

# Ra Ximhai

Revista de Sociedad, Cultura y Desarrollo  
Sustentable

Ra Ximhai  
Universidad Autónoma Indígena de México  
ISSN: 1665-0441  
México

2010

## **CAMBIOS EN LAS PROPIEDADES FISICOQUÍMICAS Y MICROBIOLÓGICAS DEL SUELO GENERADOS POR LA PRODUCCIÓN DE CARBÓN VEGETAL EN EL BOSQUE TEMPLADO DE (*QUERCUS SPP.*) EN SANTA ROSA, GTO. MÉXICO**

Blanca Estela Gómez-Luna; Gerardo Vázquez-Marrufo; Graciela Ma. de la Luz Ruiz-Aguilar y  
Víctor Olalde-Portugal

Ra Ximhai, mayo-agosto, año/Vol. 6, Número 2  
Universidad Autónoma Indígena de México  
Mochicahui, El Fuerte, Sinaloa. pp. 187-197



**e-revist@s**

## CAMBIOS EN LAS PROPIEDADES FISICOQUÍMICAS Y MICROBIOLÓGICAS DEL SUELO GENERADOS POR LA PRODUCCIÓN DE CARBÓN VEGETAL EN EL BOSQUE TEMPLADO DE (*QUERCUS SPP.*) EN SANTA ROSA, GTO. MÉXICO.

### CHANGES IN MICROBIAL AND PHYSICOCHEMICAL SOIL PROPERTIES ASSOCIATE WITH CHARCOAL PRODUCTION IN TEMPERATE FOREST (*QUERCUS SPP*) IN SANTA ROSA, GTO. MEXICO.

Blanca Estela Gómez-Luna<sup>1</sup>; Gerardo Vázquez-Marrufo<sup>2</sup>; Graciela Ma. de la Luz Ruiz-Aguilar<sup>1</sup> y Víctor Olalde-Portugal<sup>3</sup>.

<sup>1</sup>Profesoras de Tiempo Completo del Departamento de Ingeniería Agroindustrial, División de Ciencias de la Salud e Ingenierías, Campus Celaya-Salvatierra, Universidad de Guanajuato. Salvatierra, Guanajuato. <sup>2</sup>Profesor investigador titular del Centro Multidisciplinario de Estudios en Biotecnología de la Facultad de Medicina Veterinaria de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. La Palma, Morelia, Michoacán.

<sup>3</sup>Investigador Titular del Departamento de Biotecnología y Bioquímica del CINVESTAV-IPN Unidad Irapuato. Irapuato, Guanajuato.

#### RESUMEN

El bosque templado de *Quercus spp.* en Santa Rosa constituye uno de los bosques más extensos del centro de México. En este bosque, se produce carbón vegetal de manera tradicional, por las comunidades rurales. En este trabajo se evaluó el impacto de la actividad de producción de carbón vegetal en tres sitios de muestreo del bosque, en suelo del sitio de impacto, suelo adyacente al sitio de producción de carbón vegetal y suelo control sin actividad de producción de carbón, sobre las propiedades fisicoquímicas y microbiológicas. Se determinó pH, concentración de macro- y micro- elementos, se realizó cuenta microbiana en placa calculando las unidades formadoras de colonias (UFC) de bacterias, hongos, actinomicetos y rizobacterias promotoras de crecimiento de plantas (RPCP). Por último se determinó la biomasa microbiana por el método de fumigación-incubación. En el suelo de producción de carbón se obtuvo un aumento en el pH, en la concentración de cationes formadores de bases ( $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{K}^+$ ) y una elevada cuenta microbiana de hongos, bacterias y actinomicetos, pero la biomasa microbiana y el contenido de materia orgánica fue mayor en el suelo no control, en cuanto a las RPCP sólo se aislaron en los suelos adyacentes a sitio de producción de carbón y en el suelo no control. Los cambios fisicoquímicos generados por el efecto del calentamiento del suelo afectaron de manera importante a la comunidad microbiana favoreciendo la reducción o eliminación de grupos dominantes sensibles a altas temperaturas que participan activamente en la dinámica de los procesos del suelo.

