



FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES
CARRERA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

“USO DE PSEUDOMONAS PARA BIORREMIEDIAR
SUELOS CONTAMINADOS CON PLAGUICIDAS
ORGANOFOSFORADOS”

Trabajo de Investigación para optar el grado académico de:
BACHILLER EN INGENIERA AMBIENTAL

Presentado por:

Vania Ivonne La Rosa Caballero

Asesor:

Ing. Llermé Navarro Vásquez

Lima – Perú

2019



RESOLUCIÓN DIRECTORAL ACADÉMICA DE CARRERA N°099-2019-DACIA-DAFCA-CIENTIFICA

FACULTAD DE CIENCIAS AMBIENTALES / CARRERA DE INGENIERIA AMBIENTAL

Lima 28 de junio de 2019

VISTO:

La revisión realizada y la aprobación de Trabajo de Investigación titulado: **Uso de pseudomona para biorremediar suelos contaminados con plaguicidas organofosforados**, presentado por:

- **Vania Ivonne La Rosa Caballero**

CONSIDERANDO:

Que, de acuerdo al Reglamento General de la Universidad Científica del Sur y los reglamentos de pregrado para obtener el grado de Bachiller en **Ingeniera Ambiental** en la **Facultad de Ciencias Ambientales**, se debe desarrollar un trabajo de investigación.

Que, de acuerdo a la normativa vigente de la Universidad Científica del Sur, en uso de las atribuciones conferidas al Director Académico de Carrera.

SE RESUELVE:

Aprobar e inscribir el trabajo de investigación titulado: **Uso de pseudomona para biorremediar suelos contaminados con plaguicidas organofosforados** con N° de registro de la carrera: **006-FCA-IAM**.

Nombrar al docente/colaborador **Ing. Llermé Navarro Vásquez** como asesora de dicho trabajo de investigación.

Regístrese, comuníquese y archívese.



Mg. Gonzalo Francisco Flores Hoca
Director Académico de Carrera
Ingeniería Ambiental

USO DE PSEUDOMONAS PARA BIORREMEDIAN SUELOS CONTAMINADOS CON PLAGUICIDAS ORGANOFOSFORADOS

Vania La Rosa¹ y Llermé Navarro Vásquez¹

¹*Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad Científica del Sur.*

RESUMEN

Los organofosforados son plaguicidas que tienen una estructura química que consiste en ésteres de ácido fosfórico con una variedad de alcoholes y se caracterizan por ser tóxicos y moderadamente persistentes en el ambiente, son utilizados extensivamente como herbicidas para el control de plagas en diferentes cultivos. Existen factores bióticos y abióticos que afectan el destino final de los organofosforados en el ambiente, los cuales en algunos casos pueden generar procesos de contaminación. Se han estudiado diferentes técnicas de remediación de estos plaguicidas, determinando que las bacterias son las principales degradadoras. Se determinó que las especies *Pseudomona aeruginosa*, *Pseudomona putida* y *Pseudomona fluorescens* presentan alta capacidad de degradación de estos compuestos.

Palabras clave: Organofosforados, Pseudomonas, Biorremediación

ABSTRACT

Organophosphates are pesticides that have a chemical structure consisting of esters of phosphoric acid with a variety of alcohols and are characterized by being toxic and moderately persistent in the environment, they are used extensively as herbicides for the control of pests in different crops. There are biotic and abiotic factors that affect the final fate of organophosphates in the environment, which in some cases can generate pollution processes. Different techniques of remediation of these pesticides have been studied, determining that bacteria are the main degraders. It was determined that the species *Pseudomonas aeruginosa*, *Pseudomonas putida* and *Pseudomonas fluorescens* present high degradation capacity of these compounds.

Key words: Organophosphorus, Pseudomonas, Bioremediation.

INTRODUCCIÓN

Los plaguicidas son sustancias destinadas a prevenir, destruir o controlar cualquier plaga que cause perjuicio en plantas o animales (FAO 2006). El uso de los plaguicidas es variado; sin embargo, el 85% de estos está destinado específicamente para su uso en la agricultura (Del Puerto Rodríguez *et al.* 2014) y el 15% restante se emplea en salud pública y hogares (Varona *et al.* 2012). Del total de plaguicidas que se fabrican en el mundo el 48,3% corresponden a herbicidas, el 27,5% a insecticidas, el 18,6% a fungicidas, el 1,5% a productos biológicos y el 4,1% a otros productos (Gonzales & Bernal 2000). A nivel mundial la elaboración de plaguicidas orgánicos sintéticos se incrementó a partir del siglo XX (García-Gutiérrez & Rodríguez-Meza 2012) y se estima que su uso se amplió entre 4 y 5,4% en algunas regiones a lo largo de los últimos 35 años (FAO 2002), siendo América Latina quien usa el 13,4% de total de ellos (Gonzales & Bernal 2000).

Los daños producidos por las plagas agrícolas pueden causar la reducción hasta del 40% de producción (Badii & Valera 2008); sin embargo, la sobreutilización de plaguicidas para combatirlos ha generado que de los 750 millones de hectáreas de suelos agrícolas con los cuales cuenta Latinoamérica, el 33% sea degradado (Zumárraga 2009) y se calcule daños al ambiente alrededor de 100 000 millones de USD/año (Gonzales & Bernal 2000). Asimismo, han generado aproximadamente entre 500 000 y 1 millón de intoxicaciones anuales y entre 5 000 y 20 000 muertes (Varona *et al.* 2012) sucediendo en Latinoamérica el 50% de las intoxicaciones y el 75% de las muertes a causa de ellos (Villaamil *et al.* 2013)

Existen alrededor de 50 000 tipos de compuestos organofosforados (Jaramillo *et al.* 2016) los cuales son usados como insecticidas desde 1940 para tratar aproximadamente el 40% de las cosechas (Ferrer 2003) con el fin de combatir las plagas (Karam *et al.* 2004). Asimismo, se comprobó Latinoamérica es parte de los países que contienen más de 100 000 toneladas métricas de este tipo de pesticida en desuso lo cual es un peligro potencial de filtración en suelo y agua (Ortiz-Hernández & Sánchez-Salinas 2010).

El objetivo del trabajo fue identificar bibliografía disponible sobre el uso de *Pseudomonas* para recuperar suelos contaminados con plaguicidas organofosforados que permita informar y fundar conocimiento en la población acerca del daño que causa el uso de estos

sobre el ambiente, principalmente en suelos. Asimismo, busca obtener el interés de agricultores y autoridades en temas de recuperación de suelos como es el caso del uso de la biorremediación microbiana.

