asociación de una sustancia a componentes sólidos del suelo como arcilla o materia orgánica, así como su solubilidad en líquidos no acuosos, limita su biodisponibilidad. La biodisponibilidad de una sustancia tóxica en el ambiente suele disminuir con el tiempo, proceso que se ha denominado "envejecimiento". Una baja biodisponibilidad constituye una de las principales limitaciones de la recuperación de suelos y sedimentos contaminados por hidrocarburos, pesticidas y explosivos, dado que provoca que las tasas de biodegradación sean más lentas de lo deseado. Algunos organismos son capaces de aumentar la biodisponibilidad de un compuesto tóxico, por ejemplo adhiriéndose al mismo, o produciendo agentes tensioactivos- detergentes (biosurfactantes). Por otro lado, dado que una baja biodisponibilidad reduce mucho la toxicidad de un compuesto, en algunas ocasiones se recurre a la disminución de la biodisponibilidad como método para remediar un suelo contaminado. El petróleo es una mezcla muy compleja de distintos compuestos químicos. Gran parte de ellos pueden ser metabolizados y convertidos en CO<sub>2</sub> y

H<sub>2</sub>O por diversos organismos marinos o terrestres, fundamentalmente bacterias y hongos, que son bastante frecuentes y ubicuos. Sin embargo, existen varios factores que dificultan el proceso de biodegradación. El principal es que el petróleo contiene mucho carbono y bastante azufre en formas asimilables por los microorganismos, pero tiene muy poco nitrógeno y fósforo. Como todos los seres vivos, los microorganismos necesitan un aporte equilibrado de diferentes nutrientes. Por lo tanto, los hidrocarburos del petróleo no podrán ser metabolizados eficientemente por los microorganismos a menos que se suministren fuentes de nitrógeno y fósforo adecuadas. Un segundo factor que limita la degradación del petróleo es la insolubilidad en agua de la mayoría de sus componentes, lo que limita su biodisponibilidad, es decir, la facilidad con la que serán captados por los microorganismos. Muchos microorganismos han desarrollado diversas estrategias para poder captar los hidrocarburos insolubles más eficientemente. Las más comunes son la excreción al medio de moléculas que facilitan la solubilidad o la dispersión de estos compuestos en el agua (biosurfactantes), o el desarrollo de superficies celulares hidrófobas que permiten al microorganismo adherirse a la interfase entre el agua y el petróleo, captando así los hidrocarburos directamente sin necesidad de que se disuelvan previamente en el agua. Un tercer factor que limita la biodegradación del petróleo es la relativa toxicidad de muchos de sus componentes. Moléculas como el benceno, el xileno, y todos sus análogos son bastante tóxicas y normalmente sólo se degradan bien si están en concentraciones moderadas. Asimismo, muchos compuestos poliaromáticos tienen actividad mutagénica. Finalmente, la disponibilidad de oxígeno es también muy importante. La biodegradación de petróleo en suelos

contaminados es relativamente eficiente en la zona más superficial, en la que hay oxígeno, pero es muy lenta en capas más internas (a más de 10 centímetros de profundidad), donde el oxígeno escasea. Aunque existen microorganismos capaces de degradar hidrocarburos en ausencia de oxígeno (anaeróbicamente), crecen más lentamente que los microorganismos aeróbicos, y el proceso biodegradativo es menos eficiente. Por lo tanto, la inyección de aire (oxígeno) en el subsuelo de zonas contaminadas por hidrocarburos (petróleo o gasolinas, por ejemplo), o la aireación del terreno por otros métodos mecánicos, acelera sustancialmente la biodegradación (Anónimo).

Los suelos tienen propiedades físicas y químicas muy diferentes, pero además están sometidos a distintas variaciones en la humedad, el pH y las condiciones redox. El problema es que cuando un espacio se encuentra contaminado afecta a varios medios como el aire, las aguas superficiales, las aguas subterráneas, el suelo y los receptores potenciales. Además, es una contaminación dinámica porque al moverse los contaminantes en el terreno a través de las capas más permeables se facilita su dispersión y esto hace que aumente el área afectada (Lihue ,2003).

### **Naturaleza y Propiedades del Suelo**

Los hidrocarburos se pueden encontrar de la siguiente forma en el suelo: líquida, soluble en el agua del suelo, adsorbidos por el suelo y en la atmósfera edáfica. Las propiedades y condiciones que afectan la migración, retención y transformación de compuestos orgánicos en el suelo es la materia orgánica que se

ha correlacionado positivamente con la adsorción de compuestos orgánicos en numerosos estudios. Un efecto inmediato del aumento de este parámetro es el incremento de los sitios de adsorción, disminuyendo la concentración en la fase acuosa y gaseosa del contaminante orgánico como también su transporte y su biodisponibilidad (Lesser, 1995).