**Palabras clave:** Producción de carbón, cuenta microbiana, biomasa microbiana

#### SUMMARY

The temperate forest of *Quercus spp.* Santa Rosa is one of the most extensive forests in central Mexico. In this forest, charcoal is produced traditionally by rural communities. This study evaluated the impact of the activity of charcoal production in three sampling sites of the forest, soil from the impact site, land adjacent to the site of charcoal production and control soil without charcoal production activity on physicochemical and microbiological properties. We determined pH, concentration of macro-and micro-

elements was performed by calculating microbial colony forming units (CFU) of bacteria, fungi, actinomycetes and promoting growth of plants rhizobacteria (PGPR). Finally, we determined microbial biomass by fumigation-incubation method. On the floor of coal production, an increase in pH, the concentration of cations forming bases ( $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{K}^+$ ) and a high regard microbial fungi, bacteria and actinomycetes, but the microbial biomass and organic matter content was higher in the control soil, in terms of RPCP only isolated in the soil adjacent to coal production site and the control soil. The physicochemical changes produced by the warming effect of soil significantly affected the microbial community favoring the reduction or elimination of dominant groups sensitive to high temperatures that are actively involved in the dynamics of soil processes

**Key words:** Charcoal production, microbial count, microbial biomass

#### INTRODUCCIÓN

En los ecosistemas de bosque el sistema del suelo es el centro crítico y dinámico que regula la mayoría de los procesos, tiene un papel muy importante en los ciclos biogeoquímicos, el reciclado y almacenamiento de nutrientes, la fertilidad del suelo, la formación de materia orgánica, la fijación de nitrógeno y estos procesos contribuyen a la sustentabilidad del ecosistema (Mabuhay, 2003). El suelo es un elemento vital y su protección es esencial si el bosque es manejado de forma sustentable.

Las actividades antropogénicas y las prácticas de manejo forestal pueden modificar de forma negativa e irreversible el estado nutrimental del suelo. El fuego en incendios y/o fuego prescrito es un modificador poderoso y rápido del ambiente del suelo. Las propiedades del suelo son un factor dominante en la determinación de

Recibido: 16 de febrero de 2010. Aceptado: 14 de abril de 2010.

Publicado como ARTÍCULO CIENTÍFICO en Ra Ximhai 6(2): 187-197.

la distribución y productividad de las comunidades de plantas. Las características de un ecosistema son alteradas por el paso del fuego y por los cambios derivados de las modificaciones simultáneas en la composición fisicoquímica del suelo y en la distribución de la cobertura de vegetal. El ambiente del suelo, durante e inmediatamente después del incendio es afectado directamente por el calentamiento y el contenido de las cenizas (Giovannini y Lucchesi, 1997).

Algunos trabajos reportan modificaciones en las características fisicoquímicas del suelo después de un episodio de fuego o altas temperaturas, el pH del suelo aumenta a altas temperaturas arriba de los 395°C, aumenta la capacidad de intercambio catiónico y el contenido de materia orgánica disminuye con el incremento de la temperatura. El nitrógeno total se mantiene constante, el fósforo orgánico disminuye y el fósforo inorgánico disponible aumenta por procesos de mineralización del fósforo (Giovannini y Lucchesi, 1997).

El compuesto mayoritario en las cenizas es la calcita, seguido de carbonatos de K y Na. El aumento en el pH del suelo es causado por óxidos, hidróxidos y carbonatos de K que son muy solubles, por pérdida de ácidos orgánicos y combustión de materia orgánica (Ulery, 1993). El pH del suelo juega un papel muy importante en los procesos ecológicos, debidos a que influye en la solubilidad y en las reacciones de intercambio de compuestos inorgánicos, como también en las actividades de los microorganismos y animales del suelo (Moreno y Lancho, 2002).

Cuando el fuego cambia la composición del suelo, los microorganismos son afectados directamente, porque sus sobrevivientes dependen enteramente del ambiente del suelo. Los microorganismos en el suelo también participan en la estructura y composición del suelo. Dependiendo de cómo son afectados los microorganismos por el fuego se contribuye al entendimiento de como el todo el ecosistema es afectado por el fuego (Mabuhay, 2003).

En el bosque templado de *Quercus spp.* Santa Rosa en el centro de México, la producción de

carbón vegetal se realiza de manera tradicional por las comