



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO**

**PROGRAMA DE DOCTORADO EN CIENCIAS AGROPECUARIAS  
Y RECURSOS NATURALES**

**PROPIEDADES BIOQUÍMICAS EN SUELOS AGRÍCOLAS DEL  
NEVADO DE TOLUCA: EFECTOS DEL LABOREO**

**T E S I S**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE  
DOCTOR EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y RECURSOS NATURALES**

**PRESENTA:**

**M. EN C. GERMAN MARTÍNEZ ALVA**

**El Cerrillo Piedras Blancas, Toluca, Estado de México. Marzo 2015.**



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO**

**PROGRAMA DE DOCTORADO EN CIENCIAS AGROPECUARIAS  
Y RECURSOS NATURALES**

**PROPIEDADES BIOQUÍMICAS EN SUELOS AGRÍCOLAS DEL  
NEVADO DE TOLUCA: EFECTOS DEL LABOREO**

**T E S I S**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE  
DOCTOR EN CIENCIAS AGROPECUARIAS Y RECURSOS NATURALES**

**PRESENTA:**

**M. EN C. GERMAN MARTÍNEZ ALVA**

**COMITÉ DE TUTORES:**

**DRA. TIZBE TERESA ARTEAGA REYES. TUTOR ACADÉMICO  
DR. ÁNGEL ROBERTO MARTÍNEZ CAMPOS. TUTOR ADJUNTO  
DR. RAFAEL DE JESÚS VILLALOBOS Y PIETRINI. TUTOR ADJUNTO**

**El Cerrillo Piedras Blancas, Toluca, Estado de México. Marzo 2015.**

---

---

## RESUMEN

El suelo a diferencia del agua y el aire es un recurso natural sin estándares de calidad y sostenibilidad definidos, debido a su amplia variabilidad y diversidad; por lo tanto, es casi imposible establecer una medida física o química que pudiera reflejar adecuadamente su calidad, sin tomar en consideración otros factores que afectan su formación y funcionamiento. Sin embargo, se ha considerado que las propiedades bioquímicas del suelo (biomasa-respiración microbiana) pueden usarse para definir y/o evidenciar la condición biológica o edáfica que prevalece en el recurso, debido a que dichas propiedades son consideradas las más “susceptibles de cambio” por las actividades antropogénicas. El uso de agroquímicos ha sido el factor que ha impactado negativamente las propiedades del suelo principalmente en los suelos que se usan para la agricultura intensiva e incluso cuando se usan semi-intensamente o de forma controlada. No obstante, se sigue argumentando internacionalmente que el uso de agroquímicos es el factor detonador del potencial productivo del suelo. El objetivo del presente trabajo de investigación fue evaluar los efectos que surgen del laboreo del cultivo de papa (condiciones de laboratorio) en suelos agrícolas de “La Peñuela”, Nevado de Toluca (considerando las estrategias de producción que se practican en la zona: agricultura intensiva, semi-intensiva y tradicional) a través de sus propiedades físicas, químicas y bioquímicas (biomasa-respiración microbiana). La primera etapa de la investigación consistió en caracterizar dichos suelos agrícolas a través de sus parámetros físicos (textura por el método de Bouyoucos 1963 y conductividad eléctrica en relación sólido-agua de 1:5), químicos (pH en agua en relación suelo-solución 1:2.5 y pH en KCl por el método de Mc Lean 1982, porcentaje de materia orgánica por el método de Walkey y Black 1947 y capacidad de intercambio catiónico por el método de acetato de amonio de Chapman 1965) y el análisis de las concentraciones de los elementos potencialmente tóxicos (totales y geodisponibles, incluyendo As, Pb, Cu, Cd, Zn, Fe), por espectroscopía de emisión atómica inductivamente acoplada a plasma y, para el caso del As, espectroscopía de absorción atómica con generación de hidruros. Los resultados obtenidos indican que los agroquímicos son un factor de degradación de los suelos agrícolas evaluados ya que modificaron sus propiedades físicas y químicas (pH), principalmente en los suelos en que se practica agricultura intensiva y semi-intensiva para el cultivo de papa. También se enfatiza que los valores de los elementos potencialmente tóxicos obtenidos en los suelos agrícolas evaluados no representan un riesgo ambiental de acuerdo a los valores de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2007. Sin embargo, podrían ser un problema a largo plazo debido a la acumulación y la geodisponibilidad de estos elementos. La segunda etapa de la investigación consistió en evaluar la respiración por medio del CO<sub>2</sub> desprendido por los microorganismos edáficos (por el método de Alef & Nannipieri, 1995) y reconocer los potenciales cambios después de la aplicación de agroquímicos en el cultivo de papa. Los resultados indican que la biomasa microbiana y su concomitante respiración son diferentes dependiendo del tipo de agricultura que se practica en la zona y que depende de la incorporación o no de agroquímicos, lo cual sugiere su potencial influencia en la dinámica global del recurso.

## ABSTRACT

The soil unlike air and water is a natural resource without defined standards of quality and sustainability, due to its wide variability and diversity; therefore, it is almost impossible to establish a physical or chemical measure that could adequately reflect its quality, without taking into account other factors affecting its formation and functioning. However, it has been considered that the biochemical properties of the soil (microbial biomass-respiration) can be used to define or reveal the biological or soil condition prevailing in the resource, since these properties are considered the most "susceptible to change" by anthropogenic activities. The use of agrochemicals has been a factor that has adversely impacted the properties of soil mainly in soils used for intensive agriculture even when using them semi-hard or in a controlled way. However, it has been internationally argued that the use of agrochemicals is the detonator factor of the productive potential of the soil. The objective of the present research study was to assess the effects that arise from the tillage of the potato crop (laboratory conditions) in agricultural soils of "La Peñuela", Nevado of Toluca (considering strategies that are practiced in the area: intensive, semi-intensive and traditional agriculture) through their physical properties, chemical and biochemical (microbial biomass-respiration). The first stage of the research consisted in characterizing such agricultural soils through its physical parameters (texture by the method of Bouyoucos 1963 and electrical conductivity in ratio 1:5 soil-solution), chemical (pH in water to soil-solution ratio of 1:2.5 and pH in KCl by the method of Mc Lean, 1982, percentage of organic matter by the method of Walkey and Black 1947 and cation exchange capacity by Chapman 1965 ammonium acetate method) and the analysis of the concentrations of potentially toxic elements (geoavailable and totals elements, including As, Pb, Cu, Cd, Zn, Fe), by inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy and, for 'As' by atomic absorption spectroscopy. The results obtained indicate that agrochemicals are evaluated agricultural soil degradation factor since they modified their physical properties and chemical (pH), mainly in soils where semi-intensive and intensive agriculture for potato cultivation is practiced. It was also revealed that the potentially toxic elements in agricultural soils evaluated values do not represent an environmental risk according to the values of the NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2007. However, they could be a problem in the long run because of the accumulation and the geoavailability of these elements. The second stage of the research was to assess respiration by means of the CO<sub>2</sub> emitted by soil microorganisms (by the method of Alef & Nannipieri, 1995) and recognize the potential changes after the application of agro-chemicals in potato cultivation. The results indicate that the microbial biomass and its concomitant respiration are different depending on the type of agriculture practiced in the area and that depends on the incorporation or absence of agrochemicals, which suggests its potential influence on the global dynamics of the resource.

## DEDICATORIAS

*A Dios que me da la VIDA,  
a mi Mamá Susana, mi Papá Guillermo  
y a Memo  
¡Los mejores Padres y Hermano que Él me pudo dar!  
Y ahora tu **Magaly**. La nueva sangre de mi familia, hijita.*

Gracias PAPÁS por SU EJEMPLO; por darme su confianza, tiempo,  
valor para seguir, su aliento, fe y AMOR.  
Y hacer de mí una persona de bien y ser su imagen.

Toda la vida he recibido el mejor de los ejemplos,  
toda la vida he recibido lo mejor de ustedes,  
toda la vida con su apoyo fiel y confianza,  
**TODA LA VIDA SIENDO MI FAMILIA.**

Durante muchos años los cuatro nos propusimos un objetivo:  
“hoy nuevamente lo cumplimos”.

Sé que soy su máximo orgullo  
y ustedes el **MÍO**.

¡Lo logramos otra vez Ma!  
Recuerdas... “Si lo puedes pensar, lo puedes realizar,  
y si lo piensas, no es imposible”.  
Cuanto he logrado por ti, este 2013 y 2014 ha sido difícil,  
Dios nos dio una prueba MUY grande,  
y gracias a Él la vida nos da otra oportunidad  
para estar juntos.  
**Te amo con toda mi alma Mamá.**

GRACIAS

## AGRADECIMIENTOS

Al Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales (ICAR)  
y a la Universidad Autónoma del Estado de México, UAEMéx. Mi Alma Mater.

Al Posgrado en Ciencias Agropecuarias y Recursos Naturales, UAEMéx.

A la Universidad Nacional Autónoma de México:  
Instituto de Geografía, Geología y la Facultad de Química.

Al CONACYT-UAEMéx, por su financiamiento.

A la **Dra. Tizbe Teresa Arteaga Reyes**, mi Maestra; a la que tengo en Alta Estima. Gracias por haberme recibido, por su objetividad, confianza, paciencia, consejos y por su valiosa ayuda para desarrollarme como investigador. Como agradecerle todo lo que sigue haciendo por mí.

Al **Dr. Ángel Roberto Martínez Campos**, gracias Maestro por confiar siempre en mí, por ayudarme a lograr este objetivo, por su talento y apoyo durante la realización de mi trabajo, siempre a favor de superarme y forjar mi carácter como investigador. Estoy muy agradecido por rescatarme cuando más lo necesite, mi lealtad con usted.

Al **Dr. Rafael de Jesús Villalobos y Pietrini**, por su ayuda incondicional y comentarios acertados en el desarrollo de la investigación, por su disposición y talento. Gracias por confiar en mí.

A la **Dra. Margarita Eugenia Gutiérrez Ruiz**, por su invaluable colaboración en el trabajo de investigación, por su talento y calidez, por el respeto a los nuevos valores. Agradezco a la vida haberla conocido y aprender de usted.

A los investigadores en la UNAM, Dra. Águeda Elena Cenicerros Gómez y Dr. Francisco Martín Romero por las facilidades recibidas. Así como a Reyna, Isaac, Guillermo, Fabiola, por su invaluable colaboración en el trabajo de laboratorio.

A mis estimados y leales alumnos que colaboraron conmigo en el desarrollo de este proyecto de investigación y hacerme ameno el trabajo. Siempre dispuestos y con una sonrisa espontánea y sincera; Gloria Itzel, Mario Alberto, Adrián, Jorge Luis, Omar, Joel, Hernán y Daniel. Gracias por ayudarme y confiar en mí.

A mis Abuelitos Esperanza †, Guillermo † y Crecencia †, gracias por todo lo bueno que me han dado, por haberme dado los mejores padres. Te perdono abuelo Odilón.

A mis Amigos sinceros, con los cuales disfruto y sonrió a la vida.

<b>ÍNDICE</b>	
<b>RESUMEN</b>	<b>2</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>3</b>
<b>DEDICATORIAS</b>	<b>4</b>
<b>AGRADECIMIENTOS</b>	<b>5</b>
<b>ÍNDICE</b>	<b>6</b>
<b>ÍNDICE DE CUADROS</b>	<b>7</b>
<b>ÍNDICE DE FIGURAS</b>	<b>8</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN</b>	<b>9</b>
<b>2. ANTECEDENTES</b>	<b>12</b>
2.1. Suelo	12
2.2. Propiedades físicas del suelo	12
2.2.1. Textura	12
2.2.2. Conductividad eléctrica	13
2.3. Propiedades químicas del suelo	14
2.3.1. Potencial de Hidrógeno (pH)	14
2.3.2. Materia Orgánica (MO)	15
2.3.2.1. Importancia biológica de la MO	16
2.3.2.2. Interacción MO-Metales pesados	17
2.3.3. Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)	17
2.4. Propiedades bioquímicas del suelo	18
2.4.1. Biomasa microbiana	18
2.4.2. Respiración microbiana	20
2.5. Metales pesados (elementos potencialmente tóxicos)	21
2.5.1. Disponibilidad de metales pesados	22
2.5.2. Factores que influyen en la disponibilidad de metales pesados	23
2.6. Espectroscopia de emisión atómica inductivamente acoplada a plasma (ICP).	23
<b>3. JUSTIFICACIÓN</b>	
<b>4. OBJETIVOS</b>	<b>26</b>
<b>5. MATERIALES Y MÉTODOS</b>	<b>27</b>
5.1. Área de estudio	
5.2. Muestreo de Suelo	27
5.3. Valores de fondo	28
5.4. Preparación de las muestras	29
<b>6. RESULTADOS</b>	<b>30</b>
Artículo científico 1.	31
Artículo científico 2.	64
<b>7. DISCUSIÓN GENERAL</b>	<b>85</b>
<b>8. CONCLUSIONES</b>	<b>88</b>
<b>9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>89</b>

---



---

## ÍNDICE DE CUADROS

Número del cuadro	Nombre	
<b>Artículo 1</b>		
<b>I.</b>	VALORES DE FONDO DE LOS SUELOS DE MÉXICO NO AFECTADOS POR ACTIVIDADES ANTROPOGÉNICAS (CONCENTRACIONES TOTALES) (Gutiérrez-Ruiz <i>et al.</i> 2009).	<b>40</b>
<b>II.</b>	CONCENTRACIONES DE REFERENCIA DE ELEMENTOS TOTALES Y GEODISPONIBLES POTENCIALMENTE TÓXICOS SEGÚN LA NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2007 (USO AGRÍCOLA/RESIDENCIAL/COMERCIAL).	<b>40</b>
<b>III.</b>	TEXTURA DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS DEL NEVADO DE TOLUCA.	<b>43</b>
<b>IV.</b>	PARÁMETROS QUÍMICOS DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS DEL NEVADO DE TOLUCA.	<b>44</b>
<b>V.</b>	CONCENTRACIÓN TOTAL Y GEODISPONIBLE DE As EN SUELOS AGRÍCOLAS DEL NEVADO DE TOLUCA	<b>46</b>
<b>VI.</b>	CONCENTRACIÓN TOTAL Y GEODISPONIBLE DE Pb EN SUELOS AGRÍCOLAS DEL NEVADO DE TOLUCA	<b>47</b>
<b>VII.</b>	CONCENTRACIÓN TOTAL Y GEODISPONIBLE DE Cu EN SUELOS AGRÍCOLAS DEL NEVADO DE TOLUCA	<b>47</b>
<b>VIII.</b>	CONCENTRACIÓN TOTAL Y GEODISPONIBLE DE Cd EN SUELOS AGRÍCOLAS DEL NEVADO DE TOLUCA	<b>48</b>
<b>IX.</b>	CONCENTRACIÓN TOTAL Y GEODISPONIBLE DE Zn EN SUELOS AGRÍCOLAS DEL NEVADO DE TOLUCA	<b>48</b>
<b>X.</b>	CONCENTRACIÓN TOTAL Y GEODISPONIBLE DE Fe EN SUELOS AGRÍCOLAS DEL NEVADO DE TOLUCA	<b>49</b>

**Artículo 2**

- |             |   |           |
|-------------|---|-----------|
| <b>I.</b>   | TEXTURA DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS DE VOCACIÓN FORESTAL DEL NEVADO DE TOLUCA.  | <b>74</b> |
| <b>II.</b>  | PARÁMETROS QUÍMICOS DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS DE VOCACIÓN FORESTAL DEL NEVADO DE TOLUCA.  | <b>74</b> |
| <b>III.</b> | VALORES DE RESPIRACIÓN Y DE FLUJO DEL CARBONO ASOCIADO A LA BIOMASA MICROBIANA Y SU RELACIÓN CON EL CARBONO TOTAL DEL SUELO (CB/CT) (C-BIOMASA=C-FLUJO/4,45; VANCE ET AL., 1987). | <b>77</b> |

**ÍNDICE DE FIGURAS**

<b>Número de la figura</b>	<b>Nombre</b>	<b></b>
<b>1.</b>	CLASE TEXTURAL DE LOS SUELOS DE 5 A 30 CM DE PROFUNDIDAD (CON VALORES PROMEDIO).	<b>13</b>
<b>2.</b>	ESQUEMA GENERALIZADO DE LA ESPECTROMETRÍA Y COMPARACIÓN ENTRE ABSORCIÓN, EMISIÓN Y FLUORESCENCIA DE ÁTOMOS EN UNA FLAMA	<b>24</b>

**Artículo 1**

<b>Número de la figura</b>	<b>Nombre</b>	<b></b>
<b>1.</b>	UBICACIÓN DEL NEVADO DE TOLUCA O XINANTÉCATL.	<b>38</b>

## 1. INTRODUCCIÓN

El impacto producido en el ambiente debido a las actividades antropogénicas se ha hecho cada vez más evidente y preocupante. La problemática ambiental presenta dentro de sus múltiples facetas dos vertientes importantes: el manejo irracional de los recursos naturales y un manejo inadecuado de los residuos generados por los diferentes procesos antrópicos (Bolognesi 2003, Hernández *et al.* 2006). No obstante, el suelo es uno de los recursos que históricamente ha sido más impactado negativamente por las actividades humanas y explotado de manera irracional, sin prever su agotamiento en el futuro (Doran y Parkin, 2006).

El suelo es considerado como uno de los recursos primarios que han permitido sostener la vida como la conocemos, ya que es el sustrato básico para las plantas y por ende, de la producción masiva de alimentos; capta, retiene y emite agua; y es un filtro ambiental efectivo (Boul, 2005). El desarrollo de estrategias que eviten o reduzcan los procesos y riesgos de degradación, e incrementen el potencial productivo sostenible del suelo para satisfacer las “necesidades” de los organismos y la sociedad misma que “dependen” de dicho recurso, ha sido una de las prioridades de investigación para la comunidad científica, razón que justifica tener una concepción objetiva del concepto “calidad y sustentabilidad del suelo” ya que tanto su comprensión como el desarrollo de indicadores de calidad del suelo propiciarán un mejor manejo sustentable del recurso, de la agricultura sostenible y en la toma de decisiones de políticas de uso del mismo (Petruzelli, 2000).

Para el establecimiento de criterios universales para evaluar los cambios en la calidad del suelo, es preciso contar con variables que puedan servir para evaluar la condición del suelo; estas variables se conocen como indicadores. Los indicadores de la calidad del suelo pueden ser propiedades físicas, químicas y “biológicas” (bioquímicas), o procesos que ocurren en el recurso (Doran y Parkin, 2006).

La calidad debe interpretarse como la utilidad del suelo para un propósito específico en una escala amplia de tiempo (Carter *et al.*, 1997); como una medida de su capacidad para funcionar adecuadamente con relación a un uso específico (Gregorich *et al.*, 1994); o como la capacidad del suelo para funcionar dentro de los límites de un ecosistema natural o manejado, sostener la productividad de plantas y animales, mantener o mejorar la calidad del aire y del agua y sostener la salud humana y el hábitat (Karlen *et al.*, 1994; 1997).

El concepto de calidad del suelo ha sido asociado casi invariablemente con el de sostenibilidad; sin embargo, el concepto de calidad del suelo ha sido más relacionado con la capacidad del suelo para funcionar. Incluye atributos como fertilidad, productividad potencial, sostenibilidad y calidad ambiental (Doran y Parkin, 2006).

No obstante, el desarrollo hasta nuestros días se ha caracterizado por el predominio de la tendencia hacia la máxima rentabilidad a corto plazo en cuanto al uso de los recursos naturales. Esto se debe, en parte, al marco de referencia actual representado por los sistemas económicos que privilegian la rentabilidad inmediata, en detrimento de la planeación a largo plazo, la cual es castigada por la alta tasa de descuento y el valor de oportunidad del dinero, que por lo general es muy alto (Buud, 2002). Lo anterior induce hacia la planeación a corto plazo, porque el costo de oportunidad es tan grande que no conviene esperar. Entre más rápido se conviertan los recursos naturales en dinero, la rentabilidad será mayor. La consecuencia es que se están minando los recursos, en lugar de usarlos y conservarlos. Lo más elocuente es que deben darse cambios mediante herramientas que consideren todos los costos, incluso los ambientales y transgeneracionales, y con ello garantizar la transición hacia el desarrollo sostenible (Parr *et al.*, 2002).

Existe además, una falta de conocimiento de los recursos naturales y de sus formas de manejo. A pesar de que se avanza en cuestiones de tecnología, ésta aún se aplica incorrectamente a los recursos; en realidad, se va conociendo conforme se va utilizando. Por otro lado, se utilizan tecnologías ineficientes producto de la premura, dejando al margen aportaciones de las *tecnologías tradicionales* (Parr *et al.*, 2002).

Se requiere un cambio fundamental en la manera de detonar el desarrollo; es decir, se requiere llevar a cabo el desarrollo visto en su dimensión “social” de largo plazo, en su contexto más amplio. La palabra desarrollo siempre ha sido sinónimo de crecimiento económico, no necesariamente de bienestar, por ello, este tipo de desarrollo reevaluado y dimensionado requerirá de un nuevo calificativo (Porta *et al.*, 2003). Entiéndase que la diversidad social, cultural y biológica son la base del desarrollo sostenible (Parr *et al.*, 2002).