MARCO TEÓRICO

1. Suelos contaminados

Los suelos contaminados son aquellos que presentan sustancias químicas en concentraciones mayores a las normales, capaces de causar daños a cualquier organismo (FAO 2015). La SWSR (World's Soil Resources Report) señala que la contaminación de suelos es uno de los principales problemas debido a que no solo afecta al suelo sino también a los servicios ecosistémicos que estos proveen. Las principales fuentes antropogénicas de contaminación de suelos son los químicos usados o producidos en actividades industriales, domésticas, ganaderas; además de los desechos municipales, los agroquímicos y productos derivados del petróleo; sin embargo, algunos contaminantes también pueden ser de origen natural. La única estimación de suelos contaminados fue realizada en los años 90 encontrando que alrededor de 22 millones de hectáreas de suelos en el mundo han sido afectados por la contaminación (FAO 2018).

1.1 Fuentes de contaminación de suelos

La contaminación de los suelos ha sido causada por largos periodos de actividades antropogénicas. Las principales fuentes antropogénicas de contaminación de suelos con las actividades industriales, la minería, las infraestructuras urbanas y de transporte, la generación y eliminación de residuos de alcantarillado, las actividades militares y finalmente las actividades agropecuarias (FAO 2018). Los principales contaminantes en el suelo son los metales pesados y metaloides (Prieto *et al.* 2009), producidos por la actividad minera; nitrógeno y fosforo (Alfaro & Salazar 2005), producidos por las actividades industriales y ganaderas; los plaguicidas (Varona *et al.* 2012), usados en las actividades agropecuarias; los hidrocarburos aromáticos policíclicos (García-Torres *et al.* 2011), contaminantes orgánicos persistentes, radionucleidos (Escribano *et al.* 2014), contaminantes emergentes y microorganismos patógenos (Quintero *et al.* 2010).

1.2 Suelos contaminados con plaguicidas

Los suelos con fines agrícolas son aquellos que tienen la capacidad de conservar sus propiedades físicas, químicas y biológicas para brindar agua y nutrientes necesarios a las

plantas (García *et al.* 2012). Según la FAO, este tipo de suelo comprende cerca de 50-70% de las tierras globales (FAO, 2018). Latinoamérica cuenta con 750 millones de hectáreas de este tipo de suelo; sin embargo, alrededor del 33% se encuentra degradado a causa de su uso inadecuado (Zumárraga 2009). Los plaguicidas pueden ingresar a los suelos de diferentes formas como aplicaciones directas, derrames, disposición final, entre otros (Sánchez & Ortiz, 2011) lo cual causa que los suelos sean altamente susceptibles a ser contaminados por ellos y tener una repercusión para que estos cumplan adecuadamente sus funciones (Leal *et al.* 2014)

2. Plaguicidas

Se denomina plaguicidas a las sustancias químicas que se transforman a nivel fisicoquímico y biológico cuando se encuentran en el ambiente, afectando diferentes niveles de un ecosistema. Estas pueden ser transportadas por diversos medios como el agua y el aire, lo que les facilita llegar a grandes distancias (García Gutiérrez & Rodríguez-Meza 2012). El proceso de transporte está ligado a ciertas características que presenta cada plaguicida tales como: coeficiente de partición octanol/agua y de carbono orgánico/agua, constante de disociación ácida y básica, el índice potencial de lixiviación y presión de vapor (Narváez *et al.* 2012). Por otro lado, también pueden generar impactos en la salud de las personas debido a su bioacumulación en la cadena alimentaria y a la exposición de las personas a ellos en el ámbito ocupacional (Campos & Palacios 2010), todo ello debido a que de los millones de toneladas de plaguicidas que son aplicados en la agricultura intensiva solo el 1% llega realmente al cultivo (Jaramillo *et al.* 2013).

2.1 Impacto en el ambiente

Los plaguicidas pueden tener un fuerte impacto en los ecosistemas debido a que por sus características y aplicaciones puede contaminar el aire, agua y suelo (Castrejón *et al.* 2004). La contaminación del aire se genera cuando los plaguicidas son aplicados por medios aéreos para combatir los insectos voladores puesto que el tamaño de las partículas facilita su transporte a zonas fuera del área de tratamiento lo cual contribuye a la contaminación de los lugares donde se sedimentan (Del Puerto *et al.* 2014). La contaminación de suelos se da cuando se realizan tratamientos específicos ya que los plaguicidas pueden permanecer largo tiempo en los suelos alterando sus características fisicoquímicas (Leal *et al.* 2014). Con respecto a la contaminación del agua los plaguicidas pueden persistir por largos periodos en las aguas subterráneas y superficiales

pudiendo llegar a afectar a los organismos que las consuman (Jurado & Mercado 2017). Además, los plaguicidas conceden al agua potable olores y sabores desagradables.

Por otro lado, dentro de los efectos nocivos de los plaguicidas en los ecosistemas se puede considerar la resistencia que ha generado en algunas especies de insectos a los herbicidas y fungicidas, la reducción de las poblaciones benéficas ya sean plantas o animales, y la persistencia de plaguicidas en el agua, suelo y organismos (Restrepo 1988).

2.2 Clasificación de los plaguicidas

Existen diversas formas de clasificar a los plaguicidas, las más comunes las catalogan según su toxicidad o su función química (Fernández *et al.* 2010). Para la clasificación según su toxicidad se tiene en cuenta el DL50 (dosis letal 50) y clasifica a los plaguicidas como: Categoría I - Extremadamente tóxicos (ET), Categoría II- Altamente tóxicos (AT), Categoría III- Medianamente tóxicos (MT) y Categoría IV- Ligeramente tóxicos (LT) (Gil *et al.* 2012). Asimismo, está estipulado a nivel internacional que los envases y empaques deben indicar la categoría toxicológica del contenido con bandas de color rojo cuando son ET, amarillo cuando son AT, azul para referirse a lo MT y verde para los LT (Moya & Benencia 2014). Según su función pueden determinarse como: insecticidas, herbicidas; fungicidas y rodenticidas (Perdomo *et al.* 2016). Por otro lado, según su naturaleza química pueden ser inorgánicos, si son producidos a partir de metales; vegetales, si son extraídos de algunas de plantas; organosintéticos, si son elaborados en laboratorios y microorganismos vivos.

Hoy en día la mayoría de plaguicidas son organosintéticos (Sanchez-Saavedra *et al.* 2012), los cuales en su estructura química tienen carbono y se les integra elementos del petróleo. La clasificación de estos plaguicidas organosintéticos de acuerdo a su composición química es: organoclorados, organofosforados, carbamatos, piretrinas y organomercuriales (Riccioppo 2011, Alvarado-Mejía 1992). En la Tabla 1 se presentan datos generales y ejemplos de algunos organosintéticos.

