

Procesos de biorremediación de suelo y agua contaminados por hidrocarburos del petróleo y otros compuestos orgánicos

Ronald Ferrera-Cerrato,* Norma G. Rojas-Avelizapa,** Héctor M. Poggi-Varaldo,***
Alejandro Alarcón,* Rosa Olivia Cañizares-Villanueva****

RESUMEN. Como respuesta a la creciente contaminación tanto de suelo y agua, generada por derrames accidentales de hidrocarburos del petróleo, se han implementado diversos sistemas biológicos encaminados a la limpieza y recuperación de las áreas impactadas por estos contaminantes orgánicos. En esta revisión se discuten los principios básicos indispensables para el entendimiento de la efectividad de los diversos sistemas de biorremediación de suelos y agua contaminados con hidrocarburos del petróleo y otros compuestos orgánicos. Se discuten experiencias relacionadas con aspectos prácticos del composteo y manejo de mejoradores del suelo, de la utilización de plantas y la actividad microbiana de la rizósfera como pieza clave en los procesos de fitorremediación, del uso de reactores de suelos activados y la potencial utilización de microalgas en la descontaminación de aguas residuales que contengan contaminantes orgánicos.

Palabras clave: Composteo, fitorremediación, reactores de suelos activados, microalgas, micorriza, petróleo, hidrocarburos policíclicos aromáticos.

ABSTRACT. Contamination of soil and water with petroleum hydrocarbons has significantly increased as a result of accidental spills, thus, several biological systems have been applied to cleanup and rehabilitate the negatively impacted regions. The present review discusses the fundamental principles required to understand the effectiveness of some bioremediation systems applied to soil and water contaminated with petroleum hydrocarbons and other organic pollutants. The practical aspects of several experimental approaches such as composting and soil amendment application, plant utilization and rhizosphere microbial activity as a keystone during phytoremediation, slurry bioreactors utilization, and potential utilization of microalgae to decontaminate wastewater, are also described.

Key words: Composting, phytoremediation, slurry bioreactors, microalgae, mycorrhiza, crude oil, polycyclic aromatic hydrocarbons.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del suelo y agua ha venido en aumento como resultado de la explotación, refinación, distribución y almacenamiento de petróleo crudo y sus derivados. Hasta el año 2004, el volumen de derrames accidentales de petróleo y sus derivados fue calculado en 1.5 millones de toneladas por año, afectando suelo, agua y atmósfera.⁴² Para tener una idea, la contaminación del suelo por hidrocarburos del petróleo en el estado de Ta-

basco (México) ha llegado a abarcar 0.07% del área total de este estado.^{36,59} El uso de procedimientos biológicos para limpiar suelo y agua contaminada (biorremediación) ha recibido especial atención, por ser de bajo costo y ambientalmente amigable, comparado con los procedimientos químicos y físicos. Sin embargo, la biorremediación puede llevar años para completar la restauración y recuperación de las áreas impactadas, dependiendo entre otros factores, de la cantidad de contaminante y de condiciones ambientales que favorezcan la proliferación y actividad de los organismos que se utilicen.

Como alternativa de limpieza de suelos contaminados con hidrocarburos del petróleo se ha acudido a la utilización de elementos biológicos que contribuyen a la oxidación, degradación, transformación y completa mineralización de estos contaminantes. Los métodos de tratamiento biológico dependen de la capacidad de los organismos para degradar los contaminantes orgánicos a productos inocuos como dióxido de carbono, agua y biomasa. Para asegurar el éxito en el uso de la biorremediación de suelos se debe poner especial atención a las limitantes que pueden dificultar su aplicabilidad como lo es la disponibilidad de nutrientes, contenido de arcilla, oxi-

* Área de Microbiología, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Carretera México- Texcoco km. 36.5, Montecillo, Estado de México. C.P. 56230.
ronaldfc@colpos.mx alexala@colpos.mx

** Departamento de Investigación y Postgrado. Centro de Investigación en Ciencia Aplicada y Tecnología Avanzada del IPN, Cerro Blanco 141, CP. 76090. Querétaro, Qro.
nrojasa@ipn.mx

*** Grupo de Biotecnología Ambiental, Apdo. Postal 14-740, México D.F., 07000.
hectorpoggi2001@yahoo.com

**** Departamento de Biotecnología y Bioingeniería. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV-IPN):
Av. IPN #2508. San Pedro Zacatenco, México, D.F. CP 07360. rcanizar@cinvestav.mx

genación, así como la disponibilidad del contaminante para los organismos.³⁰

Existen muchas estrategias encaminadas a la limpieza de suelos tales como la adición de fertilizantes, tensoactivos, agentes de volumen, compuestos de liberación de oxígeno, inóculos especializados y otros (por ejemplo, la microemulsión fertilizante INIPOL EPA 22) productos comercialmente disponibles. De igual forma, el uso de acondicionadores o mejoradores orgánicos del suelo tiene como objetivo principal el adicionar nutrientes y material de fácil degradación en el suelo (composteo) con el fin de reducir la densidad aparente de los suelos y facilitar su remediación.¹⁵

Otra alternativa de limpieza de suelos contaminados con hidrocarburos del petróleo se fundamenta en la utilización de plantas, lo que se conoce como fitorremediación. El principio de la fitorremediación es establecer especies vegetales tolerantes y estimular la actividad microbiana de la rizósfera, con el fin de favorecer la oxidación y degradación de los contaminantes orgánicos en el suelo.

El uso de reactores de suelos activados (RSA, o "slurry bioreactors", por su denominación en inglés) constituye otra alternativa para la limpieza de suelos y sedimentos contaminados.

La contaminación del ambiente, aunada a las necesidades de alimento y energía, ha conducido a la posibilidad de explorar la recirculación y recuperación de aguas residuales. Dentro de este contexto, la biorremediación asistida con microalgas resulta particularmente atractiva debido a su capacidad fotosintética, que les permite convertir la energía solar en biomasa, misma que incorpora nutrientes como nitrógeno y fósforo causantes de la eutroficación. Los procesos que utilizan microalgas y cianobacterias, están enfocados principalmente a la remoción de nutrientes y de metales pesados presentes en las aguas residuales.^{52,54} No obstante, también se encuentra bien documentada su capacidad para remover elementos radioactivos a partir de efluentes.