Actualmente el desarrollo sostenible tiene tres enfoques básicos: económico, ecológico y político-social. Mediante éstos se pretende alcanzar como puntos más importantes: mantener los procesos ecológicos básicos, mantener la diversidad biológica, estabilizar las poblaciones humanas, satisfacer las necesidades básicas mínimas, reducir el uso de recursos naturales no renovables, reducir los niveles de contaminación, incrementar la seguridad en recursos renovables sobre una base estable, concentrarse en la calidad de vida, redistribuir los medios de producción,

reducir los desequilibrios regionales, introducir instituciones que permitan una mejor distribución de las ganancias del desarrollo y redefinir los derechos de propiedad sobre los recursos; globalmente e internamente, entre consumidores, industrias y los gobiernos (Petruzelli, 2000).

El presente trabajo de investigación está enmarcado en el contexto del desarrollo sostenible social y el conocimiento de los efectos que surgen del laboreo del cultivo de la papa (*Solannum tuberosum*), considerado como un tipo de cultivo que impacta negativamente el suelo (propiedades físicas, químicas y bioquímicas) y otros recursos –que no son de interés directo en esta investigación, como el agua, aire y flora-fauna (contaminación difusa).

Así mismo, se enfatiza que esta es una “tesis de grado por artículos especializados”, de acuerdo al Reglamento de Estudios Avanzados de la Universidad Autónoma del Estado de México, que se caracteriza por incluir dos artículos científicos en la sección de resultados. El primero corresponde a un artículo de investigación original aceptado y el segundo, únicamente enviado; en ambos casos en una revista especializada arbitrada e indexada de reconocimiento internacional.

## **2. ANTECEDENTES**

### **2.1. Suelo**

El nombre de suelo se derivó de la palabra latina *solum*, la cual significa piso o superficie de la tierra. En general se refiere a la superficie suelta de la tierra que se desintegra de la roca sólida (Fonth *et al*, 1975).

El suelo es un cuerpo natural, no consolidado, compuesto por sólidos (material mineral y orgánico), líquidos y gases que se caracteriza por tener horizontes o capas diferenciales, resultado de las adicciones, pérdidas, transferencias y transformaciones de energía-materia a través del tiempo y cuyo espesor puede ir desde la superficie terrestre hasta varios metros de profundidad (Volke *et al*, 2005).

“El suelo es un cuerpo tridimensional continuo y coherente que cubre porciones de la superficie terrestre, desarrollado a partir de una mezcla de materiales minerales y orgánicos bajo la influencia del clima y el medio natural como son el material parental, relieve y organismos. A través del tiempo, su grado de desarrollo se manifiesta por el grado de estructuración y formación de horizontes, suministra los nutrimentos y es el sostén que necesitan las plantas, siempre que contenga suficiente agua y aire” (Porta *et al.*, 2003: pág. 13).

“La mayor parte de las partículas que constituyen el suelo son de origen mineral, provenientes de la degradación de rocas ígneas (granitos y basaltos) y/o de rocas sedimentarias (esquisto, gres y calizas). Los principales elementos de los que se componen las partículas del suelo son: oxígeno, silicio, aluminio, hierro, calcio, sodio, potasio y magnesio.” Aproximadamente, la mitad del volumen de un suelo está compuesto por poros de diversos tamaños, los cuales están ocupados por aire y/o agua. El agua presente en estos poros nunca es agua pura ya que en ella se encuentran disueltos cientos de iones orgánicos e inorgánicos cuya función es esencial, donde son tomados los nutrimentos requeridos por las plantas (Porta *et al.*, 2003: pág. 14).

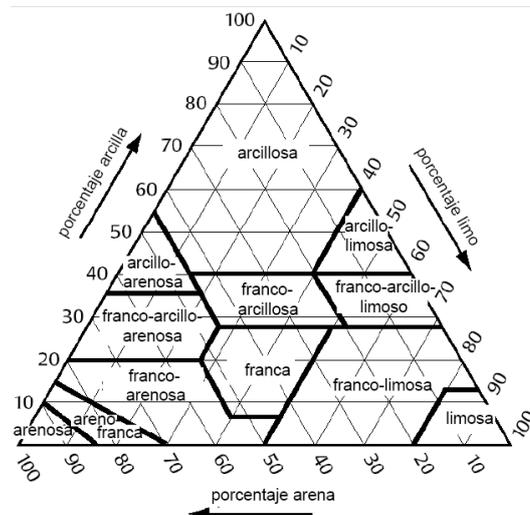
### **2.2. Propiedades físicas del suelo**

#### **2.2.1. Textura**

La textura es una expresión sintética de las características de cada horizonte del suelo dependiente del tamaño de las partículas. La granulometría expresa las proporciones relativas de las distintas partículas minerales inferiores a 2 mm, agrupadas por clases de tamaños en fracciones granulométricas, tras la destrucción de agregados (Porta *et al.*, 2003); es decir, es la expresión sintética de las características del suelo, depende de la proporción de las partículas fundamentales del mismo: arena, limo y arcilla (Castellanos *et al.*, 2000).

Las partículas del suelo son de diferente tamaño. Aquellas cuyo tamaño es inferior a 2 mm constituyen a la tierra fina. Se clasifican de la siguiente forma: arena, partículas cuyo tamaño está comprendido entre 2 y 0.05 mm; limo, partículas cuyo tamaño está comprendido entre los 0.05 y 0.002 mm; y arcilla, partículas cuyo tamaño es inferior a 0.002 mm (Porta *et al.*, 2003).

De acuerdo a los contenidos de arena, limo y arcilla los suelos se dividen en: arenosos, los cuales dejan pasar con facilidad el agua y el aire, están bien aireados y no se encharcan, pero tienen poca capacidad para retener el agua; y arcillosos, que por el contrario presentan dificultad para dejar pasar el aire y el agua, están mal aireados y se encharcan con facilidad, pero tienen una gran facilidad de almacenamiento de agua (Porta *et al.*, 2003).



**Fig 1. Clase textural de los suelos de 5 a 30 cm de profundidad (con valores promedio)(Porta *et al.*, 2003).**

### 2.2.2. Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica o conductancia específica de una solución es el recíproco de la resistencia específica de una corriente alterna medida entre las caras opuestas de un centímetro cúbico de una solución acuosa a una temperatura específica. La conductividad eléctrica del extracto de saturación (CEe) es uno de los índices más difundidos para evaluar la concentración salina del suelo a nivel de laboratorio (Volke *et al.*, 2005).

La conductividad eléctrica es una medida de la capacidad de un material para transportar la corriente eléctrica. Una solución acuosa que contiene iones tiene esa habilidad. La conductividad de una solución electrolítica depende de la concentración total de iones presentes en agua, de la movilidad de cada uno de los iones disueltos, su valencia y de la temperatura a la que se hace la determinación. El principio por el cual los instrumentos miden conductividad es simple: dos placas de conductividad o electrodos se sumergen en la muestra, se aplica un potencial o voltaje a través de las placas y se mide la corriente que fluye entre las placas. La conductancia eléctrica (C) se determina a partir de los valores del voltaje (V) y la corriente (I).

$$C = I/V$$

La conductividad eléctrica (CE) se calcula multiplicando la conductancia medida por la constante de celda (L/A)

$$CE = C \times (L/A)$$

Donde:

L = Longitud de la columna de líquido entre los electrodos (cm).

A = Área de los electrodos (cm<sup>2</sup>).

La celda de conductividad es la parte del circuito que entra en contacto con la muestra.

La conductividad eléctrica del extracto de saturación (CE) se reporta en decisiemens por metro (dS m<sup>-1</sup>) (Porta *et al.*, 2003).

## **2.3. Propiedades químicas del suelo**

### **2.3.1. potencial de Hidrógeno (pH)**

El pH del suelo se define como el logaritmo inverso de la concentración de iones de hidrógeno en gramos por litro en un sistema. Al medirse en el suelo, indica el grado de saturación de bases que dependen de la arcilla dominante y el grado de disociación de los iones hidrógeno procedente de los lugares de intercambio o la extensión de la formación de dichos iones por la hidrólisis del ion Al<sup>3+</sup>. El pH es un factor importante en la movilidad de iones, ya que incide en la precipitación y adsorción de metales pesados (Porta *et al.*, 2003).

El pH del suelo es una propiedad que permite entender la importancia de los procesos químicos tales como la movilidad de iones, precipitación y disolución cinética, y equilibrio

oxidación-reducción; actividad química que permite entender la disponibilidad de los nutrimentos para las plantas y la respuesta negativa de plantas a la acidez del suelo (Porta *et al.*, 2003).

### 2.3.2. Materia Orgánica (MO)

La denominación genérica de materia orgánica (MO) del suelo hace referencia a los restos orgánicos de plantas y animales en distintas etapas de transformación, a los compuestos de síntesis microbiológica y/o química y a los restos de microorganismos y pequeños animales, vivos o muertos (Schnitzer y Khan, 1972).

Aproximadamente la tercera parte de la MO se puede identificar como grupos de sustancias con características químicas relativamente definidas tales como biopolímeros provenientes de residuos vegetales (polisacáridos, polipéptidos, lignina, materiales cuticulares, etc.). El resto de la MO se considera como material húmico que deriva de las transformaciones químicas, físicas y biológicas de restos animales, vegetales y microbianos, resultado de un proceso complejo llamado humificación; por lo que los procesos de humificación y degradación resultan en una pérdida de las características de los materiales estructuralmente identificables (Schnitzer, 1991; Chefetz *et al.*, 2002). En la humificación, se acumulan compuestos orgánicos resistentes de MO sedimentaria, incluyendo la reestructuración (diagénesis) de moléculas sintetizadas por organismos superiores, así como la síntesis de macromoléculas complejas en el suelo a partir de condensación química de productos intermediarios de la biodegradación o bien, formados por la propia actividad biosintética de los microorganismos del suelo (Schnitzer, 1991).

La MO de suelos agrícolas se compone principalmente de biopolímeros de residuos de plantas, polisacáridos, ligninas, proteínas y materiales cuticulares.

De acuerdo al grado de incorporación y transformación de la MO, se diferencian tres fracciones (Schnitzer, 1991):

- i. MO no humificada. Está constituida por biomasa vegetal y animal senescente y biomasa microbiana no incorporada a la fracción mineral del suelo o sedimento.
- ii. Sustancias no húmicas. Incluyen macromoléculas o compuestos sencillos con estructura química definida, biogénico, como son los carbohidratos, proteínas, péptidos, resinas, pigmentos, ácidos grasos, etc. En general, son relativamente fáciles de degradar y tienen una vida corta en el suelo o sedimento.
- iii. Sustancias húmicas (humus en sentido estricto). Son el resultado de transformaciones que dan lugar a productos de estructura amorfa, con características físicas y químicas

---

variables, oscuras, de estructura química fundamentalmente aromática, químicamente compleja y con un amplio intervalo de pesos moleculares. Son sustancias hidrófilas de carácter ácido, de carga negativa, formadas mediante mecanismos fundamentalmente oxidativos.

### 2.3.2.1. Importancia biológica de la materia orgánica

Los componentes orgánicos del suelo proceden de varias fuentes (Porta *et al.*, 2003):

- i. Acumulación de restos inalterados y productos metabólicos, de plantas y animales, recientemente incorporados, o que permanecen sin transformar en el suelo a consecuencia de procesos físicos o fisicoquímicos, conocidos genéricamente como de preservación selectiva.
- ii. Alteración estructural (diagénesis) de productos macromoleculares que forman parte de los tejidos orgánicos.
- iii. Degradación o descomposición de moléculas orgánicas complejas a compuestos orgánicos más sencillos y su posterior reorganización mediante mecanismos abióticos o enzimáticos.
- iv. Síntesis microbiana de nuevos componentes orgánicos.

Gran parte de las funciones que desempeña la MO se atribuyen a las propiedades coloidales de las sustancias húmicas; las cuales ejercen una influencia positiva en el crecimiento de las plantas (Kononova, 1982).

La MO del suelo tiene un papel importante en la fertilidad del suelo ya que controla la actividad microbiológica del suelo, debido a que representa una fuente de carbono y nitrógeno mineralizable; y porque afecta la tasa de infiltración del agua, erodabilidad, capacidad de almacenamiento del agua, ciclo de nutrientes y adsorción de plaguicidas, entre otros; por lo que el manejo del suelo es parte fundamental para una agricultura sostenible. Se ha reconocido a la MO como el indicador central de la calidad y salud del suelo; por ejemplo, una disminución de ésta por oxidación biológica o erosión, reduce significativamente el abastecimiento de nitrógeno dando lugar a un deterioro en las condiciones físicas del suelo y por lo tanto, una reducción en la productividad de los cultivos (Ding *et al.*, 2002).

En el aspecto físico del suelo, la MO favorece la formación y estabilidad de agregados, la aireación y circulación de agua, penetración de las raíces y resistencia a la erosión (Kononova, 1982). Desde el punto de vista químico, retiene y moviliza cationes necesarios para las plantas;

---

además, por su efecto de amortiguamiento, permite la formación de quelatos y la de complejos con metales, óxidos, hidróxidos y arcillas. Asimismo, tiene la capacidad de disminuir las concentraciones de sales e iones tóxicos en la solución del suelo, debido a sus propiedades de intercambio catiónico. Por último, la MO estimula la actividad biológica proporcionando energía y nutrientes a la flora y fauna del suelo (Müller-Wegener, 1988).

### **2.3.2.2. Interacción materia orgánica – metales pesados**

En suelos templados la MO, el pH y la fuerza iónica de la solución del suelo son los principales factores que gobiernan la sorción de los metales (Müller-Wegener, 1988).

La sorción de metales pesados por las sustancias húmicas es menos conocida que la sorción de éstos por las superficies minerales. Las sustancias húmicas presentan diversos grupos funcionales ( $\text{CO}_2$ , OH, C=C, COOH, SH,  $\text{CO}_2\text{H}$ ) con gran afinidad para interactuar con los iones metálicos. Estas interacciones han sido descritas como mecanismos de cambio iónico, adsorción superficial, quelación coagulación y peptización. Por la tanto, la existencia de un sitio en particular para cada catión no es fácil de definir, ya que el metal puede estar unido a dos o más ligandos de diferentes moléculas (Theng y Scharpenseel, 1975). De tal forma, la MO juega un papel importante en el transporte, acumulación y biodisponibilidad de los iones metálicos como quelatos. Es importante diferenciar entre los compuestos orgánicos de origen natural en el suelo y los derivados por las actividades humanas. Senesi (1992) dividió a los compuestos orgánicos del suelo que pueden formar complejos con los metales en tres clases: i. moléculas orgánicas del suelo de origen natural de estructura y propiedades químicas conocidas, incluyendo ácidos alifáticos, polisacáridos, aminoácidos y polifenoles; ii. químicos orgánicos de origen antrópico derivados de las actividades agrícolas, industriales y urbanas; y iii. ácidos húmicos y fúlvicos, los cuales se acumulan en el suelo y cuyas estructuras no son conocidas a detalle (Ross, 1996).

Se ha confirmado a través de estudios de espectrofotometría de infrarrojo, que los grupos carboxílico (COOH) y fenólicos (OH) de los ácidos fúlvicos y húmicos del suelo, son sitios de unión importantes durante la formación de quelatos (Ross, 1996).

### **2.3.3. Capacidad de Intercambio Catiónico**

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) es una medición de la densidad de carga negativa del suelo e indica la posibilidad de absorber cationes. La CIC depende a su vez del pH y el contenido de MO; si se incrementa el pH también se incrementa la CIC (Porta *et al.*, 2003).

La CIC proporciona un equilibrio o un poder amortiguador con respecto a la acumulación de metales en suelos agrícolas. La arcilla y la MO del suelo están cargados negativamente y son capaces de adsorber cationes en solución del suelo. Estos cationes adsorbidos se denominan cationes de cambio ya que pueden ser cuantitativamente reemplazados por otros sin destruir los coloides del suelo. La cantidad de cationes intercambiables que un suelo es capaz de adsorber recibe el nombre de cambio catiónico (Porta *et al.*, 2003).

## **2.4. Propiedades bioquímicas del suelo**

El funcionamiento de los suelos depende en gran parte de las propiedades bioquímicas, ya que de ellos depende el estado de las principales funciones edáficas: productividad, filtración y degradación. Por tanto, la actividad biológica y bioquímica del suelo es de importancia capital en el mantenimiento de la fertilidad de los hábitats terrestres y consecutivamente, del funcionamiento de los ecosistemas forestales (García *et al.*, 2003).

### **2.4.1. Biomasa microbiana**

La biomasa microbiana es el componente más activo del suelo, forma parte del total de la MO y cumple una función importante en el humus, ya que interviene en los procesos de mineralización de los nutrientes; por tanto puede ser utilizada como índice de comparación entre sistemas naturales o como indicador de las variaciones sufridas en el equilibrio del suelo debido a la presencia de agentes nocivos (Beck *et al.*, 1997; Coyne, 2000).

La biomasa microbiana se define como la parte de la MO en el suelo constituida por los microorganismos vivos, con tamaños entre 5 y 10  $\mu\text{m}^3$  menores de 5 a 10  $\mu\text{m}^3$ . Constituye un agente de humificación directamente a través de la actividad enzimática (Porta *et al.*, 1999, Alef y Nannipieri, 1995). La biomasa generalmente se expresa como mg de carbono por kilogramo de suelo o también como  $\mu\text{g}$  de C por gramo de suelo seco. El interés en estimar la biomasa microbiana se relaciona con su doble función como catalizador y como fuente (a través de la mineralización) reservorio (a través de la inmovilización) en la transformación de nutrientes; su papel en la formación y estabilización de la estructura del suelo y como un indicador ecológico (Alef y Nannipieri, 1995).

La biomasa microbiana del suelo es uno de los componentes vivos esenciales de todos los ecosistemas terrestres. Ésta regula muchos procesos críticos del ecosistema, incluyendo la descomposición de materiales orgánicos, su transformación y el reciclaje de nutrientes y la integración biofísica de la MO con las fases sólida, acuosa y gaseosa del suelo. A través de su interacción con otros organismos, por ejemplo con la fauna y las raíces de las plantas, la biomasa

microbiana del suelo también llega a ser vital en la regulación de la cantidad y calidad de componentes en el ciclo hidrológico y en las emisiones de los gases de invernadero. Debido a esos atributos, la biomasa microbiana debe ser considerada como un indicador importante en la determinación de la calidad del suelo (Franzluebbers, 1999).

Los microorganismos son los principales mediadores de la tasa de recambio del carbono en el suelo. Por definición, también son parte del carbono orgánico y del reservorio de nutrientes, y como tales, son denominados biomasa microbiana (Insam, 1990).

Algunos factores ecológicos determinan la biomasa microbiana del suelo y frecuentemente son responsables, en gran parte, de la variación espacial y temporal de la misma. La composición de las especies de plantas, principalmente a través de la producción primaria neta y de la calidad del mantillo, puede afectar las mediciones de la biomasa microbiana junto con la cadena trófica en el suelo, donde las interacciones entre los distintos organismos pueden influir en la actividad microbiana (Carter *et al.*, 1997).

En general, las plantas sirven como una fuente de carbono para la comunidad microbiana y a su vez, los microorganismos proveen nutrientes para el crecimiento de las plantas a través de la mineralización de los residuos de plantas y animales y de la MO del suelo (Insam, 1990).

La biomasa microbiana es el indicador más importante de la composición microbiana en el suelo, especialmente en combinación con un parámetro de actividad tal como la producción de CO<sub>2</sub> (Alef y Nannipieri, 1995).

El carbono de la biomasa microbiana (C-BM) responde mucho más rápidamente que el carbono orgánico total a los cambios en la calidad del suelo. Las variaciones en el carbono orgánico total son más lentas de detectar debido a que éste incluye un alto porcentaje de fracciones estables, las cuales pueden enmascarar variaciones que tienen lugar en las fracciones menos recalcitrantes. Por otra parte, el C-BM responde eficazmente y con mucha sensibilidad a las prácticas de manejo agrícola, en especial a la incorporación de materiales orgánicos aún a bajas dosis; de allí que la determinación del carbono microbiano represente una herramienta útil para la comprensión y predicción de los efectos, que a largo plazo, puedan producir los cambios en las condiciones del suelo (Alef y Nannipieri, 1995).

El carbono biomasa microbiana “C-BM \* 100 / COT” (donde COT = carbono orgánico total) representa el carbono asociado a la fracción viva de la MO, expresado como porcentaje del carbono orgánico total del suelo. Se ha establecido que el C-BM de los suelos agrícolas, en los que el contenido de C se encuentra en equilibrio, varía entre 2.3 y 4.0% del carbono orgánico total

y aquellos suelos que se desvían de dicho intervalo, se encontrarían perdiendo carbono o bien acumulándolo (Insam, 1990).

En el carbono-biomasa se usa el método de fumigación-extracción de Vance *et al.*, (1987). Consiste en provocar la muerte de los microorganismos del suelo con cloroformo y así el C liberado se extrae con K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Por diferencia entre el C extraído con K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> en muestras del suelo que fueron fumigadas con cloroformo y el carbono extraído de muestras que no sufrieron el proceso de fumigación, se puede determinar el carbono asociado a los microorganismos muertos.

La determinación de la biomasa microbiana es primordial ya que es el catalizador primario de procesos biogeoquímicos y forma parte de la reserva nutritiva y energética del suelo; es un componente lábil de la MO y constituye aproximadamente el 3% del C y el 5% del N total (Parr *et al.*, 2002).

#### 2.4.2. Respiración microbiana

La respiración microbiana se ha utilizado para determinar la actividad biológica del suelo, principalmente para conocer los procesos de mineralización en horizontes superficiales. La actividad metabólica del suelo puede ser medida a través de la producción de CO<sub>2</sub> o del consumo de O<sub>2</sub> y es afectada por la humedad, la temperatura, la disponibilidad de nutrientes y la estructura del medio; así el secado del suelo reduce considerablemente la respiración, mientras que su humedecimiento genera una recuperación de la capacidad respiratoria, probablemente como resultado de la liberación de compuestos orgánicos fácilmente degradables (aminoácidos y otros ácidos orgánicos) (García *et al.*, 2003).

La respiración del suelo es un proceso que refleja la actividad biológica del mismo y se pone de manifiesto a través del desprendimiento de CO<sub>2</sub> o el consumo de O<sub>2</sub> resultante del metabolismo de los organismos existentes en el suelo. Todos los organismos heterótrofos tienen la propiedad de la MO, obteniendo la energía que necesitan a través de la descomposición de compuestos orgánicos tales como celulosa, proteínas, nucleótidos y compuestos humificados. En estas reacciones redox de la oxidación de la MO por los microorganismos (respiración microbiana), el oxígeno participa como aceptor final de electrones obteniendo como producto final del proceso CO<sub>2</sub> y agua (García *et al.*, 2003). La reacción general de la descomposición de la MO por los microorganismos heterótrofos es:



Por tanto, la actividad metabólica de los microorganismos del suelo puede ser medida mediante el desprendimiento de CO<sub>2</sub> o el consumo de oxígeno. Así la respiración se puede definir como un proceso generador de energía, en el que tanto los compuestos orgánicos como inorgánicos reducidos actúan como donantes de electrones. También se puede definir como el consumo de O<sub>2</sub> y desprendimiento de CO<sub>2</sub> por bacterias, hongos, algas y protozoos, incluyendo el intercambio de gases por el metabolismo de organismos tanto aerobios como anaerobios (García *et al.*, 2003).

La medida de la respiración del suelo ha sido usada con fines muy diversos, tales como:

- I. La estimación de la biomasa microbiana del suelo que realmente es activa.
- II. Estudio de los procesos de mineralización y estabilización de la materia orgánica.
- III. El establecimiento de la influencia de las condiciones climáticas y tipo de manejo del suelo en la actividad global de la biomasa microbiana.
- IV. Para conocer el efecto de determinadas variables sobre la oxidación de la MO.
- V. Para determinar el grado de recuperación de los suelos degradados.
- VI. Como marcador de la contaminación de suelos con productos potencialmente tóxicos, como el Pb y Cu, produce un efecto inhibitorio sobre la respiración del suelo (García *et al.*, 2003).

## **2.5. Metales pesados (elementos potencialmente tóxicos)**

Cualquier elemento que un organismo necesite para vivir, crecer y reproducirse se llama nutrimento. Los organismos necesitan de 30 a 40 elementos químicos, aunque el número y tipos de éstos pueden variar con los distintos organismos. En general, tales nutrimentos se encuentran en diversos compuestos. Los elementos requeridos por los organismos en grandes cantidades se denominan macronutrimentos; por ejemplo: el carbono, oxígeno, hidrógeno, nitrógeno, fósforo, azufre, calcio, magnesio y potasio. Estos elementos y sus compuestos constituyen el 97% de la masa del cuerpo humano y más de 95% de la masa de todos los organismos. Los 30 o más elementos requeridos por los organismos en cantidades pequeñas, o trazas, se llaman micronutrimentos tales como el hierro, cobre, níquel, zinc, cloro y yodo (Alloway, 1990; Wild, 1992).

En el suelo existen elementos minoritarios que se encuentran en muy bajas concentraciones por lo que los organismos se han adaptado a estas disponibilidades; si la concentración de estos elementos es más alta, entonces se vuelven tóxicos para los organismos. Dentro de este grupo son muy abundantes los denominados metales pesados; que son aquellos elementos con una densidad igual o superior a 5g/cm<sup>3</sup> en forma elemental o su número atómico

es superior a 20 (Alloway, 1990). La presencia de tales metales en la corteza terrestre es inferior al 0.1% y casi siempre menor del 0.01% (Mc Bride *et al.*, 1997).

El contenido de metales pesados en suelos debería ser únicamente función de la composición del material original y de los procesos edafogénicos que dan lugar al suelo. Pero la actividad humana incrementa el contenido de estos metales en el suelo en cantidades considerables, siendo ésta sin duda, la causa más frecuente de las concentraciones tóxicas; por lo tanto el origen de los metales pesados en el suelo puede ser geológico o antropogénico. El primero se refiere a la presencia de los elementos en los minerales y rocas y a la distribución que éstos tienen en la corteza terrestre. El segundo, se debe a las actividades productivas en el sector agropecuario, industrial y al desarrollo urbano, que generan contaminantes que son depositados en ríos, suelos y sedimentos (Coker y Mattheus, 1983; Loué, 1988; Alloway, 1990).

Los metales pesados incluyen elementos como el zinc, cobre, níquel, plomo y cadmio. Algunos son esenciales para la vida en concentraciones traza, pero pueden tener efectos nocivos en altas concentraciones. Por esa razón a estos elementos se les denomina "elementos potencialmente tóxicos" (EPT).

Algunos metales son esenciales para la vida, porque pueden actuar como catalizadores en los sistemas enzimáticos celulares y si rebasan las concentraciones dadas pueden originar perturbaciones; entre ellos están el Zn, Cu, Mo, I y Ni, entre otros. Al, Cd, Pb y Hg se les consideran como elementos potencialmente tóxicos por su capacidad de reemplazar a los bioelementos con características químicas y configuraciones electrónicas similares, ocasionado graves efectos en el metabolismo de los organismos (Insam, 1990).

### **2.5.1. Disponibilidad de metales pesados**

Las formas químicas en que los metales se pueden presentar en el suelo varían e influyen en la disponibilidad que estos elementos tienen para las plantas. Entre estas formas se incluyen:

- Iones simples o complejos en la solución del suelo.
- Iones intercambiables.
- Metales unidos a sustancias húmicas.
- Metales coprecipitados con óxidos, carbonatos y fosfatos u otros minerales secundarios.
- En forma de iones en los cristales primarios.
- En residuos biológicos o microorganismos (Petruzzelli, 2000).

La disposición de los metales varía en los diferentes tipos de suelo. Así, desde el punto de vista agronómico, la cantidad de metales solubles es más importante que su contenido total. Por ejemplo, en un suelo calcáreo, a pesar de la alta cantidad de cobre y zinc, su disponibilidad en la nutrición de la planta es baja debido a que las formas químicas presentes no son insolubles (Porta *et al.*, 2003).

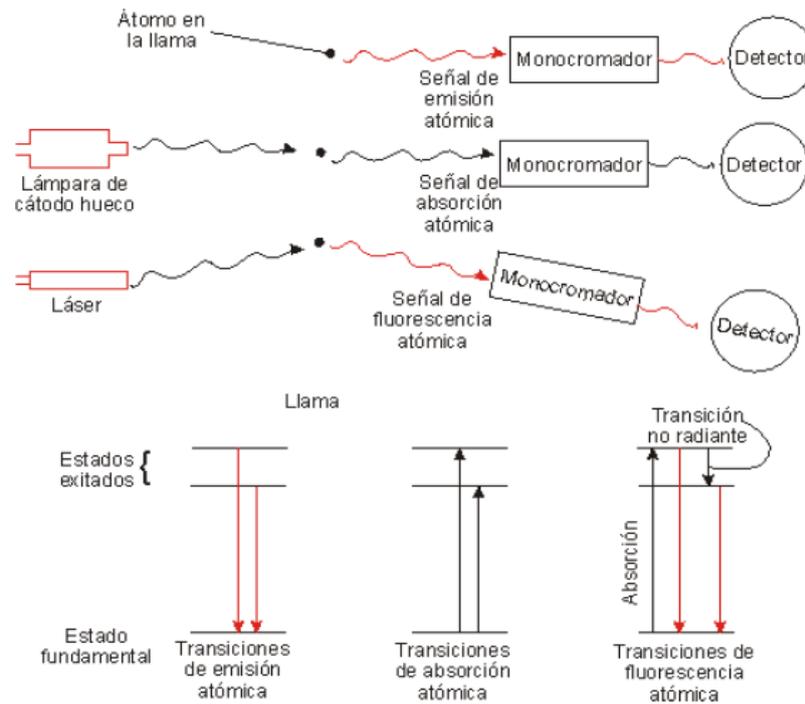
### **2.5.2. Factores que influyen en la disponibilidad de metales pesados**

El contenido de los metales pesados en el suelo depende de factores físicos y químicos como son pH, textura, CIC y MO entre otros, así como de las condiciones climáticas de la región (Loué, 1988). En general, las propiedades del suelo ejercen un efecto directo en la adsorción de los metales son: pH>MO>CIC (Basta *et al.*, 1993).

Los procesos que afectan la movilidad y la disponibilidad de los macro y micro elementos en suelo son en esencia los mismos: i) intemperismo, ii) disolución y solubilidad, iii) precipitación, iv) absorción por las plantas, v) inmovilización por organismos del suelo, vi) intercambio en el suelo (en los sitios de intercambio catiónico), vii) adsorción específica y quimisorción, viii) quelatación y ix) lixiviación. Kabata-Pendias (1995) clasificó los factores que afectan la movilidad en las siguientes categorías: i) capacidad del suelo (pH, CIC, MO, cantidad y tipo de arcilla, óxidos de Fe y Mn, y potencial redox); ii) capacidad de la planta (especie, variedad, cultivo, órgano de la planta, edad, interacciones con iones); y iii) factores ambientales (condiciones climáticas, prácticas de manejo, irrigación- salinidad y topografía).

### **2.6. Espectroscopia de emisión atómica inductivamente acoplada a plasma (ICP)**

Las técnicas de espectrometría se basan en la descomposición de una muestra en átomos mediante una llama o un plasma (gas muy caliente formado por iones y electrones libres).



**Fig 2. Esquema generalizado de la espectrometría y comparación entre absorción, emisión y fluorescencia de átomos en una flama (Harris, 2007).**

La concentración de átomos en fase vapor se determina midiendo la absorción o emisión a longitudes de onda características del elemento. En la emisión atómica las colisiones de átomos en un plasma muy caliente elevan los átomos a estados electrónicos excitados, desde los cuales pueden emitir fotones al volver a su estado fundamental. La intensidad de la emisión es proporcional a la concentración del elemento en la muestra (Harris, 2007).

La muestra se introduce al sistema por medio de un nebulizador ultrasónico, que transforma la disolución acuosa en aerosol. La luz emitida por los átomos de los elementos en el ICP es convertida a señales eléctricas por medio de un fotomultímetro. Estas señales son medidas cuantitativamente utilizando una curva de calibración. Un espectro de emisión por plasma acoplado inductivamente puede medir hasta 70 elementos simultáneamente (Harris, 2007).

En absorción atómica los átomos absorben parte de la luz que llega al detector. La emisión atómica procede de átomos que se encuentran en estado excitado a causa de gran energía térmica. Para observar fluorescencia atómica, los átomos se excitan con una lámpara externa de láser (Harris, 2007).

### 3. JUSTIFICACIÓN

El crecimiento de la población ha sido un factor que ha propiciado el uso intensivo de los recursos naturales con el fin de maximizar sus rendimientos productivos y cubrir las necesidades básicas y suntuosas del hombre. En este contexto, el suelo ha sido el recurso que más severamente ha sido impactado por las actividades antropogénicas y el recurso que más intensivamente ha sido usado, degradado y poco evaluado respecto a los efectos que surgen de su uso intensivo (Doran y Parkin, 2006); razón que justifica el desarrollo de investigaciones que estén orientadas a evaluar los efectos que resultan de las prácticas intensivas, como se plantea en la presente investigación.

Las propiedades bioquímicas del suelo son consideradas como las más “sensibles” del recurso y susceptibles de alterarse por las actividades antropogénicas, las cuales son usadas para por ejemplo, en el establecimiento de índices de calidad edáfica con proyección a su sostenibilidad o como una herramienta para definir los impactos de las actividades antropogénicas sobre el suelo. En este sentido se usarán como una herramienta para evaluar los efectos del laboreo en los cultivos de papa (*Solanum tuberosum*) en suelos agrícolas del Nevado de Toluca.

#### **4. OBJETIVO GENERAL**

Evaluar los efectos que surgen del laboreo del cultivo de papa (condiciones de laboratorio) en suelos agrícolas de “La Peñuela”, Nevado de Toluca (considerando las estrategias de producción que se practican en la zona: agricultura intensiva, semi-intensiva y tradicional) a través de sus propiedades físicas, químicas y bioquímicas (biomasa–respiración microbiana).

#### **OBJETIVOS PARTICULARES**

Caracterizar los suelos agrícolas de “La Peñuela”, Nevado de Toluca a través de parámetros físicos (textura, conductividad eléctrica), químicos (pH, materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico) y elementos potencialmente tóxicos (totales y geodisponibles, incluyendo As, Pb, Cu, Cd, Zn, Fe).

Evaluar la respiración por medio del CO<sub>2</sub> desprendido por los microorganismos edáficos y reconocer los potenciales cambios después de la aplicación de agroquímicos en el cultivo de papa.

Cuantificar la biomasa microbiana y determinar el coeficiente metabólico para conocer la actividad de los microorganismos en el suelo antes y después de la aplicación de los agroquímicos en el cultivo de papa.

---

## 5. MATERIALES Y MÉTODOS

El presente trabajo se desarrolló en los Laboratorios del Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales de la Universidad Autónoma del Estado de México (UAEMéx), así como en los laboratorios de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM): el Laboratorio de Análisis Físicos y Químicos del Ambiente (LAFQA) de la Facultad de Química y el Laboratorio de Análisis Ambientales del Suelo del Instituto de Geología.

### 5.1. Área de Estudio.

La Peñuela es una de las 54 localidades del municipio de Zinacantepec, Estado de México y una de las 23 localidades ubicadas dentro del Parque Nacional Nevado de Toluca (PNNT) (previo a su recategorización como Área de Protección de Flora y Fauna a finales del 2013); el cual se localiza dentro de una de las provincias fisiográficas más grandes del país denominada “Eje Neovolcánico Transversal” en los 99° 37’ y 99° 58’ longitud oeste y 18° 59’ y 19° 13’ latitud norte (GEM, 1990) Se encuentra sobre los 3000 msnm, justo en el límite inferior del PNNT.

La localidad de La Peñuela corresponde al Ejido de La Peñuela; cuenta con 769.6 hectáreas y colinda con los ejidos de: al Norte, San Antonio Acahualco, Los Indios, La Hortaliza, La Puerta y Mesón Viejo; al Este, Loma Alta; al Sur, San Miguel Oxtotilpan; y al Oeste, San Miguel Oxtotilpan y Mesón Viejo.

Presenta un clima C € Wig: semifrío subhúmedo con temperatura media anual entre 2° C y 7° C; régimen de lluvias en verano; es isotermal; y la temperatura del mes más caliente se presenta antes del solsticio de verano (GEM, 1990).

La localidad de La Peñuela se encuentra ubicada en una microcuenca que forma parte de la cuenca del Balsas, esta microcuenca nace en las partes más altas del PNNT, a los 4560 msnm, cerca del Pico del Fraile y es alimentada por los ríos La Hortaliza y Pinchontagüi y pasa por el Parque de los Venados hasta llegar a unirse con el río de la Comunidad. La microcuenca se encuentra en la región hidrológica 18, en la subregión media del Balsas, perteneciente a la vertiente del Pacífico y conformada por los Estados de Michoacán, Estado de México, Guerrero y Morelos (CONAGUA (2008).

En la parte Sur de la Localidad se encuentra un ojo de agua en los 99° 51’ y 1’’ longitud oeste y 19° 9’ y 15’’ latitud norte aproximadamente, producto del escurrimiento de las elevaciones que rodean a la comunidad y considerada como la principal fuente de recarga de la misma.

La Peñuela se extiende sobre suelos de tipo Andosol. Se trata de suelos que tienden a desarrollarse en los bosques de Coníferas. Se caracterizan por derivarse de cenizas volcánicas recientes ricas en alófanos en climas semifríos subhúmedos; esta relación aunada a la precipitación, genera un pH ácido que permite tener una Alta Capacidad de Intercambio Catiónico y una baja saturación de Sales, lo que facilita la retención de agua y nutrientes para el desarrollo de vegetación de pino-encino, que proporcionan a su vez abundante MO. Su uso agrícola está condicionado a las geoformas que lo soportan; sin embargo, debido a que se trata de un suelo rico en nutrientes, se le considera apto para la agricultura. En la localidad de La Peñuela predominan el cultivo de papa, avena y flor de ornato (nube) (GEM, 1990, 2003).

## **5.2. Muestreo de Suelos**

El muestreo se realizó en agosto de 2011 de acuerdo con un plan que se diseñó con base en los criterios indicados en la norma mexicana **NMX-AA-132-SCFI-2006** (MUESTREO DE SUELOS PARA LA IDENTIFICACIÓN Y LA CUANTIFICACIÓN DE METALES Y METALOIDES, Y MANEJO DE LA MUESTRA). Que establece las especificaciones generales para el muestreo de suelos cuyo contenido de metales y metaloides requiere ser identificado y cuantificado. Se reconoce que tanto los programas de muestreo como la remediación de un suelo responden a las características específicas del sitio, por lo que no hay un protocolo o conjunto de procedimientos que puedan cumplir con todas las condiciones. Con esta Norma, se previó el establecimiento de una guía general para la conducción de los muestreos de los suelos. La aplicación de lo establecido en ella supone que ha habido un proceso sistemático de revisión de documentos, mapas e información del sitio, para determinar si una zona es o podría estar contaminada, y para establecer la ubicación de la posible contaminación.

La ubicación de las muestras se obtuvo con un GPS conforme al sistema que utiliza actualmente el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI) de nuestro país, en coordenadas UTM – WGS84.

Los puntos de muestreo de suelo se seleccionaron considerando que el viento y el agua, los cuales pueden dispersar la contaminación en caso de haberla, fluyen del norte hacia el sur. Las muestras se tomaron en una distribución de tresbolillo como se indica en la norma mexicana NMX-AA-132-SCFI-2006.

Las muestras fueron colectadas con pico y pala y depositadas en bolsas de plástico previamente etiquetadas con los datos correspondientes del proyecto y de la muestra. En cada punto de muestreo se tomaron las coordenadas con GPS y se obtuvo la correspondiente memoria fotográfica, así como su registro en la correspondiente bitácora de campo.

### **5.3. Valores de fondo**

Por requisito de la Norma Oficial Mexicana NMX-AA-132-SCFI-2006 se tomaron muestras de suelos no contaminados (valores de fondo). Se tomaron 300 muestras de suelo superficial distribuidas en las cuatro direcciones cardinales con distancias de 5 km entre ellas. Las muestras fueron recolectadas con pala y depositadas en bolsas de polietileno de alta densidad. También fueron etiquetadas para su traslado al laboratorio.

### **5.4. Preparación de las muestras**

Las muestras se secaron al ambiente. Se retiraron piedras, hojas y otros materiales que no eran suelo. Mediante cuarteo, se separó la mitad de la muestra original para su resguardo como “retenido original”. La mitad restante fue disgregada con ayuda de un mazo de madera cubierto con plástico. Las muestras resultantes fueron homogenizadas y tamizadas con tamiz malla No. 10 (2 000  $\mu\text{m}$ ) para su análisis siguiendo las indicaciones de la Norma Oficial Mexicana NMX-AA-132-SCFI-2006.

Tanto la fracción gruesa como la fina se almacenaron en bolsas de plástico debidamente etiquetadas con la clave de identificación de la muestra.

## 6. RESULTADOS

Artículo 1. Artículo de investigación original aceptado por una revista especializada arbitrada e indexada de reconocimiento internacional.

REVISTA INTERNACIONAL DE CONTAMINACIÓN AMBIENTAL

Ciudad Universitaria, 11 de noviembre de 2014

Germán Martínez-Alva  
Universidad Autónoma del Estado de México  
Instituto de Ciencias Agropecuarias  
PRESENTE



Por este medio tengo el agrado de comunicarle que su trabajo DEGRADACIÓN DE SUELOS VOLCÁNICOS Y SU RELACIÓN CON LOS ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS CONTENIDOS EN AGROQUÍMICOS Y LAS ESTRATEGIAS AGRÍCOLAS EN EL NEVADO DE TOLUCA, MÉXICO, bajo la autoría de Germán Martínez-Alva, Margarita Eugenia Gutiérrez-Ruiz, Ángel Roberto Martínez-Campos, Rafael Villalobos-Pietrini, Tizbe T. Arteaga-Reyes, fue aceptado para su publicación en el Número 2, Volumen 31 de la Revista Internacional de Contaminación Ambiental, correspondiente al mes de mayo de 2015.

Atentamente

M. en E. Claudio M. Amescua García  
Editor Ejecutivo

<http://www.revistas.unam.mx/index.php/rica>

**DEGRADACIÓN DE SUELOS VOLCÁNICOS Y SU RELACIÓN CON LOS  
ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS CONTENIDOS EN AGROQUÍMICOS  
Y LAS ESTRATEGIAS AGRÍCOLAS  
EN EL NEVADO DE TOLUCA, MÉXICO**

Propuesta de título corto: Concentración de EPT en suelos agrícolas

Germán Martínez-Alva <sup>1</sup>, Margarita Eugenia Gutiérrez-Ruíz <sup>2</sup>, Ángel Roberto  
Martínez-Campos <sup>1</sup>, Rafael Villalobos-Pietrini <sup>3</sup>, Tizbe T. Arteaga-Reyes\*<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universidad Autónoma del Estado de México. Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales.  
El Cerrillo Piedras Blancas, Toluca, Estado de México. C.P. 50090. México. Correo-e:  
ttarteagar@uaemex.mx Tel. +52 (722) 2 96 55 52 Ext. 6500

(\*Autor para correspondencia).