Tabla 1. Datos generales de plaguicidas de tipo organosintéticos

Tipo de plaguicida	Características	Efectos	Ejemplos
Organoclorados	<p>Presentan alto coeficiente octanol-agua, baja solubilidad, elevada persistencia (Nag & Raikwar, 2008). Además, se adsorben en materia orgánica, tienen baja movilidad y se consideran altamente tóxicos. (Hernández & Hansen 2011)</p> <p>Capacidad de bioamplificación y bioacumulación (Patterson <i>et al.</i> 2009, Guglielmo <i>et al.</i> 2009)</p>	<p>Efectos tóxicos en humanos como: teratogénesis, disrupción endocrina, alteraciones en el sistema nervioso central, entre otros (Dalvie <i>et al.</i> 2004, Ennaceur <i>et al.</i> 2008)</p> <p>Afecta a todos los niveles tróficos de los ecosistemas acuáticos, a la composición de las poblaciones de microorganismos del suelo, la supervivencia y reproducción de aves, entre otros. (Domínguez <i>et al.</i> 2011)</p>	<p>DDT, Lindano, Dicofol, Endosulfan, Dieldrin, Aldrin, Heptacloro, HCH.</p>
Carbamatos y ditiocarbamatos	<p>Presentan gran inestabilidad química y tensión molecular, además de menor</p>	<p>Efectos carcinogénicos y alto potencial cardiotóxico (Colosio <i>et al.</i></p>	<p>Mancozeb</p>

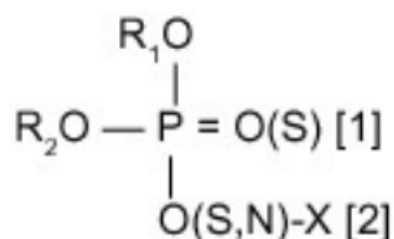
	persistencia y toxicidad (Narváez <i>et al.</i> 2012)	2002, Lin <i>et al.</i> 2007)	
Organofosforados	Liposolubles, volátiles, toxicidad variable Menor persistencia que los organoclorados (Narváez <i>et al.</i> 2012)	Tiene efectos tóxicos sobre algunos mamíferos e insectos y efectos muy tóxicos para peces y aves (Badii & Varela 2015)	Paration, Mevinphos, Azinfos Metil, Diazinon, Metamidofos, Monocrotofos, Coumafos
Piretroides	Compuestos de piretrinas sintéticos. Presentan baja capacidad para acumularse (Ramírez & Lacasaña 2001)		Aletrina, Fenvalerato
Organomercuriales	Derivados de la combinación de mercurio con carbono. Tienen alta capacidad de bioacumulación y biotransformación (Lemos <i>et al.</i> 2011)	Puede causar diversos riesgos en la salud humana debido a que afecta el sistema nervioso, digestivo, ocular, renal, además de tener efectos teratogénicos (Lemos <i>et al.</i> 2011)	Metilmercurio, Etilmercurio, Timerosal

2.3 Plaguicidas organofosforados

Los organofosforados tienen una estructura química que consiste en ésteres de ácido fosfórico con una variedad de alcoholes. En la Imagen 1 se presenta la fórmula estructural de los compuestos organofosforados donde R1 y R2 son radicales alquilo y el grupo X depende de cada especie química (Obiols 2013). Están divididos en 14 grupos de los

cuales los más importantes son los fosfatos que cuentan con un O en las posiciones [1] y [2], los tionatos que tienen un S en la posición [1] y un O en [2], los tiolatos con un S en [2] y un O en [1], los tiolotionatos que cuentan con un S en [1] y en [2], los fosfanatos que tienen solo R1 en lugar de R1O y un O o S en [1] y un O en [2] y finalmente los fosforoamidatos que presentan un O en [1] y un N en [2] (Badii & Varela 2008).

Imagen 1: Fórmula estructural de los compuestos organofosforados



Estos compuestos pueden ser usados como insecticidas, nematocidas, herbicidas, fungicidas, plastificantes y fluidos hidráulicos (Cardona & Giraldo 2008). Por lo general son biodegradables y poco persistentes debido a que sus enlaces fosfoester son más fáciles de degradar en el ambiente (Campos & Palacios 2010, Narváez *et al.* 2012). Asimismo, existen diversos estudios donde se pone en evidencia la capacidad de diversos microorganismos, en especial las bacterias, para degradar estos compuestos organofosforados (Marín & Jaramillo 2015, Jaramillo *et al.* 2016, Hernández- Ruiz *et al.* 2016, Yáñez-Ocampo *et al.* 2010, Ortiz-Hernández & Sanchez-Salinas 2010, Duran & Ladera 2016)

3. Tecnologías de remediación

Las tecnologías de remediación involucran diferentes operaciones que permiten alterar la composición de una sustancia peligrosa o contaminante utilizando mecanismos químicos, físicos o biológicos (Cartaya *et al.* 2011). Estas tecnologías pueden clasificarse según tres principios: la estrategia de remediación que usan, como destrucción, extracción o inmovilización del contaminante; el lugar en que se realiza el proceso, que puede ser in situ o ex situ o según el tipo de tratamiento que puede ser físico químico, térmicos o biológico (Trejo 2002).

3.1 Tecnología de remediación biológica (biorremediación)

Según la Oficina de Evaluación de Tecnologías del Congreso de los EEUU la biorremediación es la incorporación de organismos que aceleren el proceso de degradación de sustancias tóxicas en sitios contaminados, lo que permite transformar los compuestos tóxicos en otros menos tóxicos o inocuos. Watanabe (2001) señala que la biorremediación es una tecnología que utiliza la capacidad de degradación de los microorganismos para limpiar terrenos o aguas contaminadas. Trejo (2002) menciona que este proceso incluye reacciones de oxidorreducción, procesos de sorción e intercambio catiónico y reacciones de acomplejamiento y quelación. Asimismo, la biorremediación es capaz de utilizar organismos autóctonos o exógenos, puede realizarse *in situ* o *ex situ* y realizarse en condiciones aerobias o anaerobias (Martínez-Prado *et al.* 2011).

3.1.1 Ventajas e inconvenientes de la biorremediación

Las principales ventajas de la biorremediación son su amplio ámbito de aplicabilidad (Llamas *et al.* 2004), debido a que puede aplicarse en sólidos como suelos, sedimentos, lodos y residuos; en líquidos como aguas superficiales, subterráneas o residuales y gases (Gonzales- Rojas, 2011); su accesibilidad, debido a que es muy económica; su poca agresividad con el medio; su capacidad de ser integrada con otras tecnologías en cadena, lo que permite tratar los residuos mezclados y complejos (González-Chávez *et al.* 2017, Garzón *et al.* 2017) y la posibilidad del uso de productos renovables (Singh *et al.* 2008, Rodríguez *et al.* 2010, Vizcaino & Fuentes 2015, Medellín *et al.* 2017). Por otro lado, algunas limitaciones son los requerimientos de tiempo más extensos (Di Paola & Vicien 2010), la necesidad de verificación de ciertas características del medio para que el proceso se desarrolle adecuadamente y la necesidad de verificar la toxicidad de los productos intermedios.