La adsorción es afectada por dos factores: la hidrofobicidad del contaminante esto es la dificultad para disolverse en agua y la fracción de la materia orgánica en el suelo representado por el contenido de carbono orgánico. Muchos de los compuestos hidrofóbicos pueden ser altamente adsorbidos, de acuerdo a varios estudios de campo (Mackay *et al.*, 1985).

Los mecanismos de enlace de hidrógeno y la interacción ion dipolo no son operativos para las moléculas no polares. La adsorción de las moléculas no polares puede ocurrir en la materia orgánica, aunque hay debate acerca de la naturaleza del proceso (Fränzle, 1993).

Las moléculas no polares o débilmente polares tienen una gran afinidad por fases orgánicas hidrofóbicas en ácidos húmicos con fuerzas de atracción débil, fuerza de Van der Waals, o bien una atracción hidrofóbica y para aquellas polares sin carga demuestran una afinidad por grupos polares húmicos, sitios de coordinación de metales multivalentes en coloides, superficies minerales con grupos Si-O-Si a través de fuerzas dipolo-dipolo y ion-dipolo (ligeramente fuerte a débil) (McBride, 1994).

Este comportamiento es debido a que las moléculas no polares, tienen una mayor atracción hacia la materia orgánica que hacia las superficies de los minerales, siendo la existencia de las superficies hidrofóbicas (organofílicas) o enlaces dentro de la matriz orgánica las que favorecen el fenómeno de atracción hidrofóbica, siendo la atracción entre la superficie y el adsorbente en un solvente debido a la interacción de atracción disolvente-adsorbente que es más débil que la interacción disolvente-disolvente, explicando la "afinidad" de las moléculas no polares orgánicas hacia el humus. Una vez que el agua es el disolvente en el suelo, la atracción hidrofóbica llega a ser una fuerza conductora de la absorción, si el adsorbente orgánico tiene una baja afinidad por el agua (Murray, 1994).

Las sustancias húmicas pueden afectar el destino de los compuestos químicos orgánicos en varias vías que incluyen la adsorción y partición, solubilización, degradación por hidrólisis y fotodescomposición, fundamentales en el destino del contaminante químico y, subsecuentemente, en la transferencia a aguas subterráneas. El contenido de agua tiene gran influencia en el transporte de difusión líquida o gaseosa. Para la difusión líquida el transporte aumenta con el contenido de agua debido a su trayectoria en los espacios porosos reemplazando el aire contenido; inversamente, la difusión de vapor disminuye con el contenido de agua. Cuando el contenido de agua disminuye a un bajo porcentaje (ocurriendo en la superficie del suelo durante una intensa sequía) las moléculas que ocupaban los sitios de adsorción son desplazadas y la capacidad de adsorción química aumenta considerablemente causando que las concentraciones líquida y gaseosa disminuyan reduciendo el mecanismo de transporte líquido y gaseoso. Sin

embargo, este efecto de adsorción es reversible cuando la superficie vuelve a rehumedecerse (EPA, 1983).

Para el caso de hidrocarburos alifáticos no polares son definidos como pobres competidores con el agua en los sitios de adsorción en el complejo de intercambio. Cuando éstos son retenidos, el fenómeno presente es por las fuerzas de Van der Waals, predominante en las superficies de los minerales arcillosos. Las moléculas de un material dado pueden adsorberse de la fase gaseosa o líquida al sólido por adsorción física y puede alcanzar el equilibrio en un tiempo limitado, principalmente por las velocidades de difusión molecular (Fränzle, 1993).

La intercalación de especies de hidrocarburos dentro de los silicatos de capas expandibles es un proceso en que parte del agua interlaminar asociada con los cationes intercambiables es reemplazada por especies orgánicas. Se demostró que el n-hexano fue capaz de formar una sola lámina compleja con una montmorillonita de Wyoming penetrando 110 mg por gramo de arcilla. Resultados similares fueron obtenidos para el n-dodecano. Esas observaciones sugieren fuertemente que los n-alcanos pueden penetrar al espacio interlaminar de la montmorillonita Wyoming-Ca a una velocidad muy baja (Yong *et al.*, 1992).

El agua es un medio de transporte en dirección horizontal y vertical, principalmente, para sustancias menos adsorbentes y más polares como es el caso de los alcoholes seguido por los aromáticos y finalmente los alifáticos (Tölgyessy, 1993).

El contenido de arcilla está correlacionado con la capacidad de campo, área superficial específica, capacidad de intercambio catiónico influyendo en la adsorción de iones. Para compuestos orgánicos no polares, generalmente no existe correlación entre el contenido de arcilla y la adsorción (Jury, 1989).

En experimentos realizados las moléculas aromáticas como son los hidrocarburos no alogenados, pueden interactuar con las superficies arcillosas a través de sus electrones p ; por ejemplo, el benceno forma un complejo estable a través de sus electrones p en la arcilla o con el cobre, bajo la condición de tener un suelo seco como en el caso de la época de estiaje (Morrill *et al*, 1982).

Los aspectos específicos de la contaminación pueden presentarse en: a) formación de películas superficiales y emulsiones, y b) solubilidad en el agua de ciertos productos. Los problemas asociados con las películas superficiales son minimizados debido a la capacidad del material del subsuelo en adsorber y absorber una cantidad del producto. Sin embargo, este fenómeno magnifica los problemas asociados con los componentes solubles de los productos una vez que los hidrocarburos retenidos están sujetos a la lixiviación (Testa, 1994).

La lixiviación en texturas gruesas (suelos arenosos y grava) es más rápida que en texturas finas (suelos arcillosos), con mayor capacidad de retener los contaminantes y prevenir su alcance a aguas subterráneas. Además, otros parámetros dinámicos como permeabilidad, conductividad hidráulica y espacio poroso son dependientes de la textura (Tölgyessy, 1993).

La estructura del suelo es una característica importante; se pueden presentar fisuras, grietas o canales que sirven como vías de transporte, permitiendo corrientes transitorias de grandes volúmenes de contaminantes a las aguas subterráneas. En la ausencia de tales canales, la agregación estructural de los suelos induce un flujo más rápido en los macroporos de los interagregados, que dentro de los microporos de los intragregados donde los contaminantes potenciales pueden ser retenidos. En ocasiones, la estructura del suelo favorece la tendencia para concentrarse en corrientes verticales o convergentes (llamados dedos) que generalmente comienzan en la transición de texturas finas a capas de textura granular, con un gran volumen de la zona superficial y siguiendo un transporte directo de contaminantes a la capa freática (Lesser, 1995).

Un compuesto orgánico volátil dentro de la zona superficial puede distribuirse en cada una de las tres fases a una misma concentración de equilibrio en función de la solubilidad y la volatilidad (Crouch, 1990).

### **Contaminación por petróleo**

La contaminación por petróleo se caracteriza por su persistencia en el ecosistema, a pesar de los procesos de degradación natural y/o antrópica a que puedan ser sometidos. Estudios recientes en la zona de Alaska, donde ocurrió el derrame del Exxon Valdez en 1990 donde desafortunadamente algunos trabajadores de las tareas de limpieza sufrieron quemaduras en sus brazos y caras debido a esas sustancias químicas (Carls, 2001)

Otra prueba de la persistencia de estos contaminantes es que los perfiles de concentración obtenidos en columnas de sedimentos han servido como archivos naturales para la reconstrucción de descargas históricas antropogénicas, lo cual resulta importante para evaluar el éxito de medidas recientes de control de la contaminación (Santschi , 2001).

La contaminación por hidrocarburos tiene un pronunciado efecto sobre las propiedades físicas, químicas y microbiológicas de un suelo, pudiendo impedir o retardar el crecimiento de la vegetación sobre el área contaminada (Luque, 1995; Lieth y Markert, 1990).

### **Contaminación del suelo por fuentes antropogénicas**

La contaminación del suelo debida a fuentes causadas por el hombre, se debe fundamentalmente a ciertas prácticas agrícolas, como el uso abusivo de fertilizantes y pesticidas inorgánicos, así como el uso de aguas residuales y abonos orgánicos, las explotaciones mineras y de procesamiento que incorporan al suelo elementos tóxicos procedentes de las minas, el transporte, como lo demuestran los suelos contaminados en los alrededores de carreteras, los procesos industriales, debido, por una parte, a las emisiones que pueden depositarse en suelos y vegetación, y por otra a los residuos industriales. Los contaminantes más habituales que se pueden encontrar en los suelos son los metales pesados, hidrocarburos no halogenados (PAHs), hidrocarburos halogenados, aceites minerales y pesticidas. La prevención, en primer lugar, debe de practicarse en origen, minimizando la producción de residuos a través de cambios practicados en