Este trabajo tiene como objetivo presentar una breve revisión crítica de algunos procesos de biorremediación (composteo, fitorremediación, tecnología de reactores de suelos activados, y utilización de microalgas) de suelo, sedimentos y agua contaminados con hidrocarburos del petróleo y otros compuestos orgánicos. Se hace especial énfasis en los resultados obtenidos en cada uno de los puntos que conforman esta breve revisión, por parte de los cuatro grupos de investigación mexicanos que participan en este manuscrito.

Caracterización y biorremediación de sitios contaminados con residuos de perforación

Uno de los grandes problemas que enfrentan las actividades de Petróleos Mexicanos (PEMEX) es la generación de residuos peligrosos, los cuales representan el 22% de las emisiones y descargas totales de esta industria. De este porcentaje, el 86% se compone de tres tipos de residuos; 72% corresponde a lodos y recortes de perforación (residuos de perforación), 8% a lodos aceitosos provenientes de refinerías y 6% a aceites gastados de refinerías y complejos petroquímicos.³¹ Tan solo en el año 2000, se estima que se generaron 125,867 toneladas de residuos peligrosos (lodos y recortes) durante el procesamiento del petróleo.³¹

En décadas pasadas, la disposición de los residuos de perforación dio lugar a la contaminación ambiental al ser depositados en fosas a cielo abierto, las cuales fueron construidas con materiales permeables que permitieron la filtración de los hidrocarburos. Aun cuando la composición de los lodos y recortes de perforación no es exactamente conocida, debido a que esta depende del régimen de perforación, tipo de roca, etc., existe evidencia de su toxicidad y efecto negativo al am-

biente.²⁰ La caracterización mineral, química y reológica de estos residuos demuestra que están formados por bentonita, materia orgánica, derivados de almidón y celulosa, polímeros sintéticos de poliacrilamida, sales de potasio y de sodio. El análisis reológico indica que los lodos son sistemas multifase y polidispersos.¹⁷ Previamente se ha reportado el uso de lodos de perforación de tipo inverso durante la perforación de ciertos perfiles en el estado de Tabasco, los cuales contienen un tipo de aceite similar al diesel en concentraciones de aproximadamente el 10% y son sumamente arcillosos.¹ A diferencia de las regulaciones en los Estados Unidos, las normas ambientales Mexicanas señalan a los residuos de perforación base-diesel como residuos peligrosos. Por lo tanto, es necesario realizar investigación, innovación y/o adaptación de tecnologías para la remediación de las áreas que han sido afectadas por este tipo de residuos.

La destoxificación de los residuos de perforación por métodos tradicionales es difícil, especialmente aquéllos con baja permeabilidad, reductividad, alto contenido de partículas dispersas y coloidales, y de difícil acceso al oxí-

geno.¹⁷ Los métodos de extracción generalmente no garantizan altas eficiencias de remoción de los contaminantes orgánicos. Otros métodos incluyen disposición en rellenos, tratamiento de tierra/labranza, encapsulamiento/estabilización, destrucción térmica o reciclado y sistemas de recuperación o lavado.²⁹

El uso de procesos biológicos ha sido propuesto para la destoxificación de residuos y remediación de sitios afectados debido a que han demostrado ser más prácticos y económicamente factibles para el manejo y tratamiento de diferentes tipos de residuos de las actividades de exploración y producción de petróleo. Los métodos de tratamiento biológico dependen de la capacidad de los microorganismos para degradar residuos aceitosos a productos inocuos (dióxido de carbono, agua y biomasa) a través de reacciones bioquímicas. Sin embargo, existen algunas limitantes que dificultan su aplicabilidad como son la disponibilidad de nutrientes, el alto contenido de arcillas, aireación y la disponibilidad del contaminante, sin mencionar la edad de la contaminación.³⁰ Existen muchas estrategias que pueden utilizarse en estas condiciones tales como la adición de fertilizantes, tensoactivos, agentes de volumen, compuestos de liberación de oxígeno, inóculos especializados y otros productos comercialmente disponibles; sin embargo, los estudios para la destoxificación de lodos y remediación de suelos contaminados con residuos de perforación son escasos.^{25,29} Como parte de los esfuerzos que se han realizado para mejorar o acelerar la remediación de suelos, se han aplicado acondicionadores o mejoradores orgánicos (excretas, residuos agroindustriales, de jardín y del procesamiento de alimentos) cuyo objetivo principal es adicionar nutrientes y material de fácil degradación al suelo.¹⁵ Estos materiales además disminuyen la densidad de los suelos, incrementan la porosidad y la difusión de oxígeno, y permiten la formación de agregados estables. Tales cambios en un suelo incrementan la aireación y la disponibilidad de agua, favoreciendo la actividad microbiana aerobia.¹⁹ Esta tecnología denominada composteo ha probado ser efectiva para remediar suelos contaminados con hidrocarburos policíclicos aromáticos (HPA) e hidrocarburos del petróleo como el diesel.^{3,15,50,56} Sin embargo, la relación suelo/acondicionador/mejorador, relación C/N/P y contenido de humedad deben evaluarse para evitar un retraso o inhibición de la actividad microbiana.⁵³

Estudios realizados recientemente en el Instituto Mexicano del Petróleo demostraron el potencial de aplicación de las tecnologías de biorremediación en sitios contaminados con lodos y recortes de perforación mediante la aplicación de la tecnología de composteo en biopilas. El estudio se desarrolló en tres etapas, en la primera se llevó a cabo la caracterización de la contaminación del sitio de estudio, el cual se denomina Paredón 31 y se ubica en Cárdenas, Tabasco. En forma paralela se realizó, la determinación de parámetros físicos, químicos y microbiológicos del sitio y la selección de los residuos agroindustriales en su calidad de acondicionadores o mejoradores a utilizar durante el estudio de composteo. Los resultados de esta etapa corroboraron que las fuentes de contaminación eran principalmente lodos y recortes de perforación base diesel.⁴ Este estudio indicó además la presencia dominante de hidrocarburos alifáticos con alto grado de ramificación, hidrocarburos policíclicos aromáticos metilados y sus análogos con heteroátomos de azufre. La selección de los residuos agroindustriales se basó principalmente en la disponibilidad y su bajo valor comercial. La segunda etapa del proyecto involucró una serie de pruebas de tratabilidad con el fin de establecer y seleccionar las mejores condiciones de remoción de hidrocarburos. Se diseñaron diferentes lotes experimentales para determinar el efecto de diferentes variables como fueron tipo y cantidad de residuo agroindustrial, relación residuo/suelo, relación C/N/P, contenido de humedad, fuentes de oxígeno o aireación y tensoactivos. Los resultados permitieron seleccionar aquellas variables y niveles que mejoraron en forma importante la remoción de hidrocarburos, y establecer los intervalos de las variables más significativas para maximizar los valores de remoción. Se seleccionó un residuo agroindustrial con un tiempo de degradación prolongado para evitar la compactación de suelo y mejorar su aireación. La tercera etapa consistió en implementar el sistema de composteo en biopilas donde se construyeron 4 biopilas de 1 tonelada cada una. Los resultados observados a nivel de campo demostraron la factibilidad de este tratamiento para la remoción de hidrocarburos del petróleo al lograrse una reducción máxima del 94% después de 180 días de tratamiento, respecto a la concentración inicial.