3.1.2 Factores importantes en el proceso de biorremediación

Los principales requerimientos durante el proceso de biorremediación involucran la estructura de suelo, debido a que los factores de granulometría y textura pueden afectar la entrada de aire, agua y nutrientes así como también la movilidad del contaminante (Manzano-Agugliaro *et al.* 2010); la estructura del contaminante, ya que de ello depende su capacidad para ser biodegradado (Riojas *et al.* 2010); la temperatura y pH, puesto que son factores que influye en la actividad metabólica de los microorganismos y la tasa de degradación de los contaminantes (Mariscal *et al.* 2013, Sánchez-Chávez *et al.* 2015,

Chirinos et al. 2010, Arrieta et al. 2012); los nutrientes, debido a que son necesarios para el crecimiento y desarrollo de los organismos que viven el suelo; la humedad, a causa de que es un factor importante para la perduración de los microorganismos en el suelo y también influye en la estructura y función de las comunidades microbianas (Rufete et al. 2006); finalmente también está considerado el número de comunidades microbianas (Chirinos et al. 2010) puesto que es necesario una manifestación mínima de 1×10^3 UFC/gps para que la degradación microbiana sea aceptable (EPA 2008).

3.1.3 Técnicas de biorremediación

Fitorremediación

La fitorremediación es un conjunto de mecanismos que usa plantas y microorganismos asociados a ellas para minimizar la concentración de compuestos que pueden ser dañinos para el ambiente (Delgadillo-López et al. 2011). Este tipo de remediación tiene mecanismos basados en procesos fisiológicos de las plantas (Thangavel & Subbhuraam 2004, Ghosh & Singh 2005) las cuales generan procesos de contención como la fitoestabilización, que permite retener los contaminantes en el suelo y reducir su biodisponibilidad mediante la adsorción y acumulación en las raíces (Carpena & Bernal 2007); la rizofiltración, que es usada para eliminar contaminantes del agua o efluentes (Guevara et al. 2008); la fitoinmovilización, que mediante la producción de compuestos químicos minimiza la biodisponibilidad de los contaminantes (Delgadillo-López et al. 2011) ; o procesos de eliminación como la fitovolatilización, que se produce cuando algunos contaminantes absorbidos por la plantas llegan hasta las hojas y se evaporan o volatilizan (López-Martínez et al. 2005); la fitoextracción, que usa las raíces de las plantas para extraer contaminantes y acumularlo en tallos y hojas (Ortiz-Cano et al. 2009) y la fitodegradación que convierte a los contaminantes orgánicos en productos inocuos utilizando los microorganismos asociados a las plantas.

Dentro de las ventajas que presenta este proceso se considera su eficiencia para remediar contaminantes orgánicos e inorgánicos, su baja necesidad de energía; además que es poco nocivo para el medio, mejora las propiedades físicas y químicas de suelo y finalmente se es aplicable en suelo, agua, aire y sedimentos. No obstante, presenta algunas limitaciones debido a que en algunas especies de plantas el proceso es un poco lento, el alcance de la remediación se limita al tamaño de la rizosfera de la planta, no se puede realizar en ambientes con concentraciones de contaminantes muy alta, algunos contaminantes luego

de la extracción tienen probabilidad de volver a ser liberados al ambiente y por último requiere de áreas relativamente grandes. (Delgadillo-López et al. 2011).

Remediación con microorganismos

Este tipo de remediación puede ser realizada por cualquiera de los microorganismos que se encuentran en el suelo, los cuales pueden ser bacterias, actinomicetos, hongos, algas y protozoarios (Castrejón et al. 2004). Estos pueden encontrarse en distintas profundidades del suelo, en la Tabla 2 se muestra su distribución en los diferentes horizontes que este tiene. Los microorganismos son los más usados para el proceso de remediación debido a que producen enzimas, como ligninasas, lacasas, peroxidasas, polifenoloxidasas y enterasas, que aceleran el proceso de degradación de contaminantes (Sánchez & Ortiz, 2011); sin embargo, el potencial de degradación está determinado tanto por las condiciones ambientales como por la presencia de ciertos tipos de microorganismos (Narváez et al. 2012). Llamas et al. (2004) & King et al. (1997) señalaron que los factores que pueden limitar o impedir este tipo de degradación son la carencia de nutrientes esenciales para los microorganismos, la ausencia de receptores de electrones adecuados o de buenas condiciones medioambientales y finalmente la ausencia de poblaciones microbianas.

Tabla 2. Distribución de microorganismos en diferentes horizontes del suelo

Profundidad (cm)	Bacterias aerobias	Bacterias anaerobias	Actinomicetos	Hongos	Algas
3-8	7,800	1,950	2,080	119	25
20-25	1,800	379	245	50	5
35-40	472	98	49	14	0,5
65-75	10	1	5	6	0,1
135-145	1	0.4	-	3	-

Fuente: Castrejón et al. (2004)

Existen diversos procesos que usan a los microorganismos para la extracción de contaminantes del suelo (Gómez et al. 2009), En primer lugar está la atenuación natural, la cual es una tecnología intrínseca que permite la remoción de compuestos orgánicos y la reducción de las concentraciones de los contaminantes (Sanchez & Rodriguez 2003), esta se realiza in situ y abarca subprocesos como la biodegradación, dispersión, dilución, sorción, volatilización, y/o estabilización química o biológica de los contaminantes

(Rodríguez et al. 2010); por otro lado se encuentra la bioestimulación que es un proceso donde se adicionan nutrientes y aceptores de electrones (AEs) con el fin de estimular el metabolismo y la velocidad de crecimiento de los degradadores (Vallejo *et al.* 2005), además puede emplear sales inorgánicas simples o fertilizantes inorgánicos (García *et al.* 2011) y finalmente se considera la bioaumentación, mediante el cual se adiciona microorganismos degradadores nativos al sitio contaminado (Pino et al. 2012); no obstante, Windevoxhel et al. (2011) señala que los microorganismos inoculados también pueden ser exógenos, los cuales previamente han sido multiplicados *in vitro* y que tienen la capacidad comprobada de degradar contaminantes.

4. Biorremediación con *Pseudomonas*

Las especies que corresponden al género *Pseudomonas* son bacilos Gram negativo aerobias que ocupan alrededor del 3-15% de bacterias presentes en el suelo (Bastidas & Cedeño 2016) y que poseen una gran capacidad metabólica variable, lo cual les permite sobrevivir en condiciones poco favorables (Di Martino 2015). Estas bacterias son capaces de utilizar diferentes compuestos como fuente de carbono y energía formando productos menos complejos (Gómez *et al.* 2008) lo que permite su utilización en los procesos de biorremediación.

Los rangos de temperatura para el crecimiento de *Pseudomona sp.* es entre un límite mínimo de 4°C, un límite óptimo de 35°C y un límite máximo de 41°C; asimismo, la humedad en la cual presentan mejores tasas de degradación son entre 30 % a 90% y un pH mayor a 6 (Bastidas & Cedeño 2016).