los productos y procesos industriales. Otro paso a seguir es tomar medidas de aislamiento y control, a lo largo de los procesos productivos de todas las actividades industriales sospechosas de poder alterar las propiedades del suelo, así como en el almacenamiento y transporte de residuos que puedan contaminar el mismo para prevenir la degradación química es preciso conocer las características del suelo, ya que cada suelo tiene una capacidad amortiguadora de la contaminación, y prever como va a responder el suelo frente a procesos como los siguientes: ácido-base, en este caso la respuesta dependerá del grado de saturación y de su capacidad de intercambio catiónico. Si la adición de ácido es grande, la capacidad de neutralización del suelo dependerá del contenido en minerales que tenga la precipitación-disolución, dependerá de su capacidad de reacción con los compuestos para precipitar como fosfatos, arseniatos y seleniatos; si son metales, precipitarán como sulfuros la adsorción-desorción, dependerá de las propiedades del suelo, si contiene caliza activa se verá favorecida la adsorción la complejación, dependerá de la capacidad de los metales presentes en el suelo para formar complejos (Lihue,2003).

Antes de aplicar un tratamiento al suelo contaminado es necesario hacer una análisis de los posibles riesgos y para evaluar riesgos hay que tener en cuenta varios factores como son la identificación de los contaminantes presentes, la determinación de propiedades físico-químicas y toxicológicas de los contaminantes presentes, las características geológicas, hidrogeológicas y demográficas del emplazamiento, la determinación de la migración de la contaminación y el alcance de la misma la finalidad de un análisis de riesgos es determinar, basándonos en el

criterio de riesgo admisible en las posibles receptores, si procede intervenir, con qué urgencia hay que intervenir y el alcance de las operaciones de limpieza y sellado de emplazamiento para poder realizar un análisis de riesgos se pueden seguir los siguientes pasos como la caracterización de los niveles de contaminación existentes en suelos y aguas subterráneas, identificación de las rutas de transporte, identificación de los receptores potenciales y determinación de los riesgos asociados a las concentraciones de los contaminantes residuales después de las operaciones de limpieza y sellado del emplazamiento (Lihue,2003).

### **Características de los Hidrocarburos**

Los hidrocarburos son compuestos formados por átomos de carbono e hidrógeno, de gran abundancia en la naturaleza, presentes principalmente en el petróleo (Chappin, 1988; Anónimo, 1988).

Se considera a los hidrocarburos de petróleo como una mezcla líquida compleja de gases, líquidos y sólidos, existiendo pequeñas cantidades de mezclas de nitrógeno, oxígeno y azufre, además de contener compuestos de hierro, níquel, vanadio y otros metales (Wood,1974; Anónimo,1988).

De manera general, el petróleo tiene una proporción de 76 a 86% de carbono, y de 10 a 14% del hidrógeno. Los hidrocarburos se clasifican de la siguiente forma, hidrocarburos biogénicos estos son sintetizados por casi todas las plantas, animales terrestres y marinos, incluyendo la microbiota, bacterias, plancton marino, diatomeas, algas y plantas superiores (Bedair y Al-Saad, 1992).

La síntesis de este tipo de hidrocarburos está controlada por rutas metabólicas, lo cual trae como resultado mezclas de compuestos de limitada complejidad estructural relacionada directamente con la función biológica específica. Hidrocarburos antrópicos son aquellos que son introducidos como resultado de cualquier tipo de actividad humana. Los procesos de combustión industrial que contribuyen con niveles mucho más altos debido principalmente al humo generado por carbón, combustibles fósiles y petróleo refinado, las descargas de aguas municipales, las actividades de transporte y los derrames son algunas de las principales fuentes de estos contaminantes (Bidleman *et al.*, 1990).

Las características determinantes de los hidrocarburos en el ambiente son las siguientes densidad se define como la relación entre la masa y una unidad de volumen determinado para una sustancia en particular. Los compuestos orgánicos se clasifican en dos grupos: Compuestos orgánicos ligeros: son aquellos cuya densidad es menor que la del agua. Compuestos orgánicos densos: son aquellos que poseen una densidad mayor a la del agua. Polaridad se refiere a la existencia o no de una distribución equitativa de las nubes electrónicas que forman varios enlaces. Si no es equitativa, una parte de la molécula será más positiva y la otra será más negativa. Por tanto, la molécula se comporta como un dipolo o que es una molécula polar. Por otra parte, si las nubes electrónicas están igualmente distribuidas, decimos que la molécula es no polar. La polaridad depende de la electronegatividad de los átomos y la forma de la molécula, si no hay diferencia de electronegatividad de los átomos la molécula será no polar. Todos los compuestos orgánicos contienen carbono y la mayoría también hidrógeno, debido que existe

una leve diferencia en electronegatividad entre el carbono y el hidrógeno; la mayoría de los compuestos son no polares (Chapín y Summerlin 1988).

En los sistemas de agua-suelo-sedimento, donde el contenido de materia orgánica es significativo, la adsorción de los contaminantes orgánicos no polares ocurre principalmente por partición dentro de la materia orgánica. De acuerdo al coeficiente de distribución agua-suelo-sedimento de contaminantes no polares es fuertemente dependiente del contenido de materia orgánica del suelo o sedimento o alternativamente del contenido de carbón orgánico del suelo/sedimento (Chiou et al., 1998).

El destino de los contaminantes orgánicos en el ambiente esta en función de su coeficiente de distribución en suelo y su solubilidad al agua (Ney, 1990)

### **Hidrocarburos en el Suelo**

El comportamiento de los contaminantes orgánicos está en función de sus características físicas y químicas (densidad, solubilidad, polaridad, entre otras.), además de las características del medio como son la unidad de suelo, permeabilidad, estructura, tamaño de las partículas, contenido de humedad y de materia orgánica, así como la profundidad del manto freático. Factores climatológicos como la temperatura y la precipitación pluvial también tienen una gran influencia (Jury, 1989).

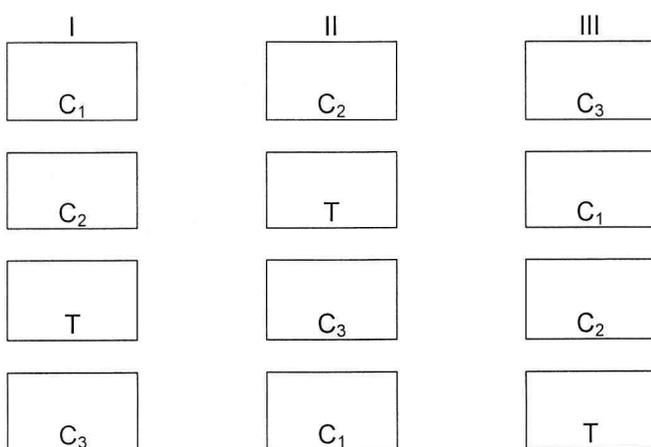
Los compuestos orgánicos ligeros como las gasolinas, aceites y petróleo crudo tienden a formar una capa en forma de nata en el nivel freático y se mueven horizontalmente en dirección al flujo del agua subterránea. Los compuestos orgánicos densos, migran hacia la base del acuífero creando una columna a partir de la cual pueden moverse en dirección al flujo de agua subterránea, contaminando así el acuífero en toda su profundidad (Barcelona *et al.*, 1990)

Para la zona superficial se han conceptualizado algunas relaciones con respecto al suelo y la presencia de contaminantes, a través de observaciones indirectas de acumulación de los contaminantes orgánicos en asociación con adsorbentes naturales, estableciendo los siguientes procesos: absorción a la materia orgánica amorfa o natural o en líquidos de la fase no acuosa (LFNA) como es el caso del petróleo; absorción a la materia orgánica condensada o en polímeros o residuos de combustión; adsorción a superficies orgánicas húmedas (hollín); adsorción en superficies minerales (cuarzo) y adsorción dentro de los microporos o en minerales microporosos (zeolitas) con superficies porosas a saturación de agua < 100 %. (Luthy *et al.*, 1997)

## MATERIALES Y METODOS

Ubicación del área de estudio.

Esta investigación se realizó en la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Unidad Laguna (UAAAN-UL) que esta ubicada en carretera a Santa Fe y periferico, Torreón, Coahuila. Con coordenadas altitud 1130 m, latitud norte 25° 33.281', Longitud oeste 103°22.397', en esta localidad se seleccionó un área para su muestreo. Se aplicaron tres cantidades de gasolina, c1=5 l; c2=10 l ; c3=15 l y un testigo=0, se aplicó la misma cantidad de estiércol, se reflejo el área para una posterior mezcla de estiércol y el suelo. Mediante las técnicas de: método del hidrometro de bouyoucos (SARH 1985), Materia Orgánica (Walkley y Black modificado 1934), método de Kjeldahl (Etchevers y etal, 1971), Extracto de la pasta de saturación (Jackson, 1964; Richards 1990). El diseño experimental quedo así.



Se efectuaron cuatro fechas de muestreo: 7 de Julio, 9 de Agosto, 8 de Septiembre, 27 de Octubre del año en curso; en el primer muestreo ( 7 de Julio) se determinó los siguientes parámetros: relación Carbono-Nitrógeno, pH, textura, Conductividad Eléctrica (C.E.). En la demás fechas de muestreo sólo se determinó la relación Carbono-Nitrógeno con el propósito de usarlo como indicador de la reducción de la contaminación. Se hizo un diseño experimental de bloques al azar con tres repeticiones de 1m<sup>2</sup> cada uno.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el Cuadro 1 se presentan los datos de la fecha en que se puso en el campo el diseño experimental. Lo que sobresale en este Cuadro es que el % de nitrógeno (N) tanto en el suelo sin gasolina como en el suelo con gasolina está a la misma concentración, mientras que en el estiércol, la concentración de N es alta (4.62 %). En relación al carbono (C), en el estiércol es bastante elevado comparado tanto en el suelo con gasolina como en el suelo sin gasolina. En relación con el pH tanto el suelo como el estiércol son alcalinos, Mientras, que la conductividad eléctrica en el estiércol es bastante elevada, lo que significa que el estiércol tiene elevada concentración de sales.

CUADRO 1. VALORES DE PARÁMETROS EVALUADOS (TEXTURA, NITRÓGENO (N), CARBONO (C), pH y C. E.) EN SUELO SIN GASOLINA, SUELO CON GASOLINA Y ESTIÉRCOL CON SUELO. UAAAN UL. JULIO DE 2005.

	textura	Nitrógeno (N) (%)	Carbono (C) (%)	pH	C. E. (mS/cm)
Suelo sin gasolina	Migajón	0.11	.965	8.06	1.12
Suelo con gasolina	Migajón arenoso	0.11	1.17	8.05	1.64
Estiércol con suelo	Migajón arcillo arenoso	4.65	29.56	7.92	38.8

CUADRO 2. VALORES DE LA RELACIÓN C/N, OBTENIDOS A LOS 32 DÍAS, 62 DÍAS Y 110 DÍAS DE INICIADO EL EXPERIMENTO. UAAAN UL NOVIEMBRE DE 2005.

Días después de inicio del experimento	a 32 días		a 62 días		a 110 días	
	N (%)	C (%)	N (%)	C (%)	N (%)	C (%)
T <u>1/</u>	0.23	0.431	0.26	3.49	0.42	2.97
C <sub>1</sub> <u>2/</u>	0.33	0.336	0.3	3.77	0.35	4.11
C <sub>2</sub> <u>3/</u>	0.141	0.431	0.092	4.14	0.38	4.05
C <sub>3</sub> <u>4/</u>	0.06	0.293	0.06	4.35	0.39	3.53

1/ Estiércol con suelo

2/ 5 litros de gasolina/m<sup>2</sup> de suelo

3/ 10 litros de gasolina/m<sup>2</sup> de suelo

4/ 15 litros de gasolina/m<sup>2</sup> de suelo

Los valores de la relación Carbono-Nitrógeno se observan en el cuadro 2. Al realizar la variación de los valores de nitrógeno (N) a los 32, 62 y 110 días, en la concentración (C<sub>1</sub>) se mantuvo constante, lo que significa que aparentemente no hubo cambio en la concentración de gasolina en el suelo. lo que es contrario a lo que menciona Atlas y Bartha (2001). en selección a la variación del Carbono (C) de los 32 a las 62 y 110 días, la interpretación de este resultado, es que aparentemente además que no hubo degradación de la gasolina, hubo un aumento en la concentración de C, lo que también es contrario a lo manifestado por Atlas y Bartha (2001).

La concentración C<sub>2</sub> con respecto a la variación del N, de los 32 a los 62 días disminuyo mientras que a los 110 días hubo un ligero incremento de N. esto

significa que posiblemente después de los 62 días se vislumbró algo de degradación de gasolina.

La variación de C en general aumentó sobre todo de los 32 a los 62 días. Esto indica lo mismo que para la concentración  $C_1$ .

La concentración  $C_3$ , la variación del N se mantuvo prácticamente igual con los valores bajos, mientras que la variación en el C, tuvo un comportamiento semejante a  $C_2$ .

El testigo (T) tuvo un comportamiento semejante a los tratamientos experimentales.

De acuerdo con estos resultados no fue posible establecer relación alguna entre C:N

## CONCLUSIÓN

Por los resultados obtenidos se rechaza la hipótesis alternante, ya que no hubo degradación de la gasolina con la aplicación del estiércol de vaca.

Posiblemente estos resultados pueden ser mejorados si se prueba otro tipo de estiércol como puede ser de caballo, gallina y pollo.

Posiblemente fue necesario hacer más fechas de muestreo para verificar si hay o no degradación.

Posiblemente es necesario que se le dé más aireación al suelo; ya que esto favorece la proliferación de microorganismos.

**REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS**

Anónimo. Biotecnología y Medio Ambiente. Pdf.<http://www.sebiot.org.espa>

Anónimo. 1988, El petróleo Gerencia de información y relaciones publicas. PEMEX.  
México.

Abboud,S.A. 2000 Toxicity Evaluation of Muds and Cements in Drilling Operations,  
Curso de postgrado. Habana, Cuba,.

Alvarez,J. A, E. Ramos, B. Fernández, A. Núñez. 2001 a. Gestión de residuos  
sólidos petrolizados. Petróleo Internacional (en imprenta), EUA.

Alvarez, J. A. 2001.. Caracterización de aguas y sedimentos del yacimiento Puerto  
Escondido. GEOMIN,

Atlas, M.R. y R. Bartha. 2001. Ecología Microbiana y Microbiología Ambiental.  
Cuarta Edición. Addison Wesley. México. D.F. pag. 570

Barcelona, M.; A. Wehrmann; J. F. Keely & W. A. Pettyjohn. 1990. Contamination  
of Groundwater Prevention Assessment, Restoration. Noyes Data  
Corporation. New Jersey.

Bedair, H. M. y H. T. Al-Saad. 1992. Dissolved and Particulate Adsorbed  
Hydrocarbons in Water of Shatt Al-Arab River, Iraq. Water, Air, Soil  
Pollution. 61:397-408.

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

- Bidleman, T. F.; A. A. Castleberry; W. T. Foreman; M. T. Zaransk & D. W. Wall. 1990. Petroleum Hydrocarbons in the Surface Water of Two Studies in the Southeastern United States. *Est. Coast Shelf Science*. 30:91-109.
- Carls, M. G. 2001. Persistence of oiling in mussel beds after the Exxon Valdez oil spill. *Marine Environmental Research* 51 (2): 167-190,
- Chappin, R. G. y L. R. Summerlin. 1988. *Química*. Publicaciones Cultural.
- Chiou, C. T.; S. E. McGroddy y D. E. Kile. 1998. Partition Characteristics of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons on Soils and Sediments. *Environmental Science Technology*. Vol. 32(2):264 – 269. México.
- CIPP 1999. Regulación Ambiental de CUPET 01/95(Revisión 2). Manejo de Residuales durante la perforación de pozos de petróleo en tierra (onshore), la Habana, Cuba,
- Cursi, E.; C Calleja 2000, Biorremediación de suelos contaminados con Hidrocarburos. U.E. Mendoza, Argentina,.
- Crouch, S. M. 1990. Check Soil Contamination Easily. *Chemical Engineering Progress*. September: 41-45.
- Di Paola, M. y Cantero, J. 2000. Análisis y evaluación de parámetros críticos en biodegradación de hidrocarburos en suelo. Laboratorio de Bioprocesos; UN de Cuyo, Argentina,

EPA. 1983. Hazardous Waste Land Treatment. Municipal Environmental Research Laboratory. Office of Research and Development. U.S.A. Cincinnati, Ohio.

EPA2001 a. Guía del ciudadano: Tecnología de Restauración Ambiental, EUA,

EPA2001 b. Guía del ciudadano: Descontaminación de suelos contaminados, EUA,

Ercoli, E, Di Paola, M;y J Cantero,. 2000 Análisis y Evaluación de parámetros críticos en biodegradación de hidrocarburos en suelo. Laboratorio de Bioprocesos; UN de Cuyo, Argentina,

Ercoli, E.y J Galvéz,. 2001 Tratamiento biológico ex situ de residuos semisólidos de oleoductos. Laboratorio de Bioprocesos; Un. De Cuyo, Argentina,

Ercoli, E.; Fuentes B., j; Gilbert, M.; Galvez,J.; Aarreghini, 2001 M. Tratamiento biológico de lodos de refinería. Deti - Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional de Cuyo, Argentina,

Ercoli, E., J. Gálvez, R. Müller, U. Stottmeister. 2001 Tratamiento intensivo de suelos biorremediados en reactor AIRLIFT. Leipzig, Alemania.

Etchevers, B.J. D., W. Espinoza G., E. Reiquelme. 1971 Manual de fertilidad y Fertilizantes. "a ED. Corregida. Univesidad de Concepción, Facultad de Agronomía, Chillan, Chile.

Flores, N. y col. 2001. Utilización de lodos residuales en la restauración de suelos contaminados con hidrocarburos. VI Congreso Nacional de Ciencias Ambientales, Pachuca; México,

- Fränze, O. 1993. Contaminants in Terrestrial Environments. Springer-Verlag. Berlin Heidelberg. Germany.
- Jackson, M. L. 1964. Análisis Químico de Suelos. Traducción al español de J. Beltran. Omega Barcelona, España.
- Jury, W. A. 1989. Chemical Movement through Soil. Vadose Zone Modeling of Organic Pollutants. Stephen C. Hern, Susan M. Melancon. Lewis Publishers Inc. USA.
- Lesser, I. J. M. 1995. Prospección de Contaminación de Acuíferos por Hidrocarburos. Geólogos. 1(6):5-8.
- Lieth, H. y B. Markert 1990. Element Concentration Cadasters in Ecosystems. Methods of Assessment and Evaluation. 448 pp. VCH, Weinheim,.
- Lihue Ingeniería, Diciembre 2003. Número 32 - Abr/1997 de la Revista Gerencia Ambiental.
- Luthy, R. G., G. R. Aiken, M. L. Brusseau, S. D. Cunningham, P. M. Gschwend, J. J. Pignatello, M. Reinhard, S. J. Traina, W. J. Weber Jr. & J. C. Westall. 1997. Sequestration of Hydrophobic Organic Contaminants by Geosorbents. Environmental Science & Technology. 31:3341-3347.
- Luque, J. y otros 1995. Características edáficas de suelos afectados por derrames de petróleo. BIP (Junio): 10-16,.

- Mackay, M. D.; P. V. Roberts & J. A. Cherry. 1985. Transport of Organic Contaminants in Groundwater. *Environmental Science & Technology*. 19(5): 384-392.
- McBride, M. B. 1994. *Environmental Chemistry of Soils*. New York Oxford. USA.
- Murray, B. McB. 1994. *Environmental Chemistry of Soils*. Oxford University Press. USA.
- Ney, R. 1990. *Fate and Transport of Organic Chemicals in the Environment*. Govern. Inst. Maryland.
- Richards. L.A. 1990. *diagnostico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos*. 6ª ed., departamento de Agricultura de Estados Unidos de America Limusa. México, D.F.
- Santschi, P. H. y col2001. Historical contamination of PAHs, PCBs, DDTs, and heavy metals in Mississippi River delta, Galveston Bay and Tampa Bay sediment cores. *Marine Environmental Research* 52 (1): 51-79,.
- Saracino, C.; Ercoli, E.; Gálvez, J. y O Videla. 2001. *Evaluacion de dos años de ASTRA C.A.P.S.A. \*experiencias de campo en Biorremedaición de suelos*. Laboratorio de Bioprocesos; Universidad de Cuyo, Argentina,
- SARH, Subdirección de Agrología, 1985. *Interpretaciones Agronomicas del Suelo s*. 23 -24

Saval, B. S. 1995. Acciones para le Remediación de Suelos en México. Segundo Minisimposio Internacional sobre Contaminantes del Agua y Suelo. Instituto de Ingeniería. UNAM.

SEMARNAT. 1996. Los Suelos de Tabasco Restauración, Conservación y Uso. Gobierno Constitucional del Estado de Tabasco.

Semple, K. T., B. J. Reid y T. R. Fermor. 2001 Impact of composting strategies on the treatment of soils contaminated with organic pollutants. Environmental Pollution 112 (2): 269-283,.

Testa, M. S. 1994. Geological Aspects of Hazardous Waste Management. Lewis Publishers. USA

Tölgyessy, J. 1993. Chemistry and Biology of Water, Air and Soil Environmental Aspects. Elsevier. Czechoslovakia.

Viejo, Z. M. 1995. El Paquete Ecológico de PEMEX. Internalización de Costos Ambientales. Programa Universitario de Energía. México

Walkley y Black, 1934. An Examination of the Deftjapeff Method for Determining Soil Organic Matter and Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. Soil Sci. 34:29-39

Yong, R. N.; A. M. O. Mohamed y B. P. Warkentin. 1992. Principles of Contaminant Transport in Soils. Elsevier Science Publishers. Netherlands