<sup>2</sup> Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Química. Ciudad Universitaria.  
México, Distrito Federal. C.P. 04510. México.

<sup>3</sup> Universidad Nacional Autónoma de México. Centro de Investigación en Ciencias de la  
Atmósfera. Ciudad Universitaria. México, Distrito Federal. C.P. 04510. México.

---

Palabras clave: estrategias agrícolas, elementos potencialmente tóxicos, agroquímicos, Nevado de Toluca.

## RESUMEN

En el Nevado de Toluca, México el uso indiscriminado de agroquímicos para la producción de alimentos ha generado impactos negativos en el suelo como cambios en sus propiedades físicas, químicas y bioquímicas, representando un potencial riesgo para la salud humana y el ambiente. Por tanto, el objetivo del presente estudio fue evaluar la concentración total y geodisponible de los elementos potencialmente tóxicos (As, Pb, Cd, Zn, Cu y Fe) en suelos agrícolas del Nevado de Toluca en los que se practica agricultura intensiva, semi-intensiva y tradicional. Se utilizó la Norma Mexicana NMX-AA-132-SCFI-2006. La evaluación de la concentración de los elementos potencialmente tóxicos se realizó por espectroscopia de emisión atómica inductivamente acoplada a plasma y, en el caso del As, por espectroscopia de absorción atómica con generación de hidruros. Los resultados indican que en los suelos en los que se practica agricultura intensiva y semi-intensiva existe una mayor concentración total (mg/kg) de elementos potencialmente tóxicos que en los suelos en los que se practica agricultura tradicional. En algunos elementos potencialmente tóxicos se observó un aumento ostensible de su geodisponibilidad (mg/L), no obstante que las concentraciones en términos absolutos son bajas. El uso no controlado de agroquímicos es un factor de degradación de los suelos agrícolas del Nevado de Toluca ya que modifican sus propiedades físicas y químicas, principalmente en los suelos en que se practica la agricultura intensiva y semi-intensiva para el cultivo de papa. La adición de agroquímicos ha causado una fuerte acidificación (pH= 2.8-4.2) y consecuentemente el intemperismo acelerado de las arcillas ha favorecido la reducción de la capacidad de intercambio catiónico, la disminución de la materia orgánica y el aumento de la conductividad eléctrica. Por tanto, los resultados de este estudio evidencian el riesgo ambiental (calidad de suelos) y a la salud humana en el largo plazo por el abuso de agroquímicos.

Key words: agricultural strategies, potential toxic elements, agrochemicals, Nevado of Toluca.

### ABSTRACT

The indiscriminate use of agrochemicals in the Nevado of Toluca, Mexico to produce food has caused negative impacts in the soil such as changes in its physical, chemical and biochemical properties, which implies a potential risk to human health and the environment. Hence, the objective of the current study was to evaluate total and geoavailable concentrations of potential toxic elements (As, Pb, Cd, Zn, Cu and Fe) in agricultural soils of Nevado de Toluca where intensive, semi-intensive and traditional agriculture are developed. The Mexican Norm NMX-AA-132-SCFI-2006, was used. The assessment of the concentrations of potential toxic elements was developed by inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy and, for 'As' by atomic absorption spectroscopy. Results indicate that soils where intensive agriculture and semi-intensive agriculture are developed, total concentration (mg/kg) of potential toxic elements is greater than in soils with traditional agriculture. In some potential toxic elements it was observed an evident increase of their geoavailability (mg/L), even though such levels are low in absolute terms. The uncontrolled use of agrochemicals is a factor of degradation in agricultural soils of Nevado of Toluca due to the modification of their physical and chemical properties, mainly in soils where intensive agriculture and semi-intensive agriculture are developed to cultivate potato. The addition of agrochemicals has caused a severe acidification (pH= 2.8-4.2) and consequently an accelerated intemperism of clay, which has favoured the reduction of the cationic exchange capacity, the decreased of the organic matter and the increase of the electrical conductivity. Hence, results of this study highlight an environmental risk (soils quality) and risk to human health in the long run due to the abuse of agrochemicals.

## INTRODUCCIÓN

El manejo irracional de los recursos naturales y el manejo inadecuado de los residuos generados por los diferentes procesos antrópicos están condicionando el estado de conservación de recursos como el agua y el suelo (Tchobanoglous *et al.* 1998, Doménech 2000). Esta problemática se ha observado en el Nevado de Toluca (NT), el cual forma parte del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas de México (CONANP 2008). El NT se localiza en el centro de México y forma parte del sistema montañoso suroccidental del Valle de Toluca (CONAGUA 2008). Esta zona se caracteriza por presentar bosques de alta montaña; sin embargo, se ha observado la degradación de la calidad del aire, los cuerpos de agua y el suelo, una disminución de la densidad del arbolado, la pérdida de la biodiversidad genética y/o ecosistémica y la proliferación de plagas y enfermedades (CONANP 2008).

Las principales causas que se asocian al deterioro del NT son: el crecimiento de la población del Valle de Toluca, los cambios del uso del suelo, la extracción de recursos forestales maderables y no maderables, el sobrepastoreo y la agricultura (Franco *et al.* 2006). Sin duda alguna, la agricultura ha generado un mayor impacto en el agua, el suelo y la atmósfera debido al uso intensivo de agroquímicos, destacando plaguicidas y fertilizantes, que contienen elementos potencialmente tóxicos (EPT). No obstante, los agroquímicos proporcionan algunos elementos que son esenciales para las plantas, que en exceso resultan tóxicos. Por ejemplo, los plaguicidas contienen oxiclورو e hidróxido de cobre y los fertilizantes proporcionan sulfatos y quelatos de zinc, hierro, aluminio, manganeso y cobre (Cheng 1990, Benítez y Bárcenas 1996, Hernández *et al.* 2006).

Los plaguicidas son “sustancias o mezclas de sustancias que tienen la finalidad de prevenir, destruir, controlar o repeler plagas, incluidos los vectores de enfermedades humanas y de animales, así como las especies no deseadas que dañan o interfieren con la producción agropecuaria y forestal” (USEPA 2010). Los fertilizantes son sustancias que incrementan el

potencial productivo de los cultivos debido a la incorporación de nutrimentos para la plantas (Ferrer 2003). La aplicación controlada de agroquímicos (plaguicidas y fertilizantes) es una medida muy aceptada ya que permite aumentar el potencial productivo de los cultivos (Mansour 2004), razón por la que ésta industria se ha desarrollado vertiginosamente. Sin embargo, en la búsqueda de nuevos productos de este tipo, se han desarrollado compuestos tóxicos persistentes que están comprometiendo la salud de las personas ocupacionalmente expuestas durante la producción y aplicación de agroquímicos e inclusive de las que consumen los productos alimenticios obtenidos (Haro *et al.* 2002, Bolognesi 2003, Garry 2004, Waliszewski *et al.* 2004, Bull *et al.* 2006, Cavallo *et al.* 2006, Ismail *et al.* 2008). Dichos compuestos al transportarse en el ambiente pueden convertirse en un factor de contaminación del suelo, cuerpos de agua superficial y profunda, sedimentos y la atmósfera (Cheng 1990, Bain *et al.* 2000, Armienta *et al.* 2001, Jung 2001, Moral *et al.* 2002, Albert 2005, Wong *et al.* 2008). El transporte de los elementos que constituyen a los agroquímicos se debe principalmente a la infiltración y/o erosión de los suelos, aunque también pueden movilizarse por transporte atmosférico y/o por escurrimiento durante lluvias o riego agrícola (Ongley 1996, Kishida *et al.* 2007, Wong *et al.* 2008).

La contaminación de los recursos primarios (agua, suelo, atmósfera) con agroquímicos (plaguicidas) que contienen EPT está ampliamente documentada a nivel internacional: En aguas superficiales (Caldas *et al.* 1999, Thurman *et al.* 2000, Golfinopoulos *et al.* 2003, Fytianos *et al.* 2006, Gilliom 2007, Malla *et al.* 2007, Chen *et al.* 2008, Prieto *et al.* 2009), en agua de lluvia (Coupe *et al.* 2000, Dubus *et al.* 2000), en sedimentos (Daniels *et al.* 2000, Barakat *et al.* 2002, Hong *et al.* 2008, Hoai *et al.* 2010), y en suelos agrícolas (Jung 2001, Fytianos *et al.* 2001, Ho y Egashira 2001, Moor *et al.* 2001, Ramos-Bello *et al.* 2001, Davor 2005). Sin embargo, en México son relativamente escasos los estudios sobre la contaminación de estos recursos por el uso de plaguicidas y prevalecen los estudios que se refieren a la contaminación de los recursos por organoclorados (Rueda *et al.* 1997, Gutiérrez *et al.* 1998, Hernández-Romero *et al.* 2004, Alegría *et al.* 2006, Ramírez *et al.* 2008).

La problemática más evidente de los agroquímicos a base de metales como As, Pb, Cu, Cd, Zn, Fe, Mg y Mn radica principalmente en que pueden ser acumulados en los suelos, especialmente en los agrícolas que son acondicionados con material orgánico de diferente origen (Corinne *et al.* 2006). Algunos de estos metales, por ejemplo el Cu, pueden formar complejos relativamente solubles con ligantes orgánicos aumentando su geodisponibilidad. En casos de largos periodos de aplicación en suelos con bajos contenidos de fosfatos y arcillas se han contaminado e inclusive han afectado los cultivos (Cordero y Ramírez 1979). Cuando se supera la capacidad de retención de un suelo y pierde su capacidad de inmovilizar los contaminantes mediante procesos de sorción y precipitación, se puede convertir en un factor de riesgo potencial para cuerpos de agua y, en consecuencia, para la salud humana y la biota (Li y Shuman 1996, Virkutyte *et al.* 2002, Mahler 2003, García y Dorronsoro 2005, Corinne *et al.* 2006).

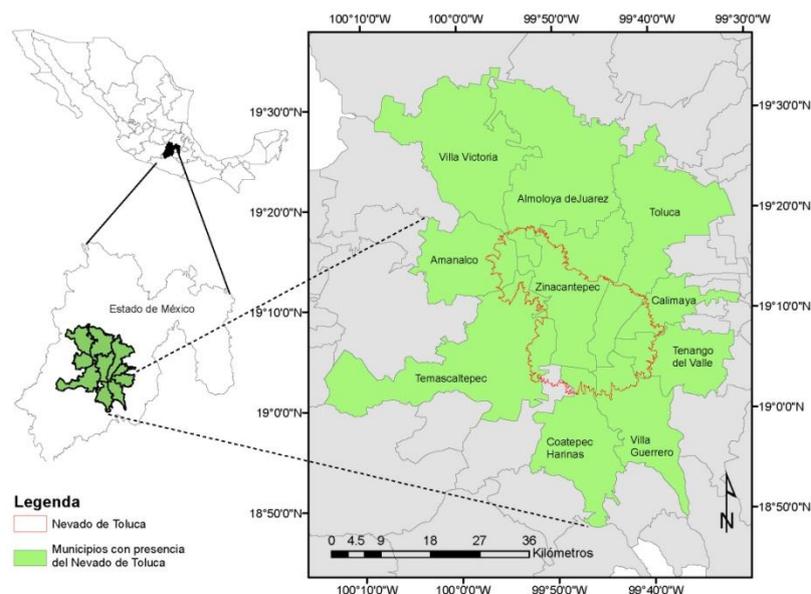
Considerando los posibles impactos negativos reportados en estudios previos del uso inadecuado o excesivo de plaguicidas y de los fertilizantes en suelos agrícolas, se realizó el presente estudio en el NT donde destaca la aplicación de agroquímicos que contienen EPT para el cultivo de la papa (*Solanum tuberosum*). El objetivo principal consistió en evaluar la concentración total y geodisponible de los EPT, incluyendo As, Pb, Cd, Zn, Cu y Fe (por ser los elementos indicados con alta frecuencia en las etiquetas de los agroquímicos empleados en la producción de papa), en función de tres estrategias de producción (o tipo de agricultura) que se practican en la zona: agricultura intensiva, semi-intensiva y tradicional. Según Davor (2005) sus características principales son: i) agricultura intensiva (A-I), se caracteriza por el abuso del uso de los agroquímicos (generalmente se incorpora más del doble de la dosis señalada en la etiqueta), por los altos rendimientos productivos, la nula incorporación de materia orgánica (MO), la nula rotación del cultivo y el alto laboreo mecanizado; ii) agricultura semi-intensiva (AS-I), la cual se caracteriza por el uso de agroquímicos (generalmente se respeta la dosis señalada en la etiqueta), por los rendimientos moderados en la producción, el aporte ocasional de MO, la ocasional rotación del cultivo y el moderado laboreo mecanizado; iii) agricultura tradicional (A-T), que se caracteriza por la nula o *cuasi* nula incorporación de agroquímicos, por los rendimientos

moderados de la producción (generalmente menores a los de la AS-I), el aporte frecuente de MO, la rotación de cultivo y el moderado laboreo con herramientas de tracción animal o manuales.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Descripción del área de estudio

Se considera el NT cuya extensión es de 46,784 ha; se ubica en el sureste del Valle de Toluca, Estado de México, México dentro de la provincia fisiográfica denominada “Sistema Neovolcánico Transversal” entre las coordenadas geográficas 18°51’31’’ y 19°19’03’’ de latitud Norte y 99°38’54’’ y 100°09’58’’ de longitud Oeste (CONANP 2008); incluye los municipios mexiquenses de Almoloya de Juárez, Amanalco de Becerra, Calimaya, Coatepec Harinas, Temascaltepec, Tenango del Valle, Texcaltitlán, Toluca, Villa Guerrero, Villa Victoria y Zinacantepec (GEM 1990) (**Fig. 1**).



**Fig. 1.** Ubicación del Nevado de Toluca o Xinantécatl.

El rasgo geográfico más representativo es el volcán NT o Xinantécatl, que alcanza una altura máxima de 4680 msnm. Debido a su geomorfología y a su rango altitudinal (mayor a 3000 msnm), descienden numerosos arroyos que contribuyen al origen de las cuencas del río Lerma-Chapala-Santiago al norte y al oriente, y del río Balsas al sur y al occidente (CONAGUA 2008). Cerca de 50 arroyos permanentes descienden del NT en sus cuatro direcciones. Estos cuerpos de agua albergan una alta biodiversidad debido a factores como la humedad, conformación topográfica y la vegetación que se establece a las orillas de los causes (CONABIO 2004).

De acuerdo con su formación geológica de tipo roca encajonante “caolinita-pirita” y a los criterios de clasificación FAO-UNESCO, el NT se caracteriza por tener suelos de tipo Andosol Úmbricos, Regosol Eútricos y Feozem. El clima predominante es frío en la cima del volcán, semifrío en las laderas con régimen de lluvias en verano, y subhúmedo y templado con lluvias en verano en los límites inferiores del NT. La temperatura media anual oscila entre 2° y 7° C y registra precipitaciones entre los 700 y 1000 mm anuales aproximadamente (GEM 2003). El principal cultivo en el NT es la papa, cultivo que en general requiere el uso de agroquímicos de una amplia naturaleza química (Franco *et al.* 2006).

Los valores de fondo que se consideraron en la discusión son los propuestos por Gutiérrez-Ruíz *et al.* (2009) que se establecieron para la elaboración de un Mapa Regional de Valores de Fondo de EPT en Suelos de México.

**CUADRO I. VALORES DE FONDO DE LOS SUELOS DE MÉXICO NO AFECTADOS POR ACTIVIDADES ANTROPOGÉNICAS (CONCENTRACIONES TOTALES) \***

	pH	CE ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ )	MO %	mg/kg					%
				As	Pb	Cu	Cd	Zn	
<b>Promedio</b>	7.6	255	3	10	259	23	0	70	1.95
<b>Mediana</b>	7.9	96	2	4.8	244	10	5.4	46	1.55
<b>Mínimo</b>	4.3	4.53	0	4.8	5.3	4.6	5.4	1.8	0.98
<b>Máximo</b>	10.8	36,050	33	287	975	307	25	17	8.68
<b>D. E.</b>	1.0	1,603	3	29	87	36	2	141	1.22

\*Gutiérrez-Ruiz *et al.* (2009). CE= Conductividad eléctrica, MO= Materia orgánica, D. E.=

Desviación estándar

Las concentraciones de referencia que se consideraron para definir la situación de los EPT en éste estudio son las que establece la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2007

**CUADRO II. CONCENTRACIONES DE REFERENCIA DE ELEMENTOS TOTALES Y GEODISPONIBLES POTENCIALMENTE TÓXICOS SEGÚN LA NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2007 (USO AGRICOLA/RESIDENCIAL/COMERCIAL).**

EPT	As	Pb	Cu	Cd	Zn	% Fe
<b>Totales</b>	22*	400*	NR	37*	NR	NR
<b>(mg/kg)</b>						
<b>Geodisponibles</b>	0.50	0.50	NR	0.10	NR	NR
<b>(mg/L)</b>						

\*Valor máximo reportado. NR= No Reportado, EPT= Elementos potencialmente tóxicos

### Muestras y análisis de laboratorio

Los sitios de muestreo se ubicaron utilizando un GPS conforme al sistema que utiliza actualmente el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI) de México, en coordenadas UTM - WGS84. Dichos sitios se seleccionaron considerando la dirección del viento y del agua, que fluyen del norte al sur, ya que son las vías de dispersión de los suelos.

Se muestrearon en total 30 parcelas que se usan para el cultivo de papa (se consideraron los criterios propuestos por Davor (2005) para la identificación de la estrategia agrícola de las parcelas muestreadas). En cada una de las 30 parcelas muestreadas, se tomaron 10 muestras simples que se unieron formando una única muestra compuesta por parcela. De manera que las muestras analizadas fueron 30 muestras compuestas; 10 por cada estrategia agrícola (A-I, AS-I y A-T). Las muestras de suelo se tomaron en agosto de 2011 siguiendo los criterios que establece la Norma Mexicana NMX-AA-132-SCFI-2006 en el horizonte Ap (0-25 cm), con una pala de punta hecha de aluminio (la cual era lavada con agua corriente y secada con papel secante después de la toma de cada muestra para evita la contaminación cruzada) en una distribución de tresbolillo (500 g de muestra aproximadamente).

Las muestras se embalaron en bolsas de plástico herméticas, se etiquetaron y se transportaron al laboratorio donde se secaron en horno a 90° C durante 48 h. Se retiraron piedras, hojas y otros materiales que no eran suelo. Se cuartearon las muestras y se dividieron en dos partes iguales: una se resguardó como “retenido original” y el resto del suelo se utilizó para las evaluaciones, moliéndolo con ayuda de un mazo de madera cubierto con plástico y tamizando por malla 10 (2000  $\mu\text{m}$ ) para los análisis físicos y químicos.

En todas las muestras se determinaron las siguientes propiedades edáficas: textura (Bouyoucos 1963), pH en agua en relación suelo-solución 1:2.5 y pH en KCl (Mc Lean 1982), conductividad eléctrica (CE) en relación sólido-agua de 1:5, porcentaje de MO (Walkey y Black 1947) y capacidad de intercambio catiónico (CIC) por el método de acetato de amonio (Chapman 1965).

Los análisis de las concentraciones totales y geodisponibles de los EPT de interés se realizaron por espectroscopía de absorción atómica con generación de hidruros (AA-GH) en el caso del As y espectroscopía de emisión atómica inductivamente acoplada a plasma (ICP-AES) para los otros elementos (Pb, Cd, Cu, Zn y Fe).

El procedimiento de digestión ácida se realizó de acuerdo con lo indicado en la norma mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2007 para la extracción del elemento total. Se tomaron por cuarteo aproximadamente 5 g de muestra y se molieron en un sistema de molino de bolas de óxido de zirconio. La muestra molida se pasó por malla 100 (tamaño de partícula <149  $\mu\text{m}$ ). De esta muestra se pesaron aproximadamente 0.5 g por triplicado dentro de vasijas de teflón para microondas. Se preparó un blanco y un blanco adicionado, también por triplicado. Al blanco adicionado se le añadieron 0.5 mL de una disolución estándar de 100 ppm de Ag, Al, As, B, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, In, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Se, Tl, V, Zn. Posteriormente se adicionaron a cada muestra 10 mL de  $\text{HNO}_3$  concentrado. El sistema se dejó abierto durante una hora para permitir que las reacciones entre el ácido nítrico y los carbonatos de la muestra concluyeran. De ese modo se evitó la formación de  $\text{CO}_2$  durante la digestión. Se cerraron las vasijas y se colocaron en un soporte estilo carrusel. En la primera etapa de la digestión se elevó la temperatura hasta  $175^\circ\text{C}$  durante 20 minutos, utilizando una potencia de 400 Watts. La segunda etapa consistió en mantener la misma temperatura durante 15 minutos adicionales y finalmente se dejaron enfriar las vasijas por 24 h. Una vez terminada la digestión, las muestras se filtraron con papel Whatman No. 42 y se aforaron a 100 mL con agua desionizada.

Para la extracción del elemento geodisponible, las muestras se dejaron a saturación durante 24 h con agua desionizada, posteriormente se filtraron y aforaron a 25 mL y se tomó una alícuota de medio contenido total para su análisis espectroscópico.

Los valores de las muestras duplicadas indicaron que la repetibilidad varía entre 3 y 9 %.

Se realizaron un análisis de varianza (ANOVA) y la prueba de Tukey ( $P < 0.05$ ) de los elementos potencialmente tóxicos por tipo de agricultura con el paquete estadístico SAS (SAS, Institute, Inc. 1988), de acuerdo con el diseño experimental.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Propiedades físicas y químicas

Los resultados de las propiedades físicas (textura) y químicas que se determinaron en los suelos agrícolas del NT se presentan en el **cuadro III y IV** respectivamente, considerando las tres estrategias de producción que se practican en la zona de estudio: A-I, AS-I y A-T.