La vía principal que usan las especies de este género para la degradación es la vía hidrolítica, en el cual actúa la enzima carbamato hidrolasa formando un metabolito llamado 7-fenol (2,3-dihidro-2,2-dimetil-3,7-dihidroxibenzofuran) (Molano & Flórez 2016).

4.1 Eficiencia de las *Pseudomonas* en la biorremediación

Golovlera *et al.* (1990) señalaron que las *pseudomonas* son las bacterias más eficientes en la degradación de compuestos tóxicos. Se ha demostrado la capacidad que tienen las *Pseudomonas* para degradar plaguicidas con un porcentaje de degradación aproximado de 90% frente a especies de hongos como *Sordaria superba* y *Absidia fusca* con un porcentaje de degradación de alrededor de 40%- 50% (Ali & Lozada 2011). Asimismo,

Otiniano (2010) encontró que el porcentaje de eficiencia en la degradación de compuestos orgánicos por parte de las *Pseudomonas sp.* fueron mayores frente a un consorcio y la especie *Bacillus*.

4.2 Especies importantes de *Pseudomonas* en biorremediación

Las especies de *Pseudomonas* más destacadas en la literatura gracias a que han demostrado mayor capacidad para la degradación de plaguicidas, entre ellos los organofosforados, son las especies *Pseudomona aeruginosa*, *Pseudomona putida* y *Pseudomona fluorecens* (Jaramillo 2016, Zhang *et al.* 2011, Gómez *et al.* 2008, Flores 2016)

La especie *Pseudomona aeruginosa* fue descubierta por Schroeter en el año 1872 y fue quien le asignó el nombre “*aeruginous*” debido al color similar del cobre oxidado (Nakano *et al.* 2015). Esta bacteria tiene una gran capacidad de resistencia a ambientes agresivos, adversos y cambiantes (Bastidas & Cedeño 2016). Asimismo, es capaz de degradar compuestos alifáticos, aromáticos y poliaromáticos (Riojas *et al.* 2010). Antolinez *et al.* (2001) encontró que la cepa *Pseudomona aeruginosa* CH7 es promissora para la biorremediación de organofosforados. Sin embargo, una de las desventajas del uso de la especie *Pseudomona aeruginosa* en los procesos de remediación es la capacidad que presentan de generar problemas a la salud debido a su alta patogenicidad (Gutiérrez *et al.* 2017)

La especie *Pseudomona putida* es una bacteria de fácil manipulación genética que es capaz de compuestos aromáticos y xenobióticos (Niño & Torres 2010). Asimismo, es considerada un saprofito suelo y es metabólicamente versátil. Narváez *et al.* (2012) encontró evidencia de que los organofosforados pueden ser fácilmente degradados por bacterias de este tipo, logrando obtener productos de degradación con una menor toxicidad para los organismos expuestos a ellos.

La especie *Pseudomona fluorecens* generalmente tiene un metabolismo sumamente versátil, pertenece al grupo que realizan el ciclo de los ácidos tricarbóxicos con la finalidad de oxidar sustratos (Pérez 2018). Diversos estudios han determinado que tiene capacidad de unirse a la rizosfera logrando así procesos de control biológico (Canchignia *et al.* 2015)

CONCLUSIONES

Los plaguicidas son sustancias necesarias para las diversas actividades que realiza el hombre como la ganadería, agricultura, entre otros; sin embargo, su uso sin limitaciones conlleva a serios procesos de contaminación en el medio. Los organofosforados, a pesar de que son menos persistentes que los organoclorados, también han generado impactos de gran magnitud. Para eliminarlos del ambiente, el uso de microorganismos es un mecanismo importante debido a la ventaja que tienen para la producción de enzimas que facilitan la degradación de este tipo de compuestos.

Las *Pseudomonas* son consideradas como una de las especies de bacterias más importantes en el proceso de biorremediación debido a su comprobada capacidad de degradación. Las especies más estudiadas en este ámbito son *Pseudomonas aeruginosa*, *Pseudomonas putida* y *Pseudomonas fluorescens*. Estas especies se caracterizan por ser resistentes al cambio y tener la capacidad de metabolizar ciertos compuestos usándolos como única fuente de carbono. Por otro lado, solo en el caso de la especie *Pseudomonas aeruginosa* se ha encontrado riesgo de impacto en la salud.

BIBLIOGRAFÍA

Alfaro, M., & Salazar, F. 2005. Ganadería y contaminación difusa, implicancias para el sur de Chile. *Agricultura Técnica*, 65(3), 330-340.

Ali, N. & Lozada, J. 2011. Uso de la biorremediación para el saneamiento de sustratos contaminados por petróleo en el oriente de Venezuela. *Ecodiseño & Sostenibilidad*, 3, 227-236

Akintui, M., Alcantara, H., Alva, A., Castillo, H., Huayan, J., & LLenque, L. (2018). *Pseudomonas fluorescens* de suelos agrícolas degradadoras de herbicida ácido 2,4 Diclorofenoxiacético. *Revista REBIOLEST*, 3(2), 9-13.

Antolinez N, Acero S, Mertinez-Nieto P, Bernal-Castillo J. 2001. Biodegradation of Malathion by marine bacteria isolated from the Colombian Cartagena-Bay. Regulación de la fertilidad en agroecosistemas de los Andes tropicales. Ponencia presentada en: IV Simposio Internacional Desarrollo Sustentable en los Andes. La estrategia para el siglo XXI; Mérida, Venezuela.

Arrieta Ramírez, O. M., Rivera Rivera, A. P., Arias Marín, L., Rojano, B. A., Ruiz, O., & Cardona Gallo, S. A. 2012. Biorremediación de un suelo con diésel mediante el uso de microorganismos autóctonos. *Gestión y Ambiente*, 15(1).

Badii, M. H., & Varela, S. 2015. Insecticidas organofosforados: efectos sobre la salud y el ambiente. *CULCyT*, (28).

Bastidas, J., & Cedeño, A. 2016. *Comparación de eficiencia entre Pseudomonas aeruginosa y Pseudomonas putida, y su masificación para la remediación de hidrocarburos totales de petróleo en los pasivos ambientales de AQ-LAB en Puerto Francisco de Orellana* (Bachelor's thesis, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo).

Campos, C. & Palacios, A., 2010. Determinación por HPLC de residuos de insecticida organofosforado (Methamidophos) en tomates comercializados en LimaPerú.

Canchignia, H., Cruz, N., Barrera, A., Morante, J., Canchignia, G. & Peñafiel, M. 2015. Aplicación de rizobacterias que promueven el crecimiento en plantas (PGPR) del género *Pseudomonas* spp como controladores biológicos de insectos y nematodos-plagas. *Revista Ciencia y Tecnología*, 8(1), 25-30.