Fitorremediación de suelos contaminados por hidrocarburos

La fitorremediación tiene diversas clasificaciones con base en la actividad fisiológica de las plantas al enfrentar los contaminantes.^{32,51} De este modo se tienen plantas que con capaces de remover contaminantes inorgánicos y acu-

mularlos en sus tejidos (fitoextracción/fitoacumulación/fitotomiería). Otras especies contribuyen a la disminución de la migración de contaminantes en aguas subterráneas; así las plantas son utilizadas como un "sistema de bombeo"

de agua contaminada mediante el proceso de transpiración (fitobombeo). Una alternativa para la remediación de suelos contaminados con metales pesados es el uso de plantas cuyos exudados radicales contribuyen a la precipitación de los metales y por consiguiente, reducen su biodisponibilidad quedando estabilizados en la matriz del suelo (fitoestabilización). Algunas plantas poseen la característica de liberar enzimas específicas o cofactores enzimáticos que propician que un contaminante orgánico recalcitrante sea transformado o degradado (fitotransformación/fitodegradación). Cuando las plantas poseen el mecanismo para convertir un contaminante del suelo o agua a una forma elemental volátil menos tóxica, como lo es el caso de selenio (Se) o mercurio (Hg), ocurre un proceso de volatilización, el cual es asistido por algunos microorganismos.

Como parte principal de la fitorremediación, el sistema radical de las plantas tiene un papel preponderante en la capacidad de adaptación, supervivencia, absorción de nutrientes y agua en suelos contaminados. De manera particular, la rizósfera tiene especial importancia en la degradación de compuestos orgánicos de origen natural y xenobióticos. El sistema radical además de liberar enzimas que inician la oxidación de los contaminantes orgánicos, también contribuye significativamente a la estimulación de la actividad de grupos microbianos responsables de la oxidación, degradación y completa mineralización de los contaminantes en el suelo.^{48,49} A todo este efecto del sistema radical en la degradación de compuestos orgánicos vía estimulación de la actividad microbiana en la rizósfera, se le ha denominado rizodegradación.

Como una consecuencia de la extracción, conducción, almacenamiento de petróleo crudo y sus derivados, la contaminación del suelo ha sido inevitable, por lo que ha tenido impactos negativos en los ecosistemas de Veracruz y Tabasco, por ejemplo. Por tal razón, el Área de Microbiología del Colegio de Postgraduados (CP), ha venido desarrollando una serie de investigaciones desde el punto de vista básico, encaminadas al entendimiento de la remediación de hidrocarburos del petróleo a través del establecimiento de plantas seleccionadas y al estudio de la microbiota asociada a la rizósfera contaminada.

Algunas especies de plantas probadas con éxito en la fitorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos del petróleo son: *Zea mays* L., *Panicum maximum* Jacq., *Paspalum virgatum* L., *Echinochloa polystachya* H.B.K., *Sorghum vulgare* L., *Phaseolus vulgaris* L., *Phaseolus coccineus* L., *Chamaecrista nictitans* (L.) Moench., *Brachiaria brizantha* (Hochst. ex A. Rich) Stapf., *Triticum aestivum* L., *Hordeum vulgare* L., entre otras. En lo que respecta a microorganismos de vida libre, los estudios realizados se han enfocado al aislamiento de bacterias y hongos filamentosos de

zonas contaminadas y con capacidad de degradar petróleo crudo y fracciones específicas como los HPA. Bacterias heterotróficas y bacterias fijadoras de nitrógeno atmosférico de vida libre, algunas cianobacterias, y hongos filamentosos de los géneros *Penicillium*, *Trichoderma*, o *Aspergillus* que han sido caracterizados como degradadores de petróleo crudo y benzo[*a*]pireno, tanto en medios de cultivo líquidos como en la rizósfera de plantas crecidas en suelo contaminado.^{36,16}

Los microorganismos simbióticos han recibido poca atención como elementos biológicos en la estimulación de la capacidad de fitorremediación de algunas especies vegetales. De este modo, investigaciones con hongos micorrízicos arbusculares (HMA) han sido conducidas recientemente, a partir de la observación de que estos hongos se encuentran presentes en la rizósfera de plantas creciendo bajo condición de contaminación por derrames de petróleo. Sin embargo, el papel de estos hongos en la fitorremediación de contaminantes orgánicos no ha sido del todo estudiado ni comprendido. Estudios pioneros en México conducidos en el CP, han mostrado que la simbiosis micorrízica arbuscular no es afectada por la presencia de benzo[*a*]pireno como contaminante en la rizósfera de *Echinochloa polystachya*. No obstante, la contribución de HMA en la disipación de este HPA es cuestionada, al determinarse que el contenido de benzo[*a*]pireno en la rizósfera micorrizada fue mayor que el observado en plantas sin la inoculación de HMA.² Este efecto, sugiere que los HMA pueden participar en la estabilización de HPA en la rizósfera, disminuyendo así, tanto sus efectos tóxicos como su biodisponibilidad. Estudio mas profundos se están llevando a cabo para entender este comportamiento así como el efecto de los HMA en la fisiología de plantas expuestas a contaminantes orgánicos.

Actualmente, en el CP, se están llevando a cabo investigaciones para evaluar el potencial de diferentes microorganismos en la degradación de hidrocarburos tanto en suelo como en agua. Se han aislado actinomicetos de zonas contaminadas y probado su capacidad en sistemas de fitorremediación de petróleo crudo. La inoculación de algunas cepas de actinomicetos ha estimulado el crecimiento de *Dolichos lablab* L. (Fabaceae) en condiciones de contaminación con petróleo crudo, y la degradación de este contaminante en la rizósfera. Por otra parte, también se ha evaluado la capacidad de la simbiosis *Azolla-Anabaena* (sistema simbiótico fijador de nitrógeno atmosférico) para tolerar concentraciones de HPA y a la fecha, se cuenta con datos preliminares de su capacidad de adaptación a la presencia de fenantreno.

Factibilidad de reactores de suelos activados para la biorrestauración de suelos pesados

Los reactores de suelos activados (RSA) son una técnica de biorrestauración *ad situ* o *ex situ* que se lleva a cabo en sistemas ingenieriles que consisten en biorreactores, instalaciones de acondicionamiento del suelo contaminado, e instalaciones de tratamiento y acondicionamiento de emisiones.^{10,39,40} Los reactores de suelos activados se utilizan para tratar zonas contaminadas donde el suelo presenta alto contenido de arcilla ($\geq 20\%$) y materia orgánica ($\geq 4\%$), o cuando los compuestos tóxicos son muy recalcitrantes y se encuentran en concentraciones muy altas, o bien cuando el tratamiento se quiera terminar en un lapso relativamente corto. En el reactor de suelos activados el tratamiento de los materiales contaminados se realiza en fase acuosa y es mantenido en suspensión mediante agitación, lo cual permite mayor transferencia de masa, y tiempos de tratamiento relativamente menores. Los parámetros ambientales pueden ser bien controlados y se puede utilizar la bioestimulación y la bioaumentación, además se consigue aumentar la disponibilidad del contaminante con la adición de solventes y tensoactivos o por la producción de biotensoactivos en el mismo reactor.

Las desventajas más notorias de los RSA están relacionadas con los relativamente mayores costos de la tecnología, mismos que dependen del manejo y acondicionamiento del suelo, con la construcción y operación de los biorreactores, y con el eventual tratamiento de emisiones gaseosas.¹⁰ Como en todo proceso de biorremediación, los microorganismos son el corazón del proceso de RSA. Los RSA mayoritariamente funcionan con consorcios microbianos, muchos provenientes de la propia microflora nativa, y otros enriquecidos o inoculados con consorcios especializados en la biodegradación de los contaminantes de interés (bioaumentación). Los grupos microbianos importantes identificados en RSA incluyen bacterias del grupo de las pseudomonadales, actinomycetos, bacterias metanótrofas y deshalorespiradoras, algunas arqueas como las metanogénicas, y más recientemente aunque no en escala comercial, hongos ligninolíticos.

Respecto al problema de la disponibilidad de contaminantes adsorbidos al suelo, el Grupo de Biotecnología Ambiental (CINVESTAV) ha hecho contribuciones en la caracterización de la histéresis contaminante-suelo, por medio de conceptos y protocolos de coeficiente de histéresis (CH) y factor de disponibilidad (FD) que ayudan a seleccionar RSA como técnica de restauración de suelos.^{33,34,39} Cuando la histéresis es muy grande ($CH_e \geq 6$), el tratamiento del suelo contaminado en RSA es recomendable puesto que las técnicas *in situ* resultarían inefectivas o muy lentas. Cuando $CH_e \geq 6$ se

recomienda utilizar tensoactivos o solventes para facilitar la desorción de contaminantes. Por otro lado, el FD provee un criterio cuantitativo para elegir entre tratamientos de desorción de un determinado sistema suelo-contaminante. Cuando $FD_e \geq 1.5$, el tratamiento de desorción de interés es más ventajoso que el tratamiento de referencia.

Con base en lo anterior, se han identificado varias áreas prometedoras de investigación sobre RSA en el futuro:⁴⁰ i) desarrollo de procesos basados en la utilización de aceptores de electrones secuenciales o combinados para aumentar la degradación de contaminantes recalcitrantes y tóxicos (plaguicidas y compuestos organoclorados, explosivos, etc.), ii) estudios más profundos sobre la disponibilidad de contaminantes y su cometabolismo microbiano en presencia de otras fuentes de carbono, iii) seguimiento e identificación por medio de técnicas de biología molecular (PCR-DGGE, PCR-TGGE, ARDRA, etc.) de las comunidades microbianas existentes en el sistema; de esta manera se podrá hacer el seguimiento y profundizar en el estudio de los efectos de bioestimulación, enriquecimiento y bioaumentación sobre el desempeño microbiológico y su relación con el desempeño purificador de los RSA, y iv) desarrollo de ensayos de ecotoxicidad multiespecies para complementar la evaluación de la efectividad del proceso de biorremediación empleado.

El Grupo de Biotecnología Ambiental ha realizado experimentos con RSA a escala-laboratorio, aplicados a la restauración de un suelo pesado contaminado con 300 mg 2,4-D kg^{-1} de suelo. Se evaluó el efecto del aceptor de electrones (RSA aerobio y RSA sulfato-reductor) y de la adición de sacarosa como fuente de carbono degradable; cada tipo de RSA fue inoculado con consorcios aclimatados previamente a 2,4-D.^{37,38} En este estudio, el reactor de suelos activados aerobio (RSA-A) mostró mayor eficiencia de remoción del 2,4-D ($>95\%$) en comparación con el reactor de suelos activados sulfato-reductor (RSA-SR) que tuvo 25% de remoción, en 14 días de tratamiento. Sin embargo, la velocidad de remoción específica del RSA-SR fue 4 veces mayor que en el RSA-A. El efecto de la sacarosa en la remoción del 2,4-D dependió del aceptor de electrones utilizado: la remoción aerobia no se vio afectada por la presencia de sacarosa, sin embargo en el RSA-SR incrementó significativamente. Los microorganismos degradadores de 2,4-D estuvieron presentes en los reactores durante el tratamiento en el orden de Log UFC de 6 a 8 en el RSA-A, y Log UFC 5 a 7 en el RSA-SR. Sólo en el RSA-SR se detectaron metabolitos producto de la transformación del 2,4-D como el 2,4-diclorofenol, 4-clorofenol, y fenol.³⁸

El papel de las microalgas en la biorremediación de aguas contaminadas

La ubicuidad de las microalgas en aguas residuales municipales, agropecuarias e industriales, así como su papel en el suplemento de oxígeno fotosintético para los microorganismos heterótrofos que degradan los residuos, dio origen primero, a las lagunas algales de oxidación y estabilización y después, al desarrollo del concepto de laguna algal de alta tasa (HRAP, por sus siglas en inglés) propuesto por Oswald y su grupo en la Universidad de California en Berkeley, para el tratamiento de desechos orgánicos, con la producción de algas para alimentación animal.²⁶⁻²⁸ La aplicación del concepto de HRAP se generalizó en los años setentas en países como Israel, India, Tailandia y posteriormente, fue retomada en los Estados Unidos de Norteamérica. Las lagunas se utilizaron por primera vez para evitar que las aguas residuales invadieran lugares no deseados. El papel de las algas en el tratamiento de aguas residuales empezó a investigarse en Texas y California después de la Segunda Guerra Mundial. La economía de los sistemas HRAP parecía muy prometedora, porque los nutrientes y la fuente de carbono eran proporcionados por las aguas residuales, mientras que los gastos de construcción y operación del sistema, se compensaban con los beneficios del tratamiento de las aguas y su recuperación, además de la producción de biomasa.

Las investigaciones iniciadas en 1968 en la Universidad Hebrea de Jerusalén fueron continuadas en el Technion de Haifa desde 1970 y constituyen uno de los trabajos más extensos sobre el tratamiento de aguas residuales de tipo municipal en lagunas de alta tasa.⁴⁵⁻⁴⁷ En ellos, se incluyeron tanto estudios de laboratorio como en intemperie, con operación continua en lagunas de diferente tamaño, para el tratamiento de desechos animales, desechos lácteos y desechos industriales nitrogenados.⁴⁶

En relación con los procesos que utilizan desechos animales se pueden distinguir dos tipos de enfoque, uno que consiste en tratar los efluentes de las explotaciones pecuarias intensivas en lagunas de alta tasa, controlando las especies de algas dominantes. Otro consiste en cultivar determinadas especies de algas en estanques fertilizados con desechos animales, ya sea frescos o después de haber sido digeridos aerobio- o anaerobiamente. Dentro del primer enfoque destaca el tratamiento terciario de residuales porcinos, el cual no obstante que se ha venido estudiando desde la década de los años 70's, continúa vigente debido al creciente consumo de carne de cerdo con el consecuente aumento de los desechos generados por esta actividad pecuaria.^{5,13} Otros estudios han utilizado diferentes resi-

duos animales, así como células inmovilizadas en diferentes soportes para eliminar nitrógeno y fósforo de residuales agropecuarios.^{6,11,12,21,23}

Las microalgas más utilizadas en dichos estudios pertenecen a los géneros *Chlorella* y *Scenedesmus*, aunque también se reporta el uso de *Nannochloris* sp., así como de cianobacterias filamentosas *Fischerella*, *Phormidium* y *Spirulina*. Los estudios a nivel piloto sobre el biotratamiento de residuales agropecuarios se han hecho casi exclusivamente en lagunas HRAP,^{45,55} en tanto que a nivel laboratorio se emplean biorreactores de diversos diseños, entre los que se encuentran los cilíndricos,⁴¹ triangulares¹⁸ y los de tipo carrusel.^{6,7}

El Grupo de Biotecnología de Microalgas (CINVESTAV) ha tenido algunas contribuciones relacionadas con el tratamiento terciario de aguas residuales porcinas, en los que ha explotado el potencial de las cianobacterias *Phormidium* sp. y *Spirulina maxima*. Previo a su utilización, los residuales porcinos fueron sometidos a procesos de estabilización aerobia y digestión anaerobia. Para el cultivo de los organismos se emplearon reactores prototipo, modelo carrusel de 30 L de capacidad total, fabricados en fibra de vidrio. Los resultados obtenidos indicaron que el crecimiento de las cianobacterias disminuyó la demanda química de oxígeno (DQO) de los residuales dando como resultado un efluente terciario cuya calidad hace posible su vertimiento a cuerpos de agua o su utilización en actividades de regadío y de limpieza. Para *Phormidium* sp., los mejores resultados de remoción de nutrientes se obtuvieron utilizando residual anaerobio diluido al 25% y residual aerobio diluido al 50% y resultaron superiores (~ 30%) en cultivo por lote que en lote cíclico. En tanto que el mayor crecimiento de *Spirulina maxima* se obtuvo en residual aerobio diluido al 50% con valores promedio de remoción en cultivo por lote similares a los de *Phormidium* sp.

Algunos autores han propuesto un sistema integral a nivel industrial para el tratamiento terciario de aguas residuales utilizando microalgas, donde la biomasa obtenida sirva como alimento de peces.⁹ En los últimos 10 años, se ha venido investigando la capacidad de las microalgas para biotransformar y biodegradar contaminantes orgánicos como hidrocarburos, plaguicidas, etc., que resultan de alta peligrosidad para los seres vivos.²² Los contaminantes orgánicos en el medio acuático son biodegradados por diversos microorganismos, incluyendo algas, las cuales han demostrado que son capaces de biotransformar y biodegradar contaminantes aromáticos comúnmente encontrados

en aguas naturales y residuales.⁴³ Las microalgas y cianobacterias proveen carbono reducido y nitrógeno a la microbiota presente en los ecosistemas acuáticos, lo que incrementa el potencial de degradación y eliminación de contaminantes. En adición, ciertas algas, cianobacterias y bacterias fotosintéticas son útiles como indicadores de contaminación ambiental y por lo tanto, tienen aplicación en pruebas de toxicidad.⁴³

La utilización de organismos fotosintéticos para la oxidación de compuestos orgánicos incluyendo los HPA, ha sido demostrada. Microalgas como *Prototheca zopfii*, *Selenastrum capricornutum*, *Scenedesmus acutus* y *Ankistrodesmus braunii*, *Chlamydomonas ulvaensis*, *Chlorella pyrenoidosa* y *Scenedesmus brasiliensis*, el fitoflagelado *Euglena gracilis* y las cianobacterias *Anabaena cylindrica*, *Phormidium foveolarum*, *Oscillatoria* sp. (cepa JCM) y *Agmenellum quadruplicatum* PR-6, han mostrado ser eficientes para degradar diversos compuestos orgánicos incluyendo derivados del petróleo y HPA.^{8,14,24,35,57,58}

Respecto al problema de la contaminación por HPA, el Grupo de Biotecnología de Microalgas (CINVESTAV) tiene experiencias relacionadas con la capacidad de la cianobacteria *Spirulina maxima* para remover HPA utilizando fenantreno como modelo, ya que es un compuesto altamente tóxico para los organismos acuáticos. Cuando la concentración de fenantreno fue de 100 ppm, se logró una remoción de 4.72% a las 72 horas de exposición, mientras que a 200 ppm la remoción fue de 4.34% en el mismo tiempo de incubación. La presencia del contaminante no afectó de manera directa el contenido de proteína ni el crecimiento de la cianobacteria, no obstante, la clorofila *a* resultó ser un factor de respuesta importante en el comportamiento del cultivo expuesto a fenantreno.

Las tendencias de investigación sobre biorremediación de aguas contaminadas con hidrocarburos utilizando microalgas y cianobacterias, se enfocan principalmente a: i) aislamiento *in situ* de microalgas degradadoras, ii) uso de pigmentos de microalgas como biomarcadores de contaminación, iii) análisis de las enzimas involucradas en procesos de remoción de contaminantes, y iv) diseño de reactores para el tratamiento de aguas contaminadas con hidrocarburos. Actualmente existe escasa aportación sobre el diseño de equipo para remover compuestos orgánicos de aguas residuales industriales en base a condiciones de cultivo apropiadas para el crecimiento y actividad de las microalgas.

CONCLUSIONES

Para lograr la limpieza de un suelo contaminado con residuos de perforación con alto contenido de hidrocarburos recalcitrantes del petróleo (superiores a 50,000 mg/kg⁻¹),

alto contenido de materia orgánica y arcillas, usando la metodología de composteo en biopilas, se deben realizar los estudios de tratabilidad necesarios para seleccionar aquellas variables significativas como son el tipo, cantidad de residuo agroindustrial, cantidad de nutrientes y un valor óptimo de humedad. Lo anterior permitirá estimular y mantener la actividad microbiana con capacidad de degradación y por tanto, la remoción de hidrocarburos.

Durante la fitorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos del petróleo, los microorganismos asociados a la rizósfera y aquéllos denominados como simbióticos obligados, representan una alternativa biológica para incrementar el potencial de remediación de los compuestos contaminantes. El aislamiento y selección, y posterior inoculación de los ecotipos microbianos mejor adaptados (bioaumentación) a contaminantes orgánicos es una excelente alternativa con bajo costo y nulos efectos ambientales. El entendimiento de la aplicación de fuentes inorgánicas u orgánicas de nutrimentos en la fitorremediación (bioestimulación), requiere de mayor estudio para poder crear protocolos de manejo que sean compatibles con aquellos protocolos de inoculación en plantas, con la finalidad de incrementar la eficiencia de la degradación de hidrocarburos del petróleo en el suelo.

Con respecto a los RSA, estos sistemas constituyen una alternativa recomendable para la biorrestauración de suelos contaminados con agroquímicos y otros compuestos que presenten adsorción irreversible sobre la matriz sólida o cuando los suelos tienen altos contenidos de arcilla y materia orgánica (suelos pesados) impidiendo la aplicación de técnicas *in situ* o cuando la restauración debe efectuarse en tiempos cortos.

En el caso de aguas contaminadas, el biotratamiento con microalgas constituye una realidad y es útil como tratamiento terciario de aguas residuales. En los estudios que utilizan lagunas (HARP), se observa en general una dependencia entre los tiempos de retención y la remoción de nutrientes, además de una tendencia al aprovechamiento de las aguas tratadas y de la biomasa producida, es decir, una gestión integral de los residuos. No obstante, en investigaciones recientes se concluyó que el biotratamiento con microalgas a escala piloto no es funcional, debido a que el flujo de influente que se utiliza es muy bajo, lo que limitaría su aplicación industrial. Asimismo, se observa una tendencia a utilizar agua residual diluida, lo que genera problemas con la reproducibilidad y escalamiento de los procesos a base de microalgas. Por lo anterior, es necesario destacar la importancia de llevar a cabo estudios que demuestren la aplicación del biotratamiento con microalgas a nivel industrial y que involucren una gestión sustentable de residuos, garantizando la seguridad de los subproductos.

Las microalgas y cianobacterias comienzan a jugar un papel cada vez más importante en el tratamiento de aguas contaminadas con compuestos orgánicos y fracciones del petróleo. Sin embargo, es necesario profundizar en el estudio de su comportamiento, fisiología, interacción con el ambiente, metabolismo, co-metabolismo, producción masiva, así como en los parámetros cinéticos que involucren la degradación de los compuestos orgánicos, con el fin de desarrollar un proceso rentable a nivel industrial.

REFERENCIAS

- Adams, R., V.I. Domínguez, & L. García, L. 1999. Bioremediation potential of oil impacted soil and water in the Mexican Tropics. *Terra* 117:159-174.
- Alarcón, A., J. Delgadillo-Martínez, A. Franco-Ramírez, F.T. Davies Jr. & R. Ferrera-Cerrato. 2006. Influence of two polycyclic aromatic hydrocarbons on spore germination, and phytoremediation potential of *Gigaspora margarita*-*Echinochloa polystachya* symbiosis in benzo[a]pyrene-polluted substrate. *Rev. Intern. Contam. Amb.* 22(1). En prensa.
- Al-Daher, R., N. Al-Awadhi, A. Yateem & M.T. Balba. 2001. Compost soil piles for treatment of oil-contaminated soil. *Soil Sediment Contam.* 10:197-209.
- Arce-Ortega, J.M., N.G. Rojas-Avelizapa & R. Rodríguez-Vázquez. 2004. Identification of recalcitrant hydrocarbons present in a drilling waste-polluted soil. *J. Environ. Sci. Health Part A.* 39:1535-1545.
- Baumgarten, E., M. Nagel & R. Tischner. 1999. Reduction of the nitrogen and carbon content in swine waste with algae and bacteria. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 52:281-284.
- Cañizares, R.O., L. Rivas, M.C. Montes, A.R. Domínguez, L. Travieso & F. Benítez. 1994a. Aerated swine-wastewater treatment with k-carrageenan-Immobilized *Spirulina maxima*. *Biores. Technol.* 47: 89-91.
- Cañizares-Villanueva, R.O., A. Ramos, A.I. Corona, O. Monroy, M. de la Torre, C. Gómez-Lojero & L. Travieso. 1994b. *Phormidium* treatment of anaerobically treated swine wastewater. *Wat. Res.* 28:1891-1895.
- Cerniglia, E.C., C. Van Baalen, & T.D. Gibson. 1980) Metabolism of naphthalene by the cyanobacterium *Oscillatoria* sp., strain JCM. *J. Gen. Microbiol.* 116: 485-494.
- Costa R.H.R., W. Medri & C.C. Perdomo. 2000. High-rate pond for treatment of piggery waste. *Wat. Sci. Technol.* 42:357-362.
- Cookson, J.T. 1995. *Bioremediation Engineering: Design and Application*. McGraw-Hill, New York, USA.
- De la Noüe, J. & A. Bassères. 1989. Biotreatment of anaerobically digested swine manure with microalgae. *Biol. Wastes.* 29:17-31.
- De la Noüe, J., P. Chevalier & D. Proulx. 1990. Effluent treatment with immobilized microalgae and cyanobacteria: A critical assessment, pp. 143-152. In R.D. Tyagi & Kannan Vembu (Eds). *Wastewater treatment by immobilized cells*. C.R.C. Press Inc. Boca Raton, Florida, U.S.A.
- De Paw, N., E. Bruggerman & B. Persoone. 1976. Research on the tertiary treatment of swine waste by mass culturing of algae. In *International Symposium: Use of Algal Cultures in limnology*. Sandefjord, Norway.
- Ellis, B.E. 1977. Degradation of phenolic compounds by freshwater algae. *Plant. Sci. Lett.* 8: 213-216.
- EPA. 1996. *Engineering Bulletin Composting (EPA/540/S-96/502)*.
- Ferrera-Cerrato R. & A. Alarcón. 2004. Papel de los microorganismos rizosféricos en la fitorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos, pp. 89-109. In P. Tundo & R. Hoyos de Rossi (Eds). *Química verde en Latinoamérica*. IUAPAC-INCA. Argentina.
- Fijal, J., A. Donet, S. Stryczek. & L. Czekaj. 2003. Characterization of chemical, mineral and rheological properties of oil-polluted drilling wastes and their detoxication. 50 years University of Mining and Geology "St. Ivan Rilski". *Mining and Mineral Processing, Sofia*, 46:225-227.
- González L.E., R.O Cañizares & S. Baena. 1997. Efficiency of ammonia and phosphorus removal from a Colombian agroindustrial wastewater by the microalgae *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus dimorphus*. *Biores. Technol.* 60:259-262.
- Hillel, D. 1980. Soil structure and aggregation, pp. 40-52. In J. Hanks (Ed). *Introduction to soil physics*, London, Academic Press.
- Holdway, D.A. 2002. The acute and chronic effects of wastes associated with offshore oil and gas production on temperate and tropical marine ecological processes. *Mar. Pollut. Bull.* 44:185-203.
- Jiménez-Pérez M.V., P. Sánchez-Castillo, O. Romera, D. Fernández-Moreno & C. Pérez-Martínez. 2004. Growth and nutrient removal in free and immobilized planktonic green algae isolated from pig manure. *Enzyme Microb. Technol.* 34:392-398.
- Juhász, L.A. & R. Naidu. 2000. Bioremediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons: a review of the microbial degradation of benzo[a]pyrene. *Intern. Biodeter. Biodegr.* 45:57-88.
- Lincoln, E.P., D.T. Hill & R.A. Nordstedt. 1977. Microalgae as means of recycling animal wastes. *J. Am. Soc. Agr. Eng.* 77:5026.
- Narro, L.M., E.C. Cerniglia, C. Van Baalen, & T.D. Gibson. 1992. Metabolism of phenanthrene by the marine cyanobacterium *Agmenellum quadruplicatum* PR-6. *Appl. Environ. Microbiol.* 58:1351-1359.
- Nweke, C.O. & G.C. Okpokwasili. 2003. Drilling fluid base oil biodegradation potential of a soil *Staphylococcus* species. *African J. Biotechnol.* 2:293-295.
- Oswald, J.W. & H.B. Gotaas. 1957. Photosynthesis in sewage treatment. *Trans. Am. Soc. Civ. Eng.* 122:73-105.
- Oswald, W.J. 1969. Current status of microalgae from wastes. *Chem. Eng. Prog. Symp. Ser.* 65:87-92.
- Oswald, W.J. 1988. Microalgae and wastewater treatment, pp. 305-328. In A. Borowitzka & L. Borowitzka (Eds). *Microalgal Biotechnology*. Cambridge University Press. New York.
- Parenteau, S. & F. Lyon. 2004. Composting: a biotreatment process for hydrocarbon contaminated drilling wastes. http://ipec.utulsa.edu/Ipec/Conf/parenteau_10.pdf.
- Penberthy, J. & R. Weston. 2000. Remediation of diesel and fuel oil hydrocarbons in high clay content soil. A field comparison of amendment performance conducted at the Mare Island Naval Shipyard, Proceedings of the National Defense Industrial Association, March 27-30, 2000; National Defense Industrial Association: Long Beach, California.
- PEMEX (Petróleos Mexicanos). 2000. *Reporte Anual*.
- Pilon-Smits, E. 2005. Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant. Biol.* 56:15-39.
- Poggi-Varaldo, H.M. & N. Rinderknecht-Seijas. 2003. A differential availability enhancement factor for the evaluation of pollutant availability in soil treatments. *Acta Biotechnol.* 23:271-280.
- Poggi-Varaldo H.M., N. Rinderknecht-Seijas & S. Caffarel-Mendez. 2002. Irreversibilidad en el comportamiento adsor-