**CUADRO III. TEXTURA DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS DEL NEVADO DE TOLUCA.**

Tipo de agricultura	Arena %	Limo %	Arcilla %
A-I	50	25	25
AS-I	41	38	21
A-T	39	38	23

A-I= Agricultura Intensiva, AS-I= Agricultura Semi-intensiva, A-T= Agricultura tradicional

**CUADRO IV. PARÁMETROS QUÍMICOS DE LOS SUELOS AGRÍCOLAS DEL NEVADO DE TOLUCA.**

Tipo de agricultura	pH en agua	pH en KCl	CE $\mu\text{S/cm}$	MO %	CIC $\text{cmol/kg}$
<b>medias</b>					
<b>A-I</b>	3.16 a	3.16 a	399 a	1.79 a	20 a
<b>AS-I</b>	3.16 a	3.2 a	367 a	7.21 b	23 b
<b>A-T</b>	4.06 b	4.16 b	250 b	9.33 c	29 c

Letras distintas indican diferencias significativas. **CE**= Conductividad eléctrica, **CIC**=

Capacidad de intercambio catiónico, **A-I**= Agricultura Intensiva, **AS-I**= Agricultura Semi-intensiva, **A-T**= Agricultura tradicional.

Los suelos estudiados se clasifican texturalmente como francos por su contenido semiequilibrado de arena, limo y arcilla (FAO 1990). Sin embargo, debido a la intemperización de las arcillas, específicamente resultan franco-arenosos (**Cuadro III**).

Los suelos son eminentemente ácidos (**Cuadro IV**). Sin embargo, los suelos en los que se practica A-I y AS-I (pH= 3.1 en ambos casos) fueron aún más ácidos con respecto a los suelos en los que se practica A-T (pH= 4.0). Estos valores de acidez son menores que el valor mínimo reportado como valor de fondo para los suelos de México que es de pH= 4.3 (**Cuadro I**).

Es importante resaltar que los suelos en los que se practica A-T presentan un valor de pH de 4.0, el cual es similar al pH de los suelos más ácidos no afectados por actividades antropogénicas de 4.3 (**Cuadro I**) y con el de otros suelos agrícolas ácidos de zonas volcánicas (Ramos-Hernández y Flores-Román 2008). Esto podría indicar que el uso de agroquímicos es el factor determinante que está acidificando los suelos en los que se practica A-I y AS-I, ya que los sulfatos de metales que contienen los agroquímicos se hidrolizan liberando protones. Así mismo, cuando la acidez aumenta elementos como el Al se ponen a disposición, lo cual provoca que el Al forme con el

---

agua (presente en los horizontes superficiales) un complejo de esfera interna muy estable y el producto de su hidrólisis es un ácido moderadamente fuerte con pKa de 4, aumentando ostensiblemente la acidez; también se deduce que posiblemente está relacionado con su origen volcánico (andosoles) y a que esporádicamente reciben agroquímicos que contienen sulfatos ácidos.

La acidificación (como en el caso de los suelos en los que se practica AI y AS-I), provoca la intemperización acelerada de la arcilla (por la sustitución de los cationes básicos por protones) y la disminución de la MO, lo cual genera la disminución de la CIC del recurso, la pérdida de su capacidad de sorción y el aumento de la CE -ya que se solubilizan cationes-, esto sucede especialmente en los suelos en los que se practica A-I que presentan una triple carga derivada del aporte consistente de cloruros y sulfatos de amonio y potasio, entre otros. Los valores de CE en los suelos en los que se practica A-I (399  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y AS-I (367  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) fueron significativamente más altos que los valores de los suelos de vocación tradicional (250  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), los cuales estuvieron alrededor del valor promedio de fondo de 255  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para suelos de México (**Cuadro I**). Se asume que dicha diferencia se debe a que en los suelos en los que se practica A-T no se incorporan agroquímicos que modifiquen su CE.

El porcentaje de MO en los suelos varía significativamente dependiendo del tipo de agricultura que se practica (**Cuadro IV**). Los valores más altos corresponden a los suelos en los que se practica A-T (MO= 9.33 %), los cuales se caracterizan por limitar con las zonas boscosas. Los valores intermedios corresponden a los suelos en los que se practica AS-I (MO= 7.21 %) y finalmente los valores notablemente menores son los de los suelos que se usan para la A-I (MO= 1.79 %). La carencia de buenas cantidades de MO en los suelos en los que se practica AS-I y A-I evita que los oxianiones de metales pesados sean reducidos a la forma trivalente, ya que al carecer de éste donador de electrones (MO) -u otros compuestos reductores inorgánicos asociados-, la dinámica global del suelo es impactada negativamente, sobre todo a nivel de la movilidad de los micronutrientes y a la vida microbiana (Bain 2000).

La arcilla y la MO son las propiedades que más influyen en el valor de la CIC del suelo, de tal forma que en los suelos más ácidos la degradación de la arcilla ha provocado una clara disminución de la CIC (**Cuadro IV**). Se encontró diferencia significativa entre las estrategias de producción consideradas (A-I, AS-I y A-T), dicha diferencia se puede deber a la cantidad de agroquímico depositado y a la condición prevalente de degradación de la arcilla y su valor de pH asociado. Por otra parte, en todos los suelos muestreados se identificaron pequeñas concentraciones de esmectita cristalizada e illita como filosilicato predominante en la fracción arcilla, lo que se traduce también en una menor CIC.

### Concentración total y geodisponible de EPT

La concentración total y geodisponible de los EPT considerados (As, Pb, Cu, Cd, Zn y Fe) de los suelos agrícolas del NT dependiendo de la estrategia agrícola que se practica para la producción de papa (A-I, AS-I o AT) se presentan en los **cuadros V-X**.

**CUADRO V. CONCENTRACIÓN TOTAL Y GEODISPONIBLE DE As EN SUELOS AGRÍCOLAS DEL NEVADO DE TOLUCA**

<b>Tipo de agricultura</b>	<b>Total (mg/kg)</b>	<b>Geodisponible (mg/L)</b>
	<b>medias</b>	<b>medias</b>
<b>A-I</b>	9.54 <b>a</b>	BLD
<b>AS-I</b>	8.61 <b>a</b>	BLD
<b>A-T</b>	BLD	BLD

Letras distintas indican diferencias significativas. BLD= Bajo el límite de detección (total= 4 mg/kg, soluble= 0.05 mg/L), Valor de fondo geodisponible: As= 0.05 mg/L. **A-I**= Agricultura Intensiva, **AS-I**= Agricultura Semi-intensiva, **A-T**= Agricultura tradicional.

**CUADRO VI. CONCENTRACIÓN TOTAL Y GEODISPONIBLE DE Pb EN SUELOS**

## AGRÍCOLAS DEL NEVADO DE TOLUCA

<b>Tipo de agricultura</b>	<b>Total (mg/kg)</b>	<b>Geodisponible (mg/L)</b>
	<b>medias</b>	<b>medias</b>
<b>A-I</b>	328 a	0.068
<b>AS-I</b>	263 b	BLD
<b>A-T</b>	BLD	BLD

Letras distintas indican diferencias significativas. BLD= Bajo el Límite de Detección (total= 200 mg/kg, soluble= 0.05 mg/L), Valor de fondo geodisponible: Pb= 0.06 mg/L. **A-I**= Agricultura Intensiva, **AS-I**= Agricultura Semi-intensiva, **A-T**= Agricultura tradicional.

**CUADRO VII. CONCENTRACIÓN TOTAL Y GEODISPONIBLE DE Cu EN SUELOS**

## AGRÍCOLAS DEL NEVADO DE TOLUCA

<b>Tipo de agricultura</b>	<b>Total (mg/kg)</b>	<b>Geodisponible (mg/L)</b>
	<b>medias</b>	<b>medias</b>
<b>A-I</b>	49.4 a	0.612
<b>AS-I</b>	17.1 b	BLD
<b>A-T</b>	11.3 b	BLD

Letras distintas indican diferencias significativas. BLD= Bajo el Límite de Detección (total= no reportado, soluble= 0.04 mg/L), Valor de fondo geodisponible: Cu= 0.04 mg/L. **A-I**= Agricultura Intensiva, **AS-I**= Agricultura Semi-intensiva, **A-T**= Agricultura tradicional.

**CUADRO VIII. CONCENTRACIÓN TOTAL Y GEODISPONIBLE DE Cd EN SUELOS AGRÍCOLAS DEL NEVADO DE TOLUCA**

<b>Tipo de agricultura</b>	<b>Total (mg/kg)</b>	<b>Geodisponible (mg/L)</b>
	<b>medias</b>	<b>medias</b>
<b>A-I</b>	3.49 a	BLD
<b>AS-I</b>	2.11 a	BLD
<b>A-T</b>	BLD	BLD

Letras distintas indican diferencias significativas. BLD= Bajo el Límite de Detección (total= no reportado, soluble= 0.04 mg/L), Valor de fondo geodisponible: Cd= 0.04 mg/L. **A-I**= Agricultura Intensiva, **AS-I**= Agricultura Semi-intensiva, **A-T**= Agricultura tradicional.

**CUADRO IX. CONCENTRACIÓN TOTAL Y GEODISPONIBLE DE Zn EN SUELOS AGRÍCOLAS DEL NEVADO DE TOLUCA**

<b>Tipo de agricultura</b>	<b>Total (mg/kg)</b>	<b>Geodisponible (mg/L)</b>
	<b>medias</b>	<b>medias</b>
<b>A-I</b>	83.9 a	0.295 a
<b>AS-I</b>	70.3 b	0.191 b
<b>A-T</b>	41.1 c	BLD

Letras distintas indican diferencias significativas. BLD= Bajo el Límite de Detección (total= 5 mg/kg, soluble= no reportado), Valor de fondo geodisponible: Zn= 0.06 mg/L. **A-I**= Agricultura Intensiva, **AS-I**= Agricultura Semi-intensiva, **A-T**= Agricultura tradicional.

**CUADRO X. CONCENTRACIÓN TOTAL Y GEODISPONIBLE DE Fe EN SUELOS AGRÍCOLAS DEL NEVADO DE TOLUCA**

<b>Tipo de agricultura</b>	<b>Total (%) medias</b>	<b>Geodisponible (%) medias</b>
<b>A-I</b>	6.46 <b>a</b>	0.583 <b>a</b>
<b>AS-I</b>	3.35 <b>b</b>	0.294 <b>b</b>
<b>A-T</b>	2.34 <b>b</b>	BLD

Letras distintas indican diferencias significativas. BLD= Bajo el Límite de Detección (total= no reportado, soluble= 0.25 mg/L), Valor de fondo geodisponible: Fe= 0.26 mg/L. **A-I**= Agricultura Intensiva, **AS-I**= Agricultura Semi-intensiva, **A-T**= Agricultura tradicional.

Teniendo en cuenta todos los EPT, los suelos en los que se practica A-I se caracterizan por presentar las mayores concentraciones totales de todos los EPT considerados en el estudio respecto a los suelos que se usan para la AS-I y A-T. Las concentraciones totales de los EPT evaluados en los suelos en los que se practica A-I caen dentro de los valores de fondo (**Cuadro I**).

Las concentraciones geodisponibles en los suelos en los que se practica A-I y AS-I son más altas que en los que se practica A-T. En los suelos en los que se practica AS-I, la mayoría de los EPT estuvieron por debajo del límite de detección de las técnicas analíticas empleadas (AA-GH e ICP-AES) y en los suelos que se usan para la A-T todas las concentraciones de estos elementos estuvieron por debajo del límite de detección. Finalmente, en los suelos en los que se practica A-I, los EPT en su mayoría presentaron concentraciones geodisponibles que no representan un riesgo para el ambiente por el momento.

La concentración total de As (**Cuadro V**) que se encontró en las parcelas que se utilizan para la A-I y AS-I no es significativamente diferente (9.54 y 8.81 mg/kg, respectivamente) y caen en los valores de fondo. La NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2007, considera como peligrosa una

---

concentración total de As mayor o igual a 22 mg/kg (valores de referencia) (**Cuadro II**) por lo tanto las concentraciones encontradas no representan un problema en éste momento. No obstante, el As es considerado un elemento susceptible de acumularse y/o solubilizarse si se acompleja con elementos de intercambio pasivo como el Al, Se, Mn y Mg (característico de los andosoles), factor que puede propiciar su acumulación y/o potencial disponibilidad (Davor 2005); razón que puede explicar que la concentración geodisponible de As en las parcelas de A-I, AS-I y A-T estuviera por debajo del límite de detección, el cual puede estar captado por las plantas de papa o estar en los horizontes edáficos profundos (o en la atmósfera) debido a su solubilidad característica.

Las concentraciones totales de Pb (cerca de los valores de fondo) (**Cuadro VI**), solo se detectaron en los suelos que se usan para la A-I y AS-I, como en el caso del As. No obstante, la concentración total de Pb fue significativamente diferente entre la A-I (328 mg/kg) y la AS-I (263 mg/kg); lo cual se asume por la cantidad de agroquímicos que se depositan. En los suelos en los que se practica A-T sus concentraciones estuvieron por debajo del límite de detección.

De acuerdo a la NOM-SEMARNAT/SSA1-2007 (uso agrícola, comercial e industrial) (**Cuadro II**) las concentraciones totales de Pb que se detectaron en los suelos que se usan para A-I y AS-I no representan un riesgo a la salud humana ni al ecosistema (valor de referencia 400 mg/kg) ni tampoco en términos de concentraciones geodisponibles (A-I= 0.068 mg/L; valor de referencia 0.50 mg/L). Sin embargo, se tiene que considerar que el efecto acumulativo a largo plazo de los EPT sí podría generar un impacto negativo. Se infiere que estos elementos podrían estar formando compuestos de baja solubilidad o estar sorbidos en partículas coloidales. Por ejemplo, el As se adsorbe en oxihidróxidos de Fe formando complejos de esfera interna, y los cationes se unen a las arcillas y a la MO o pueden estar como sulfatos insolubles como es el caso del Pb.

Es importante resaltar que las concentraciones totales de Pb detectadas en los suelos evaluados pueden ser objeto de discusión técnica, debido a que en los valores de referencia que reporta la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) se asume que el suelo

---

presenta características similares en el país (entidad cerrada); no obstante, el estudio de Gutiérrez-Ruiz *et al.* (2009) que reporta los valores de fondo de los suelos de México, considera la diversidad de las características particulares del suelo (entidad dinámica natural). También es importante resaltar que los valores de referencia que emite la SEMARNAT se han modificado con el tiempo; por ejemplo, según la SEMARNAT (2002), 200 mg/kg de Pb representaban un riesgo para la salud humana (RSH) y 100 mg/kg representaban un riesgo ecológico (RE) (en el caso de otros EPT como el As y el Cd, 20 mg/kg en ambos casos representaban RSH y RE). La tendencia ha sido ampliar la concentración de EPT permisible.

Las concentraciones totales de Cd (**Cuadro VIII**) detectadas en los suelos en los que se practica A-I y AS-I no representan un problema para la salud humana o el ambiente ya que se observan por debajo del límite de detección en todas las parcelas muestreadas. Es común encontrar depósitos encajonados y encriptados de Cd en suelos de origen volcánico, los cuales difícilmente interactúan con compuestos reductores (orgánicos o inorgánicos), lo cual limita su dinámica de interacción y disponibilidad (Alloway 1995).

A pesar de que las fracciones geodisponibles de EPT en lo general son bajas – posiblemente dado el alto nivel de precipitación de la zona (valor promedio anual de 700-1000 mm en el NT), eso no implica que no representan un riesgo potencial para la salud humana o el ambiente. La constante incorporación de agroquímicos que se observa en la zona, aumentará la concentración total de EPT y su potencial disponibilidad.

Es importante destacar que en el NT, el régimen de evaporación es 3.9 veces mayor que el de las precipitaciones. Esto indica que la escorrentía superficial que se forma en época de lluvias puede ser más importante que la infiltración, por lo que el mayor riesgo ambiental potencial es la dispersión del drenaje ácido cargado de EPT hacia los arroyos de la zona (50 aproximadamente). No obstante, se asume que el drenaje ácido (cargado de EPT) es amortiguado por los efectos de dilución y por el contacto con sedimentos que contienen arcillas y rocas con cierto carácter básico.

---

Los estudios realizados por Ávila-Pérez *et al.* (2007) y Zarazúa (2008) en algunos cuerpos de agua al interior del NT y la cuenca alta del Río Lerma, indican que la calidad del agua superficial no ha sido afectada por el drenaje ácido o metales pesados presentes en los suelos agrícolas.

Las consecuencias esperadas del flujo del drenaje ácido (cargado de EPT) en el recurso son: (a) Disminución de la disponibilidad de nutrientes (P, Mg<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup>) por haber sido intercambiados por otros cationes como H<sup>+</sup> o Al<sup>3+</sup>, b) Oxidación de la MO, (c) Intemperismo acelerado de las arcillas y liberación de Al<sup>3+</sup>, el cual es muy tóxico para las plantas, (d) Riesgo de toxicidad de los EPT acumulados que en condiciones ácidas pueden llegar a ser muy móviles, (e) Agotamiento de la capacidad de amortiguamiento del suelo, (f) Disminución del crecimiento de plantas y de los procesos microbiológicos que ocurren en el suelo. Por tanto, se pierde el aporte de nueva MO y del proceso de humificación; se limitan los procesos de nitrificación que realizan las bacterias generando a su vez el debilitamiento de la estructura de los agregados del suelo que favorece la aireación y el movimiento de agua; y se formarían costras superficiales que aumentan la escorrentía y disminuyen la lixiviación, (g) Condiciones perjudiciales para la puesta en marcha de cultivos (Gutiérrez-Ruíz *et al.* 2007, 2009).

Los resultados obtenidos en los suelos agrícolas del NT en los que se practica A-I, AS-I y A-T, aportan evidencias sobre la relación entre la intensidad del uso de agroquímicos y la acumulación de EPT en el suelo. La similitud en el comportamiento de los EPT en los suelos en los que se practica A-I y AS-I se puede deber a que en ambos casos se abusa del uso de agroquímicos (aunque predominantemente en la A-I). En los suelos en los que se practica A-I se incorpora la mayor cantidad de agroquímicos (endosulfan, dimetomorf y etilén-bis-ditiocarbamato de manganeso y plomo) por unidad de área (Gutiérrez *et al.* 2009). En los suelos en los que se practica A-T, los valores son significativamente menores; en estos suelos, los EPT también se encuentran en bajas concentraciones (Cu= 11.3 mg/kg, Cd= debajo del límite de detección, Zn= 41.1 mg/kg y Fe= 2.3%) (**Cuadro VII-X**); la presencia de Cu y Fe puede estar relacionada a que esporádicamente los productores incorporan agroquímicos a base de sulfatos de amonio, cobre y

hierro (II) con la expectativa de que incrementen el potencial productivo de sus cultivos. En el caso del Fe no hay reportes de fitotoxicidad o problemas de salud.

A pesar de que en los suelos en los que se practica AS-I y A-T las concentraciones de EPT son menores respecto a los suelos que se usan para la A-I, un incremento en el ingreso o el poder adquisitivo de los productores podría provocar un cambio (probablemente negativo) en las prácticas de manejo agrícola y, por ende, un mayor uso de agroquímicos que conllevarían a concentraciones más altas de EPT y un incremento de la superficie agrícolas en el NT con mayor probabilidad de riesgo de contaminación de suelos y los efectos secundarios asociados a dichas prácticas.

## CONCLUSIONES

Los agroquímicos son un factor de degradación de los suelos agrícolas del NT ya que modifican sus propiedades físicas y químicas, principalmente en los suelos en que se practica la A-I y AS-I para el cultivo de papa.

En los suelos en donde se practica la A-I y AS-I, la acidificación del recurso genera la disminución de la MO y la CIC así como el aumento de la CE, propiciando a su vez el aumento ostensible de la geodisponibilidad de algunos EPT.

La acidificación es un proceso que está causando la inmovilización de nutrientes esenciales para los cultivos, especialmente para la papa que requiere de un pH más alto y de la disponibilidad de fósforo. Por tanto, es urgente encalar los suelos del NT en los que se practica A-I y AS-I, para lograr aumentar el pH a 4, lo cual precipitará al Al y evitará el intemperismo de las arcillas.

Los valores de los EPT obtenidos en los suelos agrícolas del NT en los que se practica A-I y AS-I no representan un riesgo ambiental de acuerdo a los valores de la NOM-147-

SEMARNAT/SSA1-2007. Sin embargo, podrían ser un problema a largo plazo debido a la acumulación y la geodisponibilidad de estos elementos.

### **AGRADECIMIENTOS**

Al Dr. Francisco Martín Romero y la Dra. Águeda Elena Ceniceros Gómez, investigadores de los Institutos de Geología y Geografía de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) respectivamente. Al Laboratorio de Análisis Físicos y Químicos del Ambiente (Q.F.B. Reyna Roldán Armas y Q. Raquel Domínguez Martínez). Al Laboratorio de Geoquímica Ambiental (Instituto de Geología-UNAM) por su colaboración en el procesamiento de las muestras. A estudiantes de Ingeniería en Biotecnología de la Universidad Politécnica del Valle de Toluca: Gloria Itzel Viguera Romero, José Adrián Silis Cano, Mario Alberto Rico Rodríguez, Omar Avilés Mercado y Joel Bravo Arizmendi. Al CONACYT y a la UAEMéx por las becas otorgadas en los estudios de doctorado del M en C. Germán Martínez Alva. Al Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales de la UAEMéx y al proyecto “Caracterización de los residuos sólidos y líquidos derivados de las actividades agroforestales en el NT”, financiamiento PIFI, clave 3077/2011E.