Cardona, A. & Giraldo, L. 2008. Evaluación del grado de contaminación por pesticidas organofosforados de la cuenca del Río Otún, departamento de Risaralda (Doctoral dissertation, Universidad Tecnológica de Pereira. Facultad de Tecnologías. Química Industrial).

Carpén, R. O., & Bernal, M. P. 2007. Claves de la fitorremediación: fitotecnologías para la recuperación de suelos. *Revista Ecosistemas*, 16(2).

Cartaya, O. E., Reynaldo, I., Peniche, C., & Garrido, M. 2011. Empleo de polímeros naturales como alternativa para la remediación de suelos contaminados por metales pesados. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 27(1), 41-46.

Castrejón, M., Sánchez, E., & Ortíz, M. 2004. Caracterización e identificación de consorcios bacterianos capaces de crecer sobre plaguicidas organofosforados. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*.

Chirinos, I., Larreal, M., & Díaz, J. 2010. Biorremediación de lodos petroquímicos mediante el uso de la biota microbiana autóctona en un oxisol del municipio Lagunillas del estado Zulia, Venezuela. *Revista Científica UDO Agrícola*, 10(1), 133140.

Colosio, C., Fustinoni, S., Birindelli, S., Bonomi, I., De Paschale, G., Mammone, T., Tiramani, M., Vercelli, F., Visentin, S. & Maroni, M. 2002. Ethylenethiourea in urine as an indicator of exposure to mancozeb in vineyard workers. *Toxicology letters*, 134(1-3), 133140.

[content/uploads/sites/22/2015/02/2016-05-30-Conceptos-propuesta-Glosario.pdf](#)

Dalvie, M. A., Myers, J. E., Thompson, M. L., Dyer, S., Robins, T. G., Omar, S., Riebow, J., Molekwa, J., Kruger, P. & Millar, R. 2004. The hormonal effects of longterm DDT exposure on malaria vector-control workers in Limpopo Province, South Africa. *Environmental research*, 96(1), 9-19.

Del Puerto Rodríguez, A. M., Suárez Tamayo, S., & Palacio Estrada, D. E. 2014. Efectos de los plaguicidas sobre el ambiente y la salud. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*, 52(3), 372-387.

Delgadillo-López, A. E., González-Ramírez, C. A., Prieto-García, F., VillagómezIbarra, J. R., & Acevedo-Sandoval, O. 2011. Fitorremediación: una alternativa para eliminar la contaminación. *Tropical and subtropical Agroecosystems*, 14(2), 597612.

Di Martino, C. 2015. *Estudio de bacterias del género Pseudomonas en la degradación de hidrocarburos y síntesis de biosurfactantes: análisis del efecto de los polihidroxicanoatos* (Doctoral dissertation, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires).

Di Paola, M. M., & Vicién, C. 2010. Biorremediación: vinculaciones entre investigación, desarrollo y legislación. CEUR–CONICET. Argentina.

Domínguez-Guilarte, O. L., Ramos-Leal, M., Sánchez-Reyes, A., Manzano-León, A. M., Argüelles-Álvarez, J., Sánchez-López, M. I., & Guerra-Rivera, G. 2011. Degradación biológica de contaminantes orgánicos persistentes por hongos de la podredumbre blanca. *Revista CENIC. Ciencias Biológicas*, 42(2).

Ennaceur, S., Ridha, D., & Marcos, R. 2008. Genotoxicity of the organochlorine pesticides 1, 1-dichloro-2, 2-bis (p-chlorophenyl) ethylene (DDE) and hexachlorobenzene (HCB) in cultured human lymphocytes. *Chemosphere*, 71(7), 1335-1339.

Escribano, A., Turrero, M. J., Buil, B., & Martín, P. L. 2014. Opciones para el tratamiento de zonas contaminadas por radionucleidos. In *Anales de Química* (Vol. 105, No. 2).

Fernández, D. G., Mancipe, L. C., & Fernández, D. C. 2010. Intoxicación por organofosforados. *Revista Med*, 18(1), 84-92.

Ferrer, A. 2003. Intoxicación por plaguicidas. In *Anales del sistema sanitario de Navarra* (Vol. 26, pp. 155-171). Gobierno de Navarra. Departamento de Salud.

Flórez, D. 2016. Evaluación de la eficiencia de un tratamiento biológico aerobio mediante el uso de las bacterias *Pseudomona putida*, *Pseudomona mendocina* y *Hafnia alvei*, como alternativa de tratamiento para vertimientos líquidos de una industria láctea de la ciudad de Manizales.

García, E., Roldán, F., & Garzón, L. 2011. Evaluación de la bioestimulación (nutrientes) en suelos contaminados con hidrocarburos utilizando respirometría. *Acta Biológica Colombiana*, 16(1).

García-Gutiérrez, C., & Rodríguez-Meza, G. D. 2012. *Problemática y riesgo ambiental por el uso de plaguicidas en Sinaloa*. Universidad Autónoma Indígena de México.

García-Torres, R., Rios-Leal, E., Martínez-Toledo, A., Ramos-Morales, F. R., Cruz-Sanchez, J. S., & Cuevas-Díaz, M. D. C. 2011. Uso de cachaza y bagazo de caña de azúcar en la remoción de hidrocarburos en suelo contaminado. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 27(1), 31-39.

Garzón, J. M., Rodríguez-Miranda, J. P., & Hernández-Gómez, C. 2017. Contribution of bioremediation to solve pollution problems and its relationship with sustainable development. *Universidad y Salud*, 19(2), 309-318.

Ghosh, M., & Singh, S. P. 2005. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's by products. *Asian J Energy Environ*, 6(4), 18.

Gil, M., Soto, A., Usma, J., & Gutiérrez, O. 2012. Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. *Producción+ limpia*, 7(2).

Golovleva, L., Aharonson, R., Greenhalg, N., Sethunathan, N. y Vonk, W. 1990. The rol and limitations of microorganism in the conversión of xenobiotics. *Puer and apl. Chem* 62: 351-364.

Gomez, E., Gutierrez, D., Hernandez, A., Hernandez, C., Losada, M. & Mantila, P. 2008. Factores bióticos y abióticos que condicionan la biorremediación por *Pseudomonas* en suelos contaminados por hidrocarburos. *Nova*, 6(9).

Gonzales, B., & Bernal, A. 2000. *Impacto social del uso de los plaguicidas químicos en el mundo*. Editorial Universitaria.

González-Chávez, M. C. A., Carrillo González, R., Sánchez-López, A. S., & RuizOlivares, A. 2017. Alternativas de fitorremediación de sitios contaminados con elementos potencialmente tóxicos. *Agroproductividad*, 10(4).

Guevara, A., De la Torre, E., Villegas, A., & Criollo, E. 2008. Uso de la rizofiltración para el tratamiento de efluentes líquidos de cianuración que contienen cromo, cobre y cadmio. *Rev LatinAm Metal Mater*, 2, 871-878.

Guglielmo, F., Lammel, G., & Maier-Reimer, E. 2009. Global environmental cycling of γ HCH and DDT in the 1980s—A study using a coupled atmosphere and ocean general circulation model. *Chemosphere*, 76(11), 1509-1517.

Gutiérrez, O., Navarro, L., Lara, L., Pedro, D., Río, O., & Jiménez, R. (2017). Perfiles de resistencia a antibióticos y metales pesados en *Pseudomonas aeruginosa* potencialmente patógenas aisladas de agua de uso agrícola. *Nova scientia*, 9(19), 97-112.

Hernández-Antonio, A., & Hansen, A. M. 2011. Uso de plaguicidas en dos zonas agrícolas de México y evaluación de la contaminación de agua y sedimentos. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 27(2), 115-127.

Hernández-Ruiz, G. M., Álvarez-Orozco, N. A., & Ríos-Osorio, L. A. 2017. Bioremediation of organophosphates by fungi and bacteria in agricultural soils. A systematic review. *Corpoica Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 18(1), 138-159.

Instituto Nacional de Ecología.

Jaramillo, B., Bermúdez, A. & Tirado, I. (2016) Organophosphorus pesticides degrading bacteria present in contaminated soils. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 25(3), 13-22.

- Jaramillo B., Martelo I. & Duarte E. 2013. Toxicidad aguda de pesticidas organofosforados y análisis de la relación cuantitativa de estructura actividad (QSAR). *Biotecnología en el sector agropecuario y agroindustrial*, 11(2), 76-84.
- Jurado, M. A., & Mercado, I. D. 2017. Revisión sistemática de técnicas no convencionales para la evaluación de la calidad del agua de ríos contaminados con plaguicidas. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 11(21), 56-65.
- Karam, M. Á., Ramírez, G., Bustamante Montes, L. P., & Galván, J. M. 2004. Plaguicidas y salud de la población. *CIENCIA ergo sum*, 11(3).
- King, R.B., Long, G.M., Sheldon, J.K. 1997. Practical environmental bioremediation, the field guide. Lewis Publishers, NY.
- Leal, S. D., Valenzuela, A. I., Gutiérrez, M. D. L., Bermúdez, M. D. C., García, J., Aldana, M. L., Grajeda, P., Silveira, M. I., Meza, M. M., Palma, S. A., Leyva, G.N., Camarena, B. O. & Valenzuela, C.P. 2014. Residuos de plaguicidas organoclorados en suelos agrícolas. *Terra Latinoamericana*, 32(1), 1-11
- Lemos, A., Troche, F. G., Velasco, P. P., & Parra, R. M. P. 2011. Capítulo 1: El
- Lin, C. C., Hui, M. N., & Cheng, S. H. 2007. Toxicity and cardiac effects of carbaryl in early developing zebrafish (*Danio rerio*) embryos. *Toxicology and applied pharmacology*, 222(2), 159-168.
- Manzano-Agugliaro, F., Escobedo, Q. H., & Sierra, A. Z. 2010. Aprovechamiento del estiércol de vacuno para la biorremediación ex situ de suelos contaminados por diésel en México. *Producción Vegetal*, 197.
- Mariscal, P. C. A., Ibáñez, R. A., & Gutiérrez, M. F. D. 2013. Características
- Martínez-Prado, A., Pérez-López, M., Pinto-Espinoza, J., Gurrola-Nevárez, B. A., & OsorioRodríguez, A. L. 2011. Biorremediación de suelo contaminado con hidrocarburos empleando lodos residuales como fuente alterna de nutrientes. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 27(3), 241-252.
- Martínez-Prado, A., Pérez-López, M., Pinto-Espinoza, J., Gurrola-Nevárez, B. A., & Osorio-Rodríguez, A. L. 2011. Biorremediación de suelo contaminado con hidrocarburos empleando lodos residuales como fuente alterna de nutrientes. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 27(3), 241-252.

Medellín-Castillo, N. A., Hernández-Ramírez, M. G., Salazar-Rábago, J. J., Labrada-Mercurio. *COOPERACIÓN TÉCNICA ENTRE BRASIL, BOLIVIA Y COLOMBIA: Teoría y Práctica para el Fortalecimiento de la Vigilancia de la Salud de Poblaciones Expuestas a Mercurio*, 7.

Microbiológicas de Leche Cruda de Vaca en Mercados de Abasto de Trinidad
Ministerio del Ambiente 2013. Obtenido de Glosario de Términos: sitios contaminados;
<http://www.minam.gob.pe/calidadambiental/wp->

Molano, J. E., & Flórez, M. D. P. 2016. Prueba piloto para la determinación de la tolerabilidad del carbofurano usando pseudomonas sp proveniente del suelo.

Moya, M. C., & Benencia, R. 2014. Estrategias educacionales e informativas para reducir el riesgo por uso inadecuado de plaguicidas y resistencias. *Signos Universitarios*, 23(40).

Nakano, K., Terabayashi, Y., Shiroma, A., Shimoji, M., Tamotsu, H., Ashimine, N., Ohki, S., Shinzato, M., Teruya, K., Satou, K. & Hirano, T. (2015). First complete genome sequence of *Pseudomonas aeruginosa* (Schroeter 1872) Migula 1900 (DSM 50071T), determined using PacBio single-molecule real-time technology. *Genome announcements*, 3(4), e00932-15.

Nag, S. K., & Raikwar, M. K. 2008. Organochlorine pesticide residues in bovine milk. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 80(1), 5-9.

Narváez Valderrama, J. F., Palacio Baena, J. A., & Molina Pérez, F. J. 2012. Persistencia de plaguicidas en el ambiente y su ecotoxicidad: Una revisión de los procesos de degradación natural. *Gestión y ambiente*, 15(3).

Niño, L. & Torres, R. 2010. Implementación de diferentes técnicas analíticas para la determinación de biomasa bacteriana de cepas *Pseudomonas putida* biodegradadoras de fenol. *Revista ION*, 23(1).

Obiols, J. (2013) Plaguicidas organofosforados (I): aspectos generales y toxicocinética. *Ministerio de Trabajo y asuntos sociales España. Disponible Febrero*.

Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 2006. *Código Internacional de Conducta para la Distribución y Utilización de Plaguicidas*. Roma.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. 2018. Obtenido de Portal de suelos de la FAO: <http://www.fao.org/soils-portal/soilbiodiversity/conservaciondel-suelo-y-agricultura/es/>

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. 2018. Obtenido de *Guidelines for Legislation on the Control of Pesticides* de la FAO: http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Pests_Pesticides/Cod e/Old_gui delines/LEGIS.pdf

Ortiz-Cano, H. G., Trejo-Calzada, R., Valdez-Cepeda, R. D., Arreola-Ávila, J. G., FloresHernández, A., & López-Ariza, B. 2009. Fitoextracción de plomo y cadmio en suelos contaminados usando quelite (*Amaranthus hybridus* L.) y micorrizas. *Revista Chapingo. Serie Horticultura*, 15(2), 161-168.

Otiniano, N. 2010. Eficiencia de *pseudomonas* sp, *rhodopseudomonas* sp, *micrococcus* sp y *bacillus* sp empleados como cultivos individuales y en consorcio, en la degradación de petróleo diesel ii.

Patterson, Jr, D. G., Wong, L. Y., Turner, W. E., Caudill, S. P., DiPietro, E. S., McClure, P. C., Pirkle, J.L., Sampson, E.J. & Needham, L. L. 2009. Levels in the US population of those persistent organic pollutants (2003– 2004) included in the Stockholm Convention or in other long-range transboundary air pollution agreements. *Environmental science & technology*, 43(4), 1211-1218.

Pérez, M. 2018. *Evaluación de la biorremediación en suelos contaminados con hidrocarburos utilizando pseudomonas fluorescens* (Bachelor's thesis).

Perdomo, E., Ramos, L. & Lopez, E. 2016. Efectos medioambientales en la provincia de Sancti Spíritus por el uso de plaguicidas químicos. *Márgenes*, 4(4), 87-102.

Pino, N. J., Gallo, A., Carvajal, S. & Peñuela, G. 2012. Comparación entre bioestimulación y bioaumentación para la recuperación de suelos contaminados con diesel. *Producción+ Limpia*, 7(1), 101-108.

Prieto, J., Gonzales, C., Roman, A. & Prieto, F. 2009. Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10(1), 29-44.

Quintero, L., Agudelo, E., Quintana, Y., Cardona, S., & Osorio, A. 2010. Determinación de indicadores para la calidad de agua, sedimentos y suelos, marinos y costeros en puertos colombianos. *Gestión y Ambiente*, 13(3).

Ramírez, J. A., & Lacasaña, M. 2001. Plaguicidas: clasificación, uso, toxicología y medición de la exposición. *Arch Prev Riesgos Labor*, 4(2), 67-75.

Restrepo, I. 1988. Naturaleza muerta. Los plaguicidas en México. *Ciencias*, (013).

Revista Científica Agrociencias Amazonía, 1, 18.

Riccioppo, R. 2011. Agroquímicos: Sus efectos en la población-Medidas de prevención. *Comisión de Trabajo Médico Colegio de Médicos de la Provincia de Buenos Aifres. Distrito-VII*.

Riojas, H. H., Torres, L. G., Mondaca, I., Balderas, J. D. J., & Gortares, P. 2010. Efectos de los surfactantes en la biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos. *Química Viva*, 9(3).

Rodríguez Gómez, V., Vadillo Fernández, L., Lacal Guzmán, M., Alberruche del Campo, E., Herrero Barrero, T., & de la Losa Román, A. 2010. Atenuación natural y calidad ambiental de los ríos mineros de la Cuenca Carbonífera del Bierzo (León). *Boletín Geológico y Minero*, 121(1), 89-102.

Rufete, B., Perez-Murcia, M. D., Perez-Espinosa, A., Moral, R., Moreno-Caselles, J., & Paredes, C. 2006. Total and faecal coliform bacteria persistence in a pig slurry amended soil. *Livestock Science*, 102(3), 211-215.

Sanchez Salinas E., & Ortiz Hernández, L., 2011. Riesgos y estrategias en el uso de plaguicidas. *Inventio, la génesis de la cultura universitaria en Morelos*, (14), 2127.

Sanchez Salinas E., & Ortiz Hernández, L., 2011. Riesgos y estrategias en el uso de plaguicidas. *Inventio, la génesis de la cultura universitaria en Morelos*, (14), 2127.

Sanchez, J. & Rodriguez, J. 2003. *Fundamentos y aspectos microbiológicos, Industria y Minería*, 351, 12-16.

Sánchez-Chávez, W., Cortez-Arredondo, J., Solano-Cornejo, M., & Vidaurre-Ruiz, J. 2015. Cinética de degradación térmica de betacianinas, betaxantinas y vitamina C en una

bebida a base de jugo de remolacha (*Beta vulgaris* L.) y miel de abeja. *Scientia Agropecuaria*, 6(2), 111-118.

Sánchez-Saavedra, M. G., Cortez-Madrigal, H., & Cristobal-Acevedo, D. 2012. Infectividad de *Heterorhabditis indica* (Rhabditida: Heterorhabditidae) en adultos y larvas de gallina ciega (Coleoptera: Melolonthidae). *Revista Chapingo. Serie horticultura*, 18(3), 383-394.

Singh, D., Vyas, P., Sahni, S., & Sangwan, P. 2015. Phytoremediation: A biotechnological intervention. In *Applied Environmental Biotechnology: Present Scenario and Future Trends* (pp. 59-75). Springer, New Delhi.

Thangavel, P., & Subbhuraam, C. V. 2004. Phytoextraction: role of hyperaccumulators in metal contaminated soils. *PROCEEDINGS-INDIAN NATIONAL SCIENCE ACADEMY PART B*, 70(1), 109-130

Trejo, J. A. V. 2002. *Tecnologías de remediación para suelos contaminados*.

Vallejo, V., Salgado, L., & Roldan, F. 2005. Evaluación de la bioestimulación en la biodegradación de TPHs en suelos contaminados con petróleo. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 7(2).

Varona, M., Castro, R., Paéz, I., Carvajal, N., Barbosa, E., León, L., & Díaz, S. 2012. Impacto en la salud y el medio ambiente por exposición a plaguicidas e implementación de buenas prácticas agrícolas en el cultivo de tomate, Colombia, 2011. *Revista Chilena de Salud Pública*, 16(2), p. 96-106

Vasquez, M. y Reyez, W. 2002. Degradación de Aroclor 1242 por *Pseudomas* sp. Biblioteca Nacional del Perú, Perú.

Villaamil Lepori, E. C., Bovi Mitre, G., & Nassetta, M. 2013. Situación actual de la contaminación por plaguicidas en Argentina. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29.

Vizcaíno Mendoza, L., & Fuentes Molina, N. 2015. Biosorción de Cd, Pb y Zn por biomasa pretratada de algas rojas, cáscara de naranja y tuna. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 25(1).

Windevoxhel, R., Sánchez, N., Malaver, N. & Bastardo, H. 2011. Bioaumentación y sustancias húmicas en la biodegradación de hidrocarburos del petróleo. *Revista Ingeniería UC*, 18(1).

Zhang, C., Wang, S., Yan Y. 2011. Isomerization and biodegradation of beta-cypermethrin by *Pseudomonas aeruginosa* CH7 with biosurfactant production. *Bioresource Technol* 102:7139-7146.

Zumárraga Suárez, H. A. 2009. *Plaguicidas: verdades, evidencias y alternativas de cambio*. Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Ecuador; Corporación Editora Nacional; Ediciones Abya Yala.