- vo-desortivo de contaminantes en suelos y sedimentos: evaluación cuantitativa por medio de un coeficiente de histéresis diferencial. *Interciencia* 27:180-185.
35. Radwan, S.S. & H.R. Al-Hasan. 2000. Oil pollution and cyanobacteria. In B.A. Whitton & M. Potts (Eds). *The ecology of cyanobacteria*. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands. pp. 307-319.
 36. Rivera-Cruz, M.C., R. Ferrera-Cerrato, P. Sánchez-García, V. Volke-Haller, L. Fernández-Linares & R. Rodríguez-Vázquez. 2004. Decontamination of soil polluted with crude petroleum using indigenous microorganisms and aleman grass [*Echinochloa polystachya* (HBK) Hitchc.]. *Agrociencia*. 38:1-12.
 37. Robles-González I., E. Ríos-Leal, I. Sastre-Conde, R. Ferrera-Cerrato, S. Caffarel-Méndez & H.M. Poggi-Varaldo. 2003. Effect of supplementary organic carbon source and electron acceptors on the removal of 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid in slurry bioreactors. In M. Pellei, A. Porta & E. Hincsee. (Eds). *Characterization of Contaminated Sediments*. Battelle. Paper G-08 ISBN. 1-57477-143-4.
 38. Robles-González I., E. Ríos-Leal, R. Ferrera-Cerrato, F. Esparza-García, N. Rinderknecht-Seijas, & H.M. Poggi-Varaldo. 2006a. Bioremediation of a mineral soil with high contents of clay and organic matter contaminated with herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid using slurry bioreactors: effect of electron acceptor and supplementation with an organic carbon source. *Process Biochem.* (In press).
 39. Robles-González I.V., E. Ríos-Leal, J. Galíndez-Mayer, S. Caffarel-Méndez, J. Barrera-Córtes, F. Esparza-García & H.M. Poggi-Varaldo. 2006b. Comportamiento adsorptivo-desorptivo del lindano en un suelo agrícola. *Interciencia*. 31:305-308.
 40. Robles-González I.V., E. Ríos-Leal, F. Esparza-García, J. Barrera-Córtes, R. Ferrera-Cerrato, J. Galíndez-Mayer, S. Caffarel-Méndez & F. Fava. 2006c. A minireview on slurry bioreactors for bioremediation of soils and sediments. 6th Battelle International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds. (In press).
 41. Sánchez, E.P., O. Monroy, R.O. Cañizares, L. Travieso & A. Ramos. 1995. A preliminary study of piggery waste treatment by an upflow sludge bed anaerobic reactor and a packed bed anaerobic reactor. *J. Agric. Engng. Res.* 62:71-76.
 42. SEMARNAT. 2004. SEMARNAT: Aumento la descarga de contaminantes por PEMEX. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. URL: <http://portal.semarnat.gob.mx/comunicacion-social/s2004-31-12.shtml>.
 43. Semple, K.T., B.R. Cain & S. Schmidt. 1999. Biodegradation of aromatic compounds by microalgae. *FEMS Microbiol. Lett.* 170:291-300.
 44. Sevrin-Reyssac J. 1998. Biotreatment of swine manure by production of aquatic valuable biomasses. *Agric. Ecosystems Environ.* 68:177-186.
 45. Shelef, G. 1979. The combination of algae and anaerobic wastes treatment in a bioregenerative farm system. *Food Nutr. Bull. Suppl.* 2:105-113. The United Nations-University of Tokyo.
 46. Shelef, G. & E. Sandbank. 1979. Algal treatment of Tel Yossel dairy waste treatment in a bioregenerative farm system. *Food Nutr. Bull. Suppl.* 2:105-133. The United Nations-University of Tokyo.
 47. Shelef, G., M. Shwartz & H. Schechter. 1973. Prediction of photosynthetic biomass production in accelerated algal bacterial wastewater treatment system, pp. 181-189. In S.H. Jenkins (Ed.). *Advances in Water Pollution Research*. Pergamon Press, Oxford, U.K.
 48. Siciliano, S.D. & J.J. Germida. 1998. Mechanisms of phytoremediation: biochemical and ecological interactions between plants and bacteria. *Environ. Rev.* 6:65-79.
 49. Siciliano, S.D., N. Fortin, A. Mihoc, G. Wisse, S. Labelle, D. Beaumier, D. Oullette, R. Roy, L.G. White. M.K. Banks, P. Schwab, K. Lee & C.W. Greer. 2001. Selection of specific endophytic bacterial genotypes by plants in response to soil contamination. *Appl. Environ. Microbiol.* 67:2469-2475.
 50. Stegmann, R., S. Lotter & J. Heerenklage. 1991. Biological treatment of oil contaminated soil in bioreactor, pp. 188-208. In R.E. Hincsee & R.E. Offenbuttel (Eds). *On-Site Bioremediation for xenobiotic and hydrocarbon treatment*. Butterworth-Heinemann. Oxford, U.K.
 51. Susarla, S., V.F. Medina & S.C. McCutcheon. 2002. Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination. *Ecol. Engineer.* 18:647-658.
 52. Terry, P.A. & W. Stone. 2002. Biosorption of cadmium and copper contaminated water by *S. abundans*. *Chemosphere* 47:249-255.
 53. Thomas, J.M., C.H. Ward, R.L. Raymond, J.T. Wilson & R.C. Loehr. 1992. *Bioremediation*. Encyclopedia of Microbiology. Academic Press. San Diego, California.
 54. Toumi, A., A. Nejmeddine & B. El-Harmouri. 2000. Heavy metal removal in waste stabilisation ponds. *Wat. Sci. Technol.* 42:17-21.
 55. Travieso L, E. Sánchez, R. Borja, F. Benítez, M. León & M.F. Colmen-Arejo. 2004. Evaluation of a laboratory and full-scale microalgae pond for tertiary treatment of piggery waste. *Environ. Technol.* 25:565-576.
 56. Van Den Munckhof, G.P.M. & M.F.X. Veul. 1993. Production scale trials on the decontamination of oil-polluted soil in a rotating bioreactor at field capacity. Demonstration of remedial action technologies for contaminated land and groundwater. Final report Vol. 2, Part 2, NATO/CCMS.
 57. Walker, D.J., R.R. Colwell, & L. Petrakis. 1975. Degradation of petroleum by an alga, *Prototheca zopfii*. *Appl. Microbiol.* 30: 79-81.
 58. Warshawsky, D., T. Cody, M. Radike, R. Reilman, B. Schumann, K. Ladow & J. Schneider. 1995. Biotransformation of benzo[a]pyrene and other polycyclic aromatic hydrocarbons and heterocyclic analogs by several green algae and other algal species under gold and white light. *Chem-Biol. Interact.* 97:131-148.
 59. Zavala-Cruz, J., F. Gavi-Reyes, R.H. Adams-Schroeder, R. Ferrera-Cerrato, D. Palma-López, H. Vaquera-Huerta & J.M. Domínguez-Ezquivel. 2005. Oil spills on soils and adaptation of tropical grass in Activo Cinco Presidentes, Tabasco, Mexico. *Terra Latinoamer.* 23:293-302.

Correspondencia:

Ronald Ferrera-Cerrato

Área de Microbiología, Colegio de Postgraduados Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km. 36.5. Montecillo, Estado de México. C.P. 56230. Tel-Fax (595) 952-0287. Correo electrónico: ronaldfc@colpos.mx