### **REFERENCIAS**

- Albert L. (2005). Panorama de los plaguicidas en México. *Rev. Toxicol.* 44, 145-155.
- Alegría H. A., Bidleman T. F. y Salvador-Figueroa M. (2006). Organochlorine pesticides in the ambient air of Chiapas, Mexico. *Environ. Pollut.* 140, 483-491.
- Alloway B. J. (1995). Heavy metals in soils. Blackie Academic and Profesional Publ. Basic, Nueva York. 386 pp.

Armienta M. A., Villaseñor G., Rodríguez R., Ongley L. K. y Mango H. (2001). The role of arsenic-bearing rocks in groundwater pollution at Zimapan Valley, Mexico. *Environ Geol.* 40, 571-581.

Ávila-Pérez P., Zarazúa G., Carapia-Morales L., Tejeda S., Díaz-Delgado C. y Barceló-Quintal I. (2007). Evaluation of heavy metals and elemental composition of particles in suspended matter of the Upper Course of the Lerma River. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 273, 625-633.

Bain J. G., Blowes D. W., Robertson W. D. y Frind E. O. (2000). Modelling of sulfide oxidation with reactive transport at a mine drainage site. *J. Contam. Hydrol.* 41, 23-47.

Barakat A. O., Kim M., Qian Y. y Wade T. L. (2002). Organochlorine pesticides and PCBs residues in sediments of Alexandria Harbour. *Egypt. Mar. Pollut. Bull.* 44, 1421-1434.

Benítez J. A. y Bárcenas C. (1996). Patrones de uso de los plaguicidas en la zona costera del Golfo de México. En: *Golfo de México contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias.* (A.V. Botello, G. J. L. Rojas, J. Benítez. y L. D. Zarate, Eds.). EPOMEX, Campeche, pp. 155-167.

Bolognesi C. (2003). Genotoxicity of pesticides: a review of human biomonitoring studies. *Mutat. Res.* 543, 251-272.

Bouyoucos J. (1963). A rapid determination of soil texture. *J. Agric. Sci.* 23, 456-459.

Bull S., Fletcher K., Boobis A. R. y Battershill J. M. (2006). Evidence for genotoxicity of pesticides in pesticide applicators: a review. *Mutag.* 21, 93-103.

Caldas E. D, Coelho R. L. C., Souza K. R. y Siba S. C. (1999). Organochlorine pesticides in water, sediment, and fish of Paranoá Lake of Brasilia, Brazil. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 62, 199-206.

Cavallo D., Cinzia L. U., Carelli G., Iavicoli I., Ciervo A., Perniconi B., Rondinone B., Gismondi M. e IavicoLi S. (2006). Occupational exposure in airport personnel characterization and evaluation of genotoxic and oxidative effects. *Toxicol.* 223, 26-35.

Chapman H.D. (1965). Diagnostic criteria for plants and soils. En: *Diagnostic criteria for plants and soils*. Agronomy 9 (C.A. Black, Ed.). Am. Soc. Agronomy. Riverside, California. Pp. 902-904.

Chen J., Liu C., Yang Z. y Wang J. (2008). Residues and characteristics of organochlorine pesticides in the surface water in the suburb of Beijing. *Earth Sci. Front.* 15, 242-247.

Cheng H.H. (1990). Pesticides in the soil environments - An overview. En: *Pesticides in the soil environment: processes, impacts, and modelling*. (H. Cheng, Ed.). Soil Science Society of America, Madison, EE. UU. Pp. 1-5.

CONABIO (2004). Comisión Nacional para el conocimiento de la Biodiversidad. Regiones terrestres Prioritarias de México [en línea]. <http://www.conabio.gob.mx>. 06/05/2014

CONANP (2008). Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Parques Nacionales [en línea]. [http://www.conanp.gob.mx/parques\\_nacionales.html](http://www.conanp.gob.mx/parques_nacionales.html) 06/05/2014

CONAGUA (2008). Comisión Nacional del Agua. Estadísticas del agua en México [en línea]. <http://www.conagua.gob.mx> 06/05/2014

Cordero A. y Ramírez G. F. (1979). Acumulamiento de cobre en los suelos del Pacífico Sur de Costa Rica y sus efectos detrimentales en la Agricultura. *Agron. Costarr.* 3, 63-78.

Corinne P. R., Fang-Jie Z. y Steve McGrath P. (2006). Phytotoxicity of nickel in a range of European soils: Influence of soil properties, Ni solubility and speciation. *Environ. Pollut.* 145, 596-605.

Coupe R. H., Manning M. A., Foreman W. T., Goolsby D. A. y Majewski M. S. (2000). Occurrence of pesticides in rain and air in urban and agricultural areas of Mississippi, *Sci. Total Environ.* 248, 227-240.

Daniels W. M., House W. A., Rae J. E. y Parker A. (2000). The distribution of micro-organic contaminants in river bed sediment cores. *Sci. Total Environ.* 253, 81-92.

Davor R. (2005). Heavy metals distribution in agricultural top soils in urban area. *Environ. Geol.* 43, 795-805.

Doménech X. (2000). *Química ambiental. El impacto ambiental de los residuos.* Miraguano, Madrid, España. 254 pp.

Dubus I. G., Hollis J. M. y Brown C. D. (2000). Pesticides in rainfall in Europe. *Environ. Pollut.* 110, 331-344.

Franco S., Regil H. y Ordoñez J. (2006). Dinámica de perturbación de las zonas forestales en el Parque Nacional Nevado de Toluca. *Madera y Bosque* 12, 17-28.

FAO (1990). *Soil map of the world (Revised Legend).* Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma, Italia. 23 pp.

Ferrer A. (2003). Intoxicación por plaguicidas. *Toxicol. Clín.* 26, 1-5.

Fytianos K., Katsianis G., Triantafyllou P. y Zachariadis G. (2001). Accumulation of heavy metals in vegetables grown in an industrial area in relation to soil. *Bull. Env. Contam. Toxicol.* 67, 423-427.

Fytianos K., Meesters R. J. W., Schröder H. Fr., Gouliarmou B. y Gantidis N. (2006). Concentration and distribution of organochlorine pesticides in surface water and sediments in Lake Volvi (northern Greece). *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 86, 109-118.

García I. y Dorronsoro C. (2005). Contaminación por metales pesados. En: *Tecnología de Suelos*. (G. E. Bolonegsi, Ed.). Universidad de Granada. Departamento de Edafología y Química Agrícola, Madrid, España. Pp. 145-148.

Garry V. F. (2004). Pesticides and children. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 198, 152-163.

GEM (1990). Gobierno del Estado de México. Programa de manejo del Parque Nacional Nevado de Toluca [en línea]. <http://www.edomex.gob.mx> 06/05/2014

GEM (2003). Gobierno del Estado de México. Programa de pago de servicios ambientales hidrológicos [en línea]. <http://www.edomex.gob.mx> 06/05/2014

Gilliom R.J. (2007). Pesticides in U.S. streams and groundwater. *Environ. Sci. Technol.* 41, 3409-3414.

Golfínopoulos S. K., Nikolaou A. D., Kostopoulou M. N., Xilourgidis N. K., Vagi M. C. y Lekkas D. T. (2003). Organochlorine pesticides in the surface waters of Northern Greece. *Chemosph.* 50, 507-516.

Gutiérrez G. E., Ríos L. M., Muñoz G. F. y Villaescusa J. C. (1998). Chlorinated hydrocarbons in marine sediments of the Baja California (Mexico) - California (USA) border zone. *Mar. Pollut. Bull.* 36, 27-31.

Gutiérrez-Ruíz M. E., Romero F. M. y González-Hernández G. (2007). Suelos y sedimentos afectados por la dispersión de jales inactivos de sulfuros metálicos en la zona minera de Santa Bárbara, Chihuahua, México. *Re. Mex. Cien. Geol.* 24, 170-184.

Gutiérrez-Ruíz M. E., Cenicerós-Gómez A. E., Luna-González L., Morales-Manilla L. M., Romero F., Martínez-Jardines L. G., Rosas H. y López-Blanco J. (2009). Elaboración de un Mapa Regional de Valores de Fondo de EPT's en Suelos de México. CONABIO. FB1283/65002/08.

Haro G. L., Chaín C. T., Barrón A. R. y Bohórquez L. A. (2002). Efectos de plaguicidas agroquímicos: Perfil epidemiológico-ocupacional de trabajadores expuestos. *Rev. Med. IMSS.* 40, 19-24.

Hernández-Romero A. H., Tovilla-Hernández C., Malo E. A. y Bello-Mendoza R. (2004). Water quality and presence of pesticides in a tropical coastal wetland in southern Mexico. *Mar. Pollut. Bull.* 48, 1130-1141.

Hernández A., Hernández P. y Gordillo A. (2006). Manual para la evaluación de impactos ambientales. INNCIVE, Madrid, España. 770 pp.

Hoai P. M., Ngoc N. T., Minh N. H., Viet P. H., Berg M., Alder A. C. y Giger W. (2010). Recent levels of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in sediments of the sewer system in Hanoi, Vietnam. *Environ. Pollut.* 158, 913-920.

Ho T. L. y Egashira K. (2001). Solid-solution ratio on extraction of heavy metals by dilute acids from agricultural soils and river-sediments in Hanoi, Vietnam. *Com. Soil Sci. Plant Anal.* 32, 643-660.

Hong S. H., Kim U. H., Shim W. J., Oh J. R., Viet P. H. y Park P. S. (2008). Persistent organochlorine residues in estuarine and marine sediments from Ha Long Bay, Hai Phong Bay, and Ba Lat Estuary, Vietnam. *Chemosph.* 72, 1193-1202.

Ismail I. B. S., Fariyah K. y Khairiah J. (2008). Bioaccumulation of heavy metals in vegetables from selected agricultural areas. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 74, 320-327.

Jung M. C. (2001). Heavy metal contamination of soils and waters in and around the Imcheon Au-Ag mine, Korea. *Applied Geochem.* 16, 1369-1375.

Kishida M., Imamura K., Maeda Y., Lan T. T. N., Thao N. T. P. y Viet P. H. (2007). Distribution of persistent organic pollutants and polycyclic aromatic hydrocarbons in sediment samples from Vietnam. *J. Health Sci.* 53, 291-301.

Li Z. y Shuman L. M. (1996). Heavy metal movement in metal contaminated soil profiles. *Soil Sci.* 161, 656-666.

Mahler R.L. (2003). General overview of nutrition for field and container crops. En: *National Proceeding: Forest and Conservation Nursery Associations.* (L. E. Riley, R. K. Dumroese, T. D. Landis. Eds.). Springfield, IL. Proc. RMRS, Nueva York. Pp. 33-39.

Malla R., Tanaka Y. y Mori K. L. (2007). Short term effect of sewage irrigation on chemical build up in soils and vegetables. *Toxicol.* 5, 67-72.

Mansour S. (2004). Pesticide exposu re-Egyptian scene. *Toxicol.* 198, 91-115.

Mc Lean E. O. (1982). Soil pH and lime requirements. En: *Methods of soil analysis. Part 2. Agronomy 9* (A.L. Page, R.H. Miller, D.R. Keeney, Eds.). Am. Soc. Agronomy, Madison, EE. UU. Pp. 199-224.

Moor C., Lymberopoulou T. y Dietrich V. J. (2001). Determination of heavy metals in soils, sediments and geological materials by ICP-AES and ICP-MS. *Microchim. Acta.* 136, 123-128.

Moral R., Gilkes R. J. y Moreno-Caselles J. (2002). A comparison of extractants for heavy metals in contaminated soils from Spain. *Commun. Soil Sci. Plant An.* 33, 2781-2791.

Norma Oficial Mexicana NMX-AA-132-SCFI-2006. Que establece el procedimiento para el muestreo de suelos, para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra. *Diario Oficial de la Federación.* 14 de enero de 2006.

Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2007. Que establece los criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo(vi), mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio y otros. *Diario Oficial de la Federación.* 2 de marzo de 2007.

Ongley E.D. (1996). Control of water pollution from agriculture. *FAO Irrigation and Drainage Paper 55.* Roma, Italia. 111 pp.

Prieto M. J., González R. C. A., Román G. A. D. y Prieto G. F. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropic. Subtropic. Agroecos.* 10, 29-44.

Ramírez Q.Y., López G.E., Barceló Q.I.D. y Domínguez E.Z.J. (2008). Caracterización de triazinas en la cuenca alta del Río Lerma en Estado de México, México. *Memorias. XXXI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.* Santiago de Chile, Chile. 15 al 19 de mayo, 2008. CD-ROM.

Ramos-Hernández S. y Flores-Román D. (2008). Comparación de dos fuentes fosfatadas en suelos volcánicos cultivados con café del soconusco, Chiapas, México. *Agrociencia* 42, 391-398.

Ramos-Bello R., Cajuste L. J., Flores-Román, D. y García-Calderón N. E. (2001). Heavy metals, salts and sodium in Chinampa soils in Mexico. *Agrociencia* 35, 385-395.

Rueda L. Q., Botello A. V. y Díaz G. G. (1997). Presencia de plaguicidas organoclorados en dos sistemas lagunares del estado de Chiapas, México. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 13, 55-61.

SAS, INSTITUTE, INC. (1988). *SAS user's guide: Statistics.* Release 6.03. (SAS Institute Incorporation Ed.). Cary, Nueva York, EE. UU. 1028 pp.

SEMARNAT (2002). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Límite permisible de metales pesados en México. *Diario Oficial de la Federación.* 7 de noviembre de 2002.

Tchobanoglous G., Theisen H. y Vigil S. A. (1998). *Gestión integral de residuos sólidos.* McGraw-Hill, Madrid, España. 1107 pp.

Thurman E. M., Bastian K. C. y Mollhagen T. (2000). Occurrence of cotton herbicides and insecticides in playa lakes of high plains of West Texas. *Sci. Total Environ.* 248, 189-200.

USEPA (2010). United States Environmental Protection Agency. Types of Pesticides. United States Environmental Protection Agency [en línea]. <http://www.epa.gov/pesticides/about/types.htm> 17/10/2013

Virkutyte J., Sillanpää M. y Latostenmaa P. (2002). Electrokinetic soil remediation- Critical overview. *The Sci. Tot. Environ.* 289, 97-121.

Waliszewski S. M., Gómez-Arroyo S., Infanzón R. M., Carvajal O., Villalobos-Pietrini R., Trujillo P. y Maxwell Hart M. (2004). Persistent organochlorine pesticide levels in bovine fat from México. *Food Addit. Contam.* 21, 774-780.

Walkey A. L. y Black A. (1947). A rapid determination of soil organic matter. *J. Agric. Sci.* 25, 563-568.

Wong F., Alegria H. A., Jantunen L. M., Bidleman T. F., Salvador-Figueroa M., Gold-Bouchot G., Ceja-Moreno V., Waliszewski S. M. e Infanzon R. (2008). Organochlorine pesticides in soils and air of Southern Mexico: Chemical profiles and potential for soil emissions. *Atmos. Environ.* 42, 7737-7745.

Zarazúa G. (2008) Evaluación de las contribuciones naturales y antropogénicas de los metales pesados Cr, Mn, Fe, Cu, Zn y Pb y su distribución en el agua y sedimento en el Curso Alto del Río Lerma. Tesis de Doctorado. Centro Interamericano de Recursos del Agua-Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, Estado de México, México. 127 pp.

Artículo 2. Artículo de investigación original enviado a una revista especializada arbitrada e indexada de reconocimiento internacional.

**Submission Confirmation for ACTIVIDAD BIOLÓGICA EN SUELOS DE VOCACIÓN FORESTAL DEGRADADOS POR AGROQUÍMICOS PARA PRODUCCIÓN DE PAPA (Solanum tuberosum L.) NEVADO DE TOLUCA, MÉXICO**

em.rchscfa.0.418a63.85df750a@editorialmanager.com

[em.rchscfa.0.418a63.85df750a@editorialmanager.com] en nombre de Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente [em@editorialmanager.com]

**Enviado el:** martes, 03 de marzo de 2015 04:17 a.m.

**Para:** Tizbe Teresa Arteaga Reyes

Estimado(a) Dra. Arteaga-Reyes,

Su contribución titulada "ACTIVIDAD BIOLÓGICA EN SUELOS DE VOCACIÓN FORESTAL DEGRADADOS POR AGROQUÍMICOS PARA PRODUCCIÓN DE PAPA (Solanum tuberosum L.) NEVADO DE TOLUCA, MÉXICO" se encuentra en revisión técnica por parte de la Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente.

Si su manuscrito satisface los requerimientos técnicos y si se está dentro de la temática de la revista, se le asignará un número de control.

Usted podrá seguir el proceso de su escrito ingresando como autor en la URL siguiente:

<http://rchscfa.edmgr.com/>

Gracias por su contribución a nuestra revista.

Saludos cordiales.

Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente

Dear Dra. Arteaga-Reyes,

Your submission entitled "ACTIVIDAD BIOLÓGICA EN SUELOS DE VOCACIÓN FORESTAL DEGRADADOS POR AGROQUÍMICOS PARA PRODUCCIÓN DE PAPA (Solanum tuberosum L.) NEVADO DE TOLUCA, MÉXICO" is currently under technical review by the Journal Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente.

A reference number will be assigned to you manuscript, If the manuscript meets the technical requirements and it is deemed to be within the scope of the journal with regard to content.

You will be able to check on the progress of your paper by logging on as an author to the following URL:

<http://rchscfa.edmgr.com/>

Thank you for submitting your work to this journal.

Kind regards,

Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente

**ACTIVIDAD BIOLÓGICA EN SUELOS DE VOCACIÓN FORESTAL DEGRADADOS  
POR AGROQUÍMICOS PARA PRODUCCIÓN DE PAPA (*Solanum tuberosum* L.)  
NEVADO DE TOLUCA, MÉXICO**

**Suelos de vocación forestal degradados**

German Martínez-Alva<sup>1</sup>, Margarita E. Gutiérrez-Ruíz<sup>2</sup>, Ángel R. Martínez-Campos<sup>1</sup>, Rafael Villalobos-Pietrini<sup>3</sup>, Tizbe T. Arteaga-Reyes<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup> Universidad Autónoma del Estado de México. Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales. El Cerrillo Piedras Blancas, Toluca, Estado de México. C.P. 50090. México. Correo-e: tizbe@hotmail.com Tel.: +52 722 2 96 55 52

(\*Autor para correspondencia).

<sup>2</sup> Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Química. Ciudad Universitaria. México, Distrito Federal. C.P. 04510. México.

<sup>3</sup> Universidad Nacional Autónoma de México. Centro de Investigación en Ciencias de la Atmósfera. Ciudad Universitaria. México, Distrito Federal. C.P. 04510. México.

## HIGHLIGHTS

- Physical and soil chemistry properties influence microbial respiration
- Total microbial respiration depends on biomass associated with organic horizon
- Soils biochemical properties are susceptible to change by anthropogenic activities

## RESUMEN

En el Nevado de Toluca, México el uso indiscriminado de agroquímicos para la producción de alimentos ha generado impactos negativos en el suelo como cambios en sus propiedades físicas, químicas y bioquímicas, reduciendo el grado de conservación del recurso. El objetivo del presente estudio fue evaluar la actividad biológica (biomasa-respiración microbiana) y los parámetros físicos y químicos (textura, pH, conductividad eléctrica, materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico) en suelos moderadamente degradados por los agroquímicos empleados en la producción de papa (*Solanum tuberosum* L.) considerando tres estrategias de producción que se practican en La Peñuela, Nevado de Toluca: agricultura intensiva, semi-intensiva y tradicional. Los resultados indican que los agroquímicos son el factor de degradación de los suelos agrícolas de La Peñuela, Nevado de Toluca ya que modifican sus propiedades físicas, químicas y bioquímicas, principalmente en los suelos en que se practica la agricultura intensiva y semi-intensiva para el cultivo de papa. También se identificó que la acidificación del recurso (a causa de los agroquímicos usados) generó la disminución de la materia orgánica y la capacidad de intercambio catiónico así como el aumento de la conductividad eléctrica, lo cual propicia un desequilibrio en el horizonte orgánico y una reducida mineralización.

**PALABRAS CLAVE**

Biomasa microbiana, degradación, materia orgánica, respiración microbiana

**ABSTRACT**

In the Nevado de Toluca, Mexico the indiscriminate use of agrochemicals to produce food has generated negative impacts on soils such as changes in their physical, chemical and biochemical properties, reducing the degree of conservation of the resource. The objective of the current study was to assess the biological activity (microbial biomass-respiration) and the physical and chemical parameters (texture, pH, electric conductivity, organic matter and cation exchange capacity) in soils moderately degraded by agrochemicals that are used in the production of potato (*Solanum tuberosum* L.) considering three strategies of production that are carried out in La Peñuela, Nevado de Toluca: intensive, semi-intensive and traditional agriculture. Results showed that agrochemicals are the factor of degradation of agricultural soils in La Peñuela, Nevado de Toluca due to the modification of their physical, chemical and biochemical properties, mainly in soils where intensive and semi-intensive agriculture is carried out to produce potato. It was also identified that the acidification of the resource (due to the used agrochemicals) generated the reduction of organic matter and the cation exchange capacity as well as the increase of the electric conductivity, which generated an unbalance in the organic horizon and a reduced mineralization.

## KEY WORDS

Microbial biomass, degradation, organic matter, microbial respiration

## INTRODUCCIÓN

La producción agrícola en México se caracteriza por un crecimiento vertiginoso y constante según el Índice de Volumen agrícola (IVa) de febrero de 2014, el cual resultó 13.6% mayor al observado en el mismo periodo de 2013, del Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP) (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación [SAGARPA], 2014). Por ejemplo, la producción de papa (*Solanum tuberosum* L.) es consistentemente una de las producciones con mayor crecimiento nacional; de 177,903 t en febrero de 2013 a 185,367 t en el mismo mes de 2014; la tendencia ha sido a la alta en la última década (SAGARPA, 2014). El Estado de México destina para el cultivo de papa una superficie de 4,036.50 ha, con un rendimiento promedio de 26.71 t ha<sup>-1</sup>, ubicándose como el quinto Estado mexicano productor de este cultivo en el país (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación [SAGARPA], 2013). Sin embargo, el mantenimiento de dicha producción ha propiciado el uso intensivo del suelo; es decir, de la agricultura intensiva y por ende de insumos como agroquímicos, los cuales favorecen el potencial productivo del recurso y mantienen el rendimiento agrícola (Alberts, 2005; Alegría, Bidleman, & Salvador-Figueroa, 2006; Wong, Alegria, Jantunen, Bidleman, Salvador-Figueroa, Gold-Bouchot, Ceja-Moreno, Waliszewski, & Infanzon, 2008).

La producción de papa (*Solanum tuberosum* L.) en el Nevado de Toluca (NT) se relaciona con tres estrategias de producción: la agricultura intensiva (A-I), con el uso de agroquímicos; la agricultura semi-intensiva (AS-I), que se caracteriza por el uso “controlado” de dichas sustancias; y la agricultura tradicional (A-T), sin el uso de éstas. Sin embargo, dicha producción también ha seguido predominantemente una tendencia intensiva (Candeu & Franco, 2007; Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática [INEGI], 2010), provocando la degradación consistente del suelo (Franco, Regil, & Ordoñez, 2006), y en consecuencia, modificando su calidad, capacidad productiva y de mantenimiento general (Bautista, Etchevers, Del Castillo, & Gutiérrez, 2004).

La calidad de un suelo se define como la capacidad de éste para funcionar dentro de los límites del ecosistema y uso de la tierra, para sostener la productividad biológica, mantener la calidad ambiental y fomentar la salud de plantas y animales (Doran & Parkin, 1994; Karlen, Mausbach, Doran, Cline, Harris, & Schuman, 1997). Por tanto, la calidad del suelo está asociada a cambios en sus propiedades físicas (textura), químicas (pH y materia orgánica, principalmente) y “bioquímicas”, como la actividad biológica de los microorganismos del suelo. Esto provoca cambios en los procesos internos tales como la disponibilidad, movilización y mineralización de nutrimentos, aireación, capacidad de retención de agua, entre otros (Brookes, 1985; Brookes, 1995; Gil-Sotres, Trasar-Cepeda, Leiros, & Seoane, 2005).

En este contexto, la identificación de indicadores de la calidad a partir de las propiedades “bioquímicas” del suelo, consideradas como las más “sensibles” y susceptibles de cambio, son una herramienta importante de análisis que sirve para evaluar procesos y obtener índices, con los cuales es posible reconocer problemas en el área productiva, realizar estimaciones reales en la producción de alimentos, medir cambios en la calidad ambiental relacionados con el manejo de la agricultura y conocer el funcionamiento de procesos importantes como la mineralización del carbono (C) y nitrógeno (N) relativos a la biomasa microbiana (BM) (Bergstrom, Monreal, &

King, 1998; Bautista et al., 2004; Velasquez, Lavelle, & Andrade, 2007; Miralles, Ortega, Almendros, Sánchez-Marañón, & Soriano, 2009).

La intensificación de la agricultura y frecuencia de algunas prácticas de manejo intensivas han propiciado la necesidad de definir indicadores bioquímicos (biomasa-respiración microbiana) que, a través de sus valores, sean capaces de identificar cambios globales en el suelo y, al mismo tiempo, evalúen el grado de impacto para deducir cuándo un suelo es “capaz” o “incapaz”, en términos de calidad productiva para generar rendimientos rentables y conservar su fertilidad (Qi, Darilek, Huang, Zhao, Sun, & Gu; Rossi, Franc, & Rousseau; Lavelle, Velasquez, & Andrade, 2009).

En este sentido, el objetivo de la presente investigación consistió en evaluar la actividad biológica (biomasa-respiración microbiana) y los parámetros físicos y químicos como: textura, pH, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica (MO) y capacidad de intercambio catiónico (CIC), en suelos moderadamente degradados de “La Peñuela” en el NT por los agroquímicos empleados en la producción de papa (Martínez-Alva, Gutiérrez-Ruiz, Martínez-Campos, Villalobos-Pietrini, & Arteaga-Reyes, 2014), considerando tres estrategias de producción que se practican: agricultura intensiva (A-I), agricultura semi-intensiva (AS-I) y agricultura tradicional (A-T).

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### **Descripción del área de estudio**

Se considera a La Peñuela, comunidad dentro de la zona del NT o Volcán Xinantécatl, ubicado en la zona centro de México, en el sureste del valle de Toluca, Estado de México dentro de la provincia fisiográfica denominada Eje Neovolcánico Transversal, entre las coordenadas geográficas 18°51'31'' y 19°19'03'' de latitud Norte y 99°38'54'' y 99°58'58'' de longitud Oeste (Gobierno del Estado de México [GEM], 1990; Candeu & Franco, 2007; Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [CONANP], 2013).

El NT es una zona de interés ya que de él descienden alrededor de 50 arroyos que contribuyen al origen de las cuencas hidrológicas más importantes de México: Lerma-Chapala-Santiago al nororiente y Balsas al suroriente (Candeu & Franco, 2007; Comisión Nacional del Agua [CONAGUA], 2008). Estas cuencas albergan una alta biodiversidad debido al grado de humedad, la conformación topográfica y la vegetación que se establece a las orillas de los cauces de los ríos (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO], 2004).

De acuerdo con su formación geológica de tipo roca encajonante “caolinita-pirita” y a los criterios de clasificación FAO-UNESCO, el NT se caracteriza por tener suelos de tipo Andosol Úmbricos, Regosol Eútricos y Feozem. El NT tiene clima frío de altura, semifrío y templado con lluvias en verano (Candeu & Franco, 2007). La temperatura media anual oscila entre 2 y 7 °C y registra precipitaciones entre los 700 y 1,000 mm anuales aproximadamente. El principal cultivo en el NT es la papa (*Solanum tuberosum* L.), seguido por la producción de flor de cempasúchil (*Tagetes erecta*) y avena (*Avena sativa*) (Franco et al., 2006; Candeu & Franco, 2007).

### **Muestras y análisis de laboratorio**

Los sitios de muestreo se ubicaron utilizando un GPS conforme al sistema del INEGI, en coordenadas UTM - WGS84. Dichos sitios se seleccionaron considerando la dirección del viento (que fluye del norte al sur) y del agua (que fluyen del norte al sureste), ya que son las vías de dispersión de los suelos.

Se muestrearon en total 30 parcelas en la zona de estudio que se usan para el cultivo de papa (considerando los criterios propuestos por Davor (2005) para la identificación de la estrategia agrícola de las parcelas muestreadas). En cada una de las 30 parcelas muestreadas, se tomaron 10 muestras simples que se unieron formando una única muestra compuesta por parcela. Las muestras analizadas fueron 30 muestras compuestas; es decir, 10 por cada estrategia agrícola (A-I, AS-I y A-T). Las muestras de suelo se tomaron en agosto de 2013 siguiendo los criterios que establece la Norma Mexicana NMX-AA-132-SCFI-2006 en el horizonte Ap (0-25 cm), con una pala de punta hecha de aluminio (la cual era lavada con agua corriente y secada con papel secante después de la toma de cada muestra para evitar la contaminación cruzada) en una distribución de tresbolillo (500 g de muestra aproximadamente).

Las muestras se embalaron en bolsas de plástico herméticas, se etiquetaron y se transportaron al laboratorio donde se secaron en horno a 90 °C durante 48 h. Se retiraron piedras, hojas y otros materiales que no eran suelo. Se cuartearon las muestras y se dividieron en dos partes iguales: una se resguardó como “retenido original” y el resto del suelo se utilizó para las evaluaciones, moliéndolo con ayuda de un mazo de madera cubierto con plástico y tamizando por malla 10 (2000  $\mu\text{m}$ ) para los análisis físicos, químicos y bioquímicos.

En todas las muestras se determinaron las siguientes propiedades edáficas: textura (Bouyoucos, 1963), pH en agua en relación suelo-solución 1:2.5 y pH en KCl (McLean, 1982), CE en relación sólido-agua de 1:5, porcentaje de MO (Walkley & Black, 1947) y CIC por el método de acetato de amonio (Chapman, 1965).

La determinación de la biomasa microbiana se realizó siguiendo la técnica de fumigación-extracción (Vance et al., Brookes, & Jenkinson, 1987), donde se provoca la muerte de la microbiota del suelo con cloroformo y se realiza la extracción del carbono liberado con  $K_2SO_4$ . La determinación del C y N asociados a los microorganismos se estimó por diferencia con muestras sin tratamiento de fumigación (Alef & Nannipieri, 1995). La actividad microbiana del suelo fue estimada indirectamente en la determinación de la respiración basal del medio. Esto consistió en determinar la concentración de  $CO_2$  desprendido (función de la actividad biológica y del contenido del suelo en carbono orgánico fácilmente mineralizable) y que es capturado en hidróxido (NaOH) durante 21 días de incubación bajo condiciones ambientales óptimas (Parkinson, 1981; Alef & Nannipieri, 1995). Los valores de las muestras duplicadas indicaron que la repetibilidad varía entre 3 y 9 %.

Se realizaron un análisis de varianza (ANOVA) y la prueba de Tukey ( $P < 0.05$ ) de las propiedades físicas, químicas y bioquímicas por estrategia de producción agrícola con el paquete estadístico SAS (SAS, Institute, Inc. 1988), de acuerdo con el diseño experimental.

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

### **Propiedades físicas y químicas**

Los resultados de las propiedades físicas (textura) y químicas que se determinaron en los suelos agrícolas del NT se presentan en los Cuadros 1 y 2 respectivamente, considerando las tres estrategias de producción que se practican en la zona de estudio: A-I, AS-I y A-T.

CUADRO 1. Textura de los suelos agrícolas de vocación forestal del Nevado de Toluca.

<b>Estrategia agrícola</b>	<b>Arena %</b>	<b>Limo %</b>	<b>Arcilla %</b>
<b>A-I</b>	50	25	25
<b>AS-I</b>	41	38	21
<b>A-T</b>	39	38	23

**A-I=** Agricultura Intensiva, **AS-I=** Agricultura Semi-intensiva, **A-T=** Agricultura Tradicional

CUADRO 2. Parámetros químicos de los suelos agrícolas de vocación forestal del Nevado de Toluca.

<b>Estrategia agrícola</b>	<b>pH en agua</b>	<b>pH en KCl</b>	<b>CE <math>\mu</math>S/cm</b>	<b>MO %</b>	<b>CIC cmol/kg</b>
<b>medias</b>					
<b>A-I</b>	3.16 a	3.16 a	399 a	1.79 a	20 a
<b>AS-I</b>	3.16 a	3.2 a	367 a	7.21 b	23 b
<b>A-T</b>	4.06 b	4.16 b	250 b	9.33 c	29 c

Letras distintas indican diferencias significativas. **CE=** Conductividad eléctrica, **MO=** Materia Orgánica **CIC=** Capacidad de intercambio catiónico, **A-I=** Agricultura Intensiva, **AS-I=** Agricultura Semi-intensiva, **A-T=** Agricultura Tradicional.

Los suelos estudiados se clasifican texturalmente como francos por su contenido semiequilibrado de arena, limo y arcilla (Organización de la Naciones Unidad para la Agricultura y la Alimentación [FAO], 1990). Sin embargo, debido a la intemperización de las arcillas, específicamente resultan franco-arenosos (Cuadro 1).

Los suelos son eminentemente ácidos (Cuadro 2); sin embargo, en los que se practica A-I y AS-I (pH= 3.16 en ambos casos) fueron aún más ácidos con respecto a los suelos en los que se practica

---

A-T (pH= 4.06). Estos valores de acidez son menores que el valor mínimo reportado como valor de fondo para los suelos de México (pH= 4.3) (Gutiérrez-Ruíz, Ceniceros-Gómez, Luna-González, Morales-Manilla, Romero, Martínez-Jardines, Rosas H, & López-Blanco, 2009).

Los suelos en los que se practica A-T presentan un valor de pH de 4.06, el cual es similar al pH de los suelos más ácidos no afectados por actividades antropogénicas (4.3) y con el de otros suelos agrícolas ácidos de zonas volcánicas (Ramos-Hernández & Flores-Román, 2008). Esto podría indicar que el uso de agroquímicos es el factor determinante de la acidificación de los suelos en los que se practica A-I y AS-I, ya que los sulfatos de metales que contienen los agroquímicos se hidrolizan liberando protones. Así mismo, cuando la acidez aumenta elementos como el Al se ponen a disposición, lo cual provoca que el Al forme con el agua (presente en los horizontes superficiales) un complejo de esfera interna muy estable y el producto de su hidrólisis es un ácido moderadamente fuerte con pKa de 4, aumentando ostensiblemente la acidez; también se deduce que posiblemente está relacionado con su origen volcánico (andosoles) y a que esporádicamente reciben agroquímicos que contienen sulfatos ácidos.

La acidificación (como en el caso de los suelos en los que se practica A-I y AS-I), provoca la intemperización acelerada de la arcilla (por la sustitución de los cationes básicos por protones) y la disminución de la MO, lo cual genera la disminución de la CIC del recurso, la pérdida de su capacidad de sorción y el aumento de la CE -ya que se solubilizan cationes-. Esto sucede especialmente en los suelos en los que se practica A-I que presentan una triple carga derivada del aporte consistente de cloruros y sulfatos de amonio y potasio, entre otros. Los valores de CE en los suelos en los que se practica A-I (399  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y AS-I (367  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) fueron significativamente más altos que los valores de los suelos de vocación tradicional o A-T (250  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), los cuales estuvieron alrededor del valor promedio de fondo de 255  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para suelos de México (Gutiérrez et al., 2009). Se asume que dicha diferencia se debe a que en los suelos en los que se practica A-T no se incorporan agroquímicos que modifiquen su CE.

El porcentaje de MO en los suelos varía significativamente dependiendo del tipo de agricultura que se practica (Cuadro 2). Los valores más altos corresponden a los suelos en los que se practica A-T (MO= 9.33 %), los cuales limitan con zonas boscosas. Los valores intermedios corresponden a los suelos en los que se practica AS-I (MO= 7.21 %) y finalmente, los valores notablemente menores son los de los suelos que se usan para la A-I (MO= 1.79 %). La carencia de buenas cantidades de MO en los suelos en los que se practica AS-I y A-I evita que los oxianiones de metales pesados sean reducidos a la forma trivalente, ya que al carecer de este donador de electrones (MO) -u otros compuestos reductores inorgánicos asociados-, la dinámica global del suelo es impactada negativamente, sobre todo a nivel de la movilidad de los micronutrientes y a la vida microbiana (Bain, Blowes, Robertson, & Frind, 2000).

La arcilla y la MO son las propiedades que más influyen en el valor de la CIC del suelo, de tal forma que en los suelos más ácidos la degradación de las arcillas ha provocado una clara disminución de la CIC (Cuadro 2). Se encontró diferencia significativa entre las estrategias de producción consideradas (A-I, AS-I y A-T), que se puede deber a la cantidad de agroquímicos depositados y a la condición prevalente de degradación de la arcilla y su valor de pH asociado. Por otra parte, en todos los suelos muestreados se identificó por observación directa pequeños fragmentos de esmectita cristalizada e illita como filosilicato que se asume en la fracción arcilla, lo que se traduce también en una menor CIC.

### **Biomasa y respiración microbiana**

El mayor valor del flujo de C se observa en las parcelas que se usan para la A-T, las cuales colindan con las zonas boscosas, a diferencia de las que se usan para la A-I y la AS-I que presentaron los valores más bajos. La biomasa microbiana en función del C total muestra las

mayores relaciones en los suelos de A-I y A-T y las más bajas en los suelos de AS-I (Cuadro 3), lo cual se puede deber a que en estas últimas parcelas se usan agroquímicos recalcitrantes de mediana solubilidad y alto valor con potencial interperico (Miralles et al., 2009).

CUADRO 3. Valores de respiración y de flujo del carbono asociado a la biomasa microbiana y su relación con el carbono total del suelo (Cb/Ct) ( $C\text{-biomasa}=C\text{-flujo}/4,45$ ; Vance et al., 1987).

Estrategia agrícola	Fumigado	No fumigado	C-flujo	C-biomasa	Cb/Ct	$\Sigma$	CO <sub>2</sub>
		mg/kg			%		µg/g
<b>A-I</b>	130.36 <b>a</b>	32.80 <b>a</b>	97.56 <b>a</b>	217 <b>a</b>	1.26 <b>a</b>	1781.3 <b>a</b>	7.5 <b>a</b>
<b>AS-I</b>	153.98 <b>a</b>	69.86 <b>a</b>	84.13 <b>a</b>	187 <b>a</b>	0.33 <b>b</b>	1766.3 <b>a</b>	7.2 <b>a</b>
<b>A-T</b>	443.17 <b>b</b>	179.44 <b>b</b>	263.73 <b>b</b>	586 <b>b</b>	1.18 <b>a</b>	4568.6 <b>b</b>	7.9 <b>a</b>

Letras distintas indican diferencias significativas. **A-I**= Agricultura Intensiva, **AS-I**= Agricultura Semi-intensiva, **A-T**= Agricultura Tradicional.  $\Sigma$ =cantidad mineralizada en 21 días.

La sumatoria de los valores de respiración ( $\Sigma$ ), que representa la producción total o acumulada de CO<sub>2</sub> en los suelos muestreados durante 21 días, muestra las diferencias que se obtuvieron dependiendo de la estrategia agrícola, la cual varió significativamente en dos grupos debido a la deposición de agroquímicos (Cuadro 3).

Los valores obtenidos sugieren que los agroquímicos pueden ser el factor que modifica la biomasa microbiana y en consecuencia su respiración, ya que altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (principalmente metales pesados) provenientes de los agroquímicos depositados inciden sobre la disponibilidad de MO (Brookes, 1995). Los agroquímicos de alto peso molecular que se depositan en la zona definen el grado de aglomeración de la MO y su grado de humificación, y esto a su vez la capacidad de integración básica y de flujo de C en el horizonte orgánico (Alegría et al., 2006; Wong et al., 2008). Los suelos que se usan en la A-T son los más

estables en sus propiedades físicas, químicas y bioquímicas debido a que no se incorporan agroquímicos de ninguna naturaleza y solo se acondicionan con abonos orgánicos ricos en C y N, maximizando su potencial productivo.

## CONCLUSIONES

Los agroquímicos son un factor de degradación de los suelos agrícolas del NT ya que modifican sus propiedades físicas, químicas y bioquímicas, principalmente en los suelos en que se practica la A-I y AS-I para el cultivo de papa.

En los suelos en los que se practica la A-I y AS-I, la acidificación del recurso genera la disminución de la MO y la CIC así como el aumento de la CE, propiciando un desequilibrio en el horizonte orgánico y una reducida mineralización, lo cual incide en la biomasa microbiana -y su concomitante respiración- y se traduce en una limitada capacidad productiva del suelo.

La acidificación es un proceso que está causando la inmovilización de nutrientes esenciales para los cultivos (biomasa microbiana), especialmente para la papa que requiere de un pH más alto y de la disponibilidad de fósforo. Por tanto, es urgente encalar los suelos del NT en los que se practica A-I y AS-I, para lograr aumentar el pH a 4, lo cual podría precipitar al Al y así evitar el intemperismo de las arcillas y una reducida mineralización.

## AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Francisco Martín Romero y la Dra. Águeda Elena Ceniceros Gómez, investigadores de los Institutos de Geología y Geografía de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) respectivamente, por su valiosa colaboración en el desarrollo experimental de la presente investigación. A la I. Q. Raquel Domínguez Martínez, estudiante de la Maestría en Ciencias de la Tierra-UNAM. Al Personal Técnico del Laboratorio de Análisis Físicos y Químicos del Ambiente a cargo de la Facultad de Química y ubicado en el Instituto de Geografía de la UNAM (principalmente a la Q.F.B. Reyna Roldán Armas) y del Laboratorio de Geoquímica Ambiental (Instituto de Geología- UNAM) por su colaboración en el procesamiento de las muestras. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México (CONACyT) y a la Universidad Autónoma del Estado de México (UAEMéx) por el apoyo con las becas para realizar los estudios de doctorado del M en C. Germán Martínez Alva. Al Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales de la UAEMéx. Al proyecto “Caracterización de los residuos sólidos y líquidos derivados de las actividades agroforestales en el Parque Nacional Nevado de Toluca” financiado con recursos PIFI con clave 3077/2011E, UAEMéx.

## REFERENCIAS

- Alberts, L. (2005). Panorama de los plaguicidas en México. *Toxicology*, 44,145-155.
- Alef, K. & Nannipieri, P. (1995). *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. London: Academic Press

Alegría, H., Bidleman, T., & Salvador-Figueroa, M. (2006). Organochlorine pesticides in the ambient air of Chiapas, Mexico. *Environment Pollution*, 140, 483-491.

Bain, J., Blowes, D., Robertson, W., & Frind, E. (2000). Modelling of sulfide oxidation with reactive transport at a mine drainage site. *Journal Contamination Hydrology*, 41, 23-47.

Bautista, A., Etchevers, J., Del Castillo, R., & Gutiérrez, C. (2004). La calidad del suelo y sus indicadores. *Ecosistemas*, 13(2), 90-97.

Bergstrom, D., Monreal C., & King, D. (1998). Sensitivity of soil enzyme activities to conservation practices. *Soil Science Society American Journal*, 62, 1286-1295.

Bouyoucos, J. (1963). A rapid determination of soil texture. *Journal Agriculture Science*, 23, 456-459.

Brookes, P. (1985). Microbial biomass and activity measurements in soil. *Journal of Science Food Agricultural*, 36, 269-271.

Brookes, P. (1995). The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biology and Fertility of Soils*, 19, 269-275.

Candeu, R., & Franco, S. (2007). Dinámica y condiciones de vida de la población del Parque Nacional Nevado de Toluca (PNNT) en la generación de presión a los ecosistemas circundantes. *Investigaciones Geográficas (Mx)*, 62, 44-68.

Chapman, H. (1965). Diagnostic criteria for plants and soils. In C. A. Black (Ed.), *Diagnostic criteria for plants and soils*. *Agronomy* 9 (pp. 902-904). EUA: American Society Agronomy.

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (2004). Consultado 25-08-2014 en [www.conabio.gob.mx/](http://www.conabio.gob.mx/)

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2008). Consultado 25-08-2014 en [www.conagua.gob.mx/](http://www.conagua.gob.mx/)

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). (2013). Consultado 20-08-2014 en [www.conanp.gob.mx/](http://www.conanp.gob.mx/)

Davor, R. (2005). Heavy metals distribution in agricultural top soils in urban area. *Environmental Geology*, 43, 795-805.

Doran, J., & Parkin, B. (1994). *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Madison, EUA: Soil Science Society of America.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (1990). Consultado 20-08-2014 en [www.fao.org/](http://www.fao.org/)

Franco, S., Regil, H., y Ordoñez, J. (2006). Dinámica de perturbación de las zonas forestales en el Parque Nacional Nevado de Toluca. *Madera y Bosque*, 12, 17-28.

Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, C., Leiros, M., & Seoane, S. (2005). Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biology and Biochemistry*, 37, 877–887.

Gobierno del Estado de México (GEM). (1990). Programa de manejo del Parque Nacional Nevado de Toluca. México. Consultado 20-06-2014 en [www.gem.gob.mx](http://www.gem.gob.mx)

Gutiérrez-Ruíz M. E., Ceniceros-Gómez A. E., Luna-González L., Morales-Manilla L. M., Romero F., Martínez-Jardines L. G., Rosas H., y López-Blanco J. (2009). Elaboración de un Mapa Regional de Valores de Fondo de EPT's en Suelos de México. CONABIO. FB1283/65002/08.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2010). Censos y conteos de población y vivienda 2010. Consultado 20-06-2014 en [www.inegi.gob.mx/](http://www.inegi.gob.mx/)

Karlen, D., Mausbach, M., Doran, J., Cline, R., Harris, R., & Schuman, G. (1997). Soil quality: a concept definition and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*, 61, 4-10.

Lavelle, P., Velasquez, E., & Andrade, M. (2009). Indicating soil quality and the GISQ: Reply to the comments by Rossi et al. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, 446–447.

Martínez-Alva, G., Gutiérrez-Ruiz, M. E., Martínez-Campos, A. R., Villalobos-Pietrini, R., y Arteaga-Reyes, T. T. (2014-aceptado). Degradación de suelos volcánicos y su relación con los elementos potencialmente tóxicos contenidos en agroquímicos y las estrategias agrícolas en el Nevado de Toluca, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*.

Miralles, I., Ortega, R., Almendros, G., Sánchez-Marañón, M., & Soriano, M. (2009). Soil quality and organic carbon ratios in mountain agroecosystems of South-east Spain. *Geoderma*, 150, 120–128.

McLean, E. (1982). Soil pH and lime requirements. In A. L. Page, R. H. Miller, & D. R. Keeney (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 2. Agronomy* 9 (pp. 199-224). EUA, Madison: American Society Agronomy.

Norma Mexicana NMX-AA-132-SCFI-2006. Que establece el procedimiento para el muestreo de suelos, para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra. Diario Oficial del la Federación. Consultado 23-07-2014

Qi, Y., Darilek, J., Huang, B., Zhao, Y., Sun, W., & Gu, Z. (2009). Evaluating soil quality indices in an agricultural region of Jiangsu Province, China. *Geoderma*, 149, 325-334.

Ramos-Hernández, S., y Flores-Román, D. (2008). Comparación de dos fuentes fosfatadas en suelos volcánicos cultivados con café del soconusco, Chiapas, México. *Agrociencia*, 42, 391-398.

Rossi, J., Franc, A., & Rousseau, G. (2009). Indicating soil quality and the GISQ. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, 444–445.

Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. (SAGARPA). (2013). Servicio de Información estadística agroalimentaria y pesquera (SIAP). Consultado 15-03-2014 en <http://www.siap.gob.mx>

Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. (SAGARPA). (2014). Servicio de Información estadística agroalimentaria y pesquera (SIAP). Consultado 15-03-2014 en <http://www.siap.gob.mx>

Vance, E., Brookes, P., & Jenkinson, D. (1987). An extraction method for measuring microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, 19, 703–707.

Velasquez, E., Lavelle, P., & Andrade, M. (2007). GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, 3066–3080.

Walkley, A., & Black, A. (1947). A rapid determination of soil organic matter. *Journal Agriculture Science*, 25, 563-568.

Wong, F., Alegria, H., Jantunen, L., Bidleman, T., Salvador-Figueroa, M., Gold-Bouchot, G., Ceja-Moreno, V., Waliszewski, S., & Infanzon, R. (2008). Organochlorine pesticides in soils and air of Southern Mexico: Chemical profiles and potential for soil emissions. *Atmosfera Environmental*, 42, 7737-7745.

---

## 7. DISCUSIÓN GENERAL

El desarrollo internacional y nacional se ha caracterizado por el predominio de la tendencia hacia la máxima rentabilidad a corto plazo respecto al uso de los recursos naturales. Esto se debe, en parte, al marco de referencia actual representado por los sistemas económicos que privilegian la rentabilidad inmediata, en detrimento de la planeación a largo plazo, la cual es castigada por la alta tasa de descuento y el valor de oportunidad del dinero, que por lo general es muy alto (Buud, 2002).

La idea anterior ha sido una de las constantes que ha prevalecido desde hace mucho tiempo en México, incluyendo los sistemas agrícolas comunales-ejidales de producción en regiones apartadas o distantes a los centros urbanos del país, como es el caso de la zona de estudio del presente trabajo de investigación. La consecuencia es que se están minando los recursos naturales en lugar de usarlos y conservarlos sosteniblemente. Dicha situación fue uno de los motivos de evaluar los efectos que surgen del laboreo del cultivo de papa (condiciones de laboratorio) en suelos agrícolas de “La Peñuela”, Nevado de Toluca (considerando las estrategias de producción que se practican en la zona: agricultura intensiva, semi-intensiva y tradicional) a través de sus propiedades físicas, químicas y bioquímicas (biomasa–respiración microbiana) con el propósito de identificar o evidenciar las condiciones que prevalecen.

La agricultura intensiva y semi-intensiva han sido las estrategias de producción que más han impactado negativamente las propiedades o características “originales” del suelo debido al uso inadecuado de agroquímicos, pero sobre todo, al abuso de dichas sustancias (Doran y Parkin, 2006). Esto fue consistente con los resultados obtenidos, ya que las propiedades físicas, químicas y bioquímicas del suelo que se usa para la producción intensiva y semi-intensiva de papa (*Solanum tuberosum*) en “La Peñuela” se modificaron significativamente con respecto a los suelos en los que se practica agricultura tradicional.

El pH, el porcentaje de materia orgánica disponible y la capacidad de intercambio catiónico fueron las propiedades químicas que más se modificaron en los suelos evaluados, lo cual estuvo relacionado con el tipo de estrategia de producción implementado (agricultura intensiva y semi-intensiva que “se caracterizan por el uso

consistente de agroquímicos”). No obstante, se sabe que la modificación de la acidez-basidad de los suelos es la propiedad que más influye en la modificación de la condición de otras propiedades asociadas. Por ejemplo, provoca la intemperización acelerada de la arcilla (por la sustitución de los cationes básicos por protones) y la disminución de la materia orgánica, lo cual genera la disminución de la capacidad de intercambio catiónico del recurso, la pérdida de su capacidad de sorción y el aumento de la conductividad eléctrica. Dicha situación sucedió principalmente en los suelos en los que se practica agricultura intensiva que presentan una triple carga derivada del aporte consistente de cloruros y sulfatos de amonio y potasio, entre otros, proveniente de los agroquímicos que se depositan.

La presencia de agroquímicos en los suelos evaluados derivó también en concentraciones totales significativas de elementos potencialmente tóxicos entre los que destacan: As, Pb, Cu, Cd, Zn, Fe, los cuales predominaron en los suelos que se usan para la agricultura intensiva y semi-intensiva. No obstante, lo más preocupante es que en este mismo tipo de parcelas de vocación intensiva y semi-intensiva (a diferencia de los suelos en los que se practica agricultura tradicional), se encontraron concentraciones geodisponibles de algunos elementos potencialmente tóxicos como el As, Pb y Cd, las cuales por el momento no representan un riesgo ambiental o a la salud humana según la Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2007. Sin embargo, representan un riesgo ecológico potencial si se siguen acumulando en el corto plazo. Por ejemplo, el As al ser considerado un elemento susceptible de acumularse y/o solubilizarse si se acompaña con elementos de intercambio pasivo como el Al, Se, Mn y Mg (característico de los andosoles), puede propiciar la acumulación y/o potencial disponibilidad de los elementos antes mencionados (Davor, 2005). Además, el As se adsorbe en oxihidróxidos de Fe formando complejos de esfera interna y los cationes se unen a las arcillas y a la materia orgánica o pueden estar como sulfatos insolubles como es el caso del Pb, lo cual puede potencializar aún más la modificación de las propiedades del suelo y provocar un problema en mayores proporciones.

Las propiedades bioquímicas (biomasa-respiración microbiana) también se modificaron significativamente en los suelos que se usan para la agricultura intensiva y semi-intensiva con respecto a los que se usan para la agricultura tradicional. Los valores obtenidos sugieren que los agroquímicos pueden ser el factor que modifica la biomasa

microbiana y en consecuencia su respiración, ya que altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (principalmente metales pesados) provenientes de los agroquímicos depositados inciden sobre la disponibilidad de materia orgánica (Brookes, 1995). Los agroquímicos de alto peso molecular que se depositan en la zona definen el grado de aglomeración de la materia orgánica y su grado de humificación y esto a su vez, la capacidad de integración básica y de flujo de C en el horizonte orgánico (Alegría *et al.*, 2006; Wong *et al.*, 2008). Además, la modificación de propiedades tales como el pH, el porcentaje de materia orgánica disponible y la capacidad de intercambio catiónico son un factor que modifica la condición global del suelo y su “dinámica biológica”. Esto puede incidir aún más sobre el potencial problema de geo-acumulación de elementos potencialmente tóxicos en el recurso ya que la biomasa no participa en los procesos de retorno de materiales del suelo.

Finalmente, es importante destacar que los suelos que se usan para la agricultura tradicional son los más estables en sus propiedades físicas, químicas y bioquímicas; se asume que se debe a que no se incorporan agroquímicos y solo se acondicionan con abonos orgánicos ricos en C y N, maximizando su potencial productivo. Aunque es predecible esta situación, se olvida generalmente que las formas pacíficas de producción como la “agricultura tradicional” representan la mejor oportunidad para producir sosteniblemente.

## 8. CONCLUSIONES

El abuso del uso de agroquímicos y los agroquímicos *per se* son un factor que propiciaron:

1. La degradación de los suelos agrícolas de “La Peñuela” Nevado de Toluca ya que modificaron sus propiedades físicas (arcilla-textura, conductividad eléctrica), químicas (principalmente pH, porcentaje de materia orgánica disponible y capacidad de intercambio catiónico) y bioquímicas (biomasa y respiración microbiana) en los suelos en los que se practica agricultura intensiva y semi intensiva para el cultivo de papa a diferencia de los suelos en los que se practica agricultura tradicional.

2. La presencia de concentraciones totales y geodisponibles significativas en los suelos en los que se practica agricultura intensiva y semi intensiva para el cultivo de papa a diferencia de los suelos en los que se practica agricultura tradicional, las cuales no representan un riesgo ecológico por el momento según la Norma Oficial Mexicana del rubro. Sin embargo, representan un riesgo ecológico potencial si se siguen acumulando en el corto plazo.

3. La acidificación del recurso, lo cual generó la disminución del porcentaje de la materia orgánica disponible para los microorganismos edáficos, así como de la capacidad de intercambio catiónico y el aumento de la conductividad eléctrica, propiciando un desequilibrio en el horizonte orgánico y una reducida mineralización, lo cual incide en la biomasa microbiana -y su concomitante respiración- y se traduce en una limitada capacidad productiva del suelo y de sus procesos de retorno.

---

## 9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alef, K. y Nannipieri, P. (1995). *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press. London.
- Alegría H. A., Bidleman T. F. y Salvador-Figueroa M. (2006). Organochlorine pesticides in the ambient air of Chiapas, Mexico. *Environ. Pollut.* 140, 483-491.
- Alloway, B. J. (1990). *Heavy metals in soils*. John Wiley & Soon. New York. 339.
- Basta, N. T., Pantone, D. J. y Tabatabal, M. A. (1993). Path analysis of heavy metals adsorption by soil. *J. Agron.*, 85:1025-1057.
- Beck, T. R., Joergensen, G., Kandeler, E., Makeschin, F., Nuss, E., Oberholzer, E. y Scheu. S. (1997). An Inter-Laboratory comparison of ten different ways of measuring soil microbial biomass C. *Soil. Biol. Biochem.*, 29:1.023-1.032.
- Bolognesi, C. (2003). Genotoxicity of pesticides: a review of human biomonitoring studies. *Mutat. Res.*, 543: 251-272.
- Boul, S. W. (2005). Sustainability of soil uses. *Annual Review of Ecology and systematic.* 26: 25-44.
- Brookes, P. (1995). The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biology and Fertility of Soils*, 19, 269-275.
- Buud, W. W. (2002). What capacity the land?. *J Soil Water Conservation*, 47:28-31.
- Carter, M. R., Gregorich, E. G., Anderson D, W., Doran, J. W., Jansen, H. H. y Pierce, F. J. (1997). Concepts of soil quality and their significance. En *Soil quality for crop production and ecosystem health* (eds. Gregorich, E. G. y Carter, M.). Elsevier Science Publishers, Amsterdam, Netherlands.
- Castellanos, J. Z., Uvalle, U. B. y Aguilar, S. A. (2000). *Manual de interpretación de análisis de suelos y aguas*. 2ª. Ed. Colección INCAPA. México. 226 pp.
- Chefetz, B., Tarchitzky, J., Deshmukh, A. P., Hatcher, P. G. y Chen, Y. (2002). Structural characterization of soil organic matter and humic acids in particle-size fractions of an agricultural soil. *Soil Science Society of America Journal.*, 66: 129-141.
- Coker, E. G. y Matthews, P. J. (1983). Metals in sawage sludge in their potential effects in agriculture. *Wat. Sci. Tech.*, 15: 209-225.
- CONAGUA (2008). Comisión Nacional del Agua. Estadísticas del agua en México [en línea]. <http://www.conagua.gob.mx> 06/05/2014
- Coyne, M. (2000). *Microbiología del suelo: Un enfoque exploratorio*. Madrid: Paraninfo. 416 pp.
- Davor R. (2005). Heavy metals distribution in agricultural top soils in urban area. *Environ. Geol.* 43, 795-805.

- Ding, G., Novak, J.M., Amarasiriwardena, D., Hunt, P.G. y Xing, B. (2002). Soil organic matter characteristics as affected by tillage management. *Soil Science Society of America Journal.*, 66: 421-429.
- Doran, J. W. y Parkin, B. T (2006). Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. Soil Science Society of America, Inc. Special publication. Number 35, Madison, Wisconsin, USA.
- Fonth, H. D. Millar, C. E. y Turk, M. L. (1975). Fundamentos de la ciencia del suelo. 2ª ed., Continental. México. 527 pp.
- Franzluebbers, A. J. (1999). Introduction to Symposium of Microbial Biomass: Measurement and role in soil quality. *Can. J. Soil Sci.*, 79:505-506.
- García, I. C., Gil-Stores, F., Hernandez, F. T. y Trasar-Cepeda, C. (2003). Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos: medida de la actividad enzimática y biomasa microbiana. Mundi-Prensa. Barcelona España. 370 p.
- GEM (1990). Gobierno del Estado de México. Programa de manejo del Parque Nacional Nevado de Toluca [en línea]. <http://www.edomex.gob.mx> 06/05/2014
- GEM (2003). Gobierno del Estado de México. Programa de pago de servicios ambientales hidrológicos [en línea]. <http://www.edomex.gob.mx> 06/05/2014
- Gregorich, E. G., Carter, M. R., Angers, D. A., Monreal, C. M. y Ellert, B. H. (1994). Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Canadian J. of Soil Sciences*, 74: 367-386.
- Harris, D. C. (2007). *Análisis Químico Cuantitativo* (3ª ed). Reverté.
- Hernández A., Hernández P. y Gordillo A. (2006). Manual para la evaluación de impactos ambientales. INNCIVE, Madrid, 770 p.
- Insam, H. (1990). Are the soil microbial biomass and basal respiration driven by the climatic regime. *Soil Biology and Biochemistry.*, 22 (4): 525-532.
- Kabata-Pendias, A. (1995). Agricultural problems related to excessive trace metal contents of soils. In: Solomons, W., Förstner, U. and Mader, P. Heavy Metals. Problems And Solutions. Springer. Germany. 3-18.
- Karlen, D. L., Wollenhaupt, N. C., Erbach, D. C., Berry, E. C., Swan, J. B., Each, N. S. y Jordahl, J. L. (1994). Crop residues effects on soil quality following 10-years of no-till corn. *Soil Tillage Research.*, 31: 149- 167.
- Karlen, D. L., Mausbach, M. J., Doran, J. W., Cline, R. G., Harris, R. F. y Schuman, G. E. (1997). Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. *Soil Science Society of America J.*, 61: 4-10.
- Kononova, M. M. (1982). *Materia orgánica del suelo: Su naturaleza, propiedades y métodos de investigación*. Barcelona: Oikos-Tau.
- Loué, L. (1988). *Los Microelementos En La Agricultura*. Ediciones Mundi-Prensa. España. 326.
- Mc Bride, M., Sauvé, S. y Hendershot, W. (1997). Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb, in contaminated soils. *European Journal of Soils Science*. 48: 337-346.

- Müller-Wegener, U. (1988). Interactions of humic substances with biota. In Frimmel, F. H., Cristman, R. F. (Eds.). Humic substances and their role in the environment. Wiley: Chichester.
- Parr, J. F., Papendick, R. L., Hornick, S. B. y Meyer, R. E. (2002). Soil quality: attributes and relationships to alternative and sustainable agriculture. *American J. of Alternative Agriculture*, 7: 5-11.
- Petruzelli G. (2000). Recycling wastes in agriculture: heavy metal bioavailability. *Agric. Ecosys. and Environment*, 27:493-503.
- Porta, J., López, A. M., y Roquero, L. C. (1999). Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Mundi Prensa, 2ª ed. España.
- Porta, J., López, A. M., y Roquero, L. C. (2003). Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Mundi Prensa, 3ª ed. España.
- Ross, S. M. (1996). Retention, transformation and mobility of toxic metals in soils. In: Ross, S.M. (Ed.), Toxic metals I soil-plant systems. Jhon Wiley & Sons, UK, 63-152 pp.
- Schnitzer, M. y Khan, S.U. (1972). Humic substances in the environment. New York: Marcel Dekker.
- Schnitzer, M. (1991). Soil organic matter-the next 75 years. *Soil Science.*, 151: 41-58.
- Senesi, N. (1992). Metal humic-substance complexes in the environment. Molecular and mechanistic aspects by multiple spectroscopic approach. In: Adriano, D.C. (Ed.), Biogeochemistry of trace metals. Lewis Publishers, Boca Ratón, Florida, 429-496 pp.
- Theng, B. K. J. y Scharpenseel, H. W. (1975). The adsorption of <sup>14</sup>C-labelled humic acid by monmorillonite. In: Proc. Int. Clay Conf. México. 649-651 pp.
- Vance, E. D., Brookes, P.C. y Jenkinson, D. S. (1987). Microbial biomass measurement in forest soil: the use of the chloroform fumigation-incubation method in strongly acid soil. *Soil Biology and Biochemistry.*, 19: 697-702.
- Volke S. T., Velasco T. A y De la Rosa P.D. (2005). Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación. Edit. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales INE- SEMARNAT. México.
- Wild, A. (1992). Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Russel. España: Mundi-Prensa. 860 pp.
- Wong F., Alegria H. A., Jantunen L. M., Bidleman T. F., Salvador-Figueroa M., Gold-Bouchot G., Ceja-Moreno V., Waliszewski S. M. e Infanzon R. (2008). Organochlorine pesticides in soils and air of Southern Mexico: Chemical profiles and potential for soil emissions. *Atmos. Environ.* 42, 7737-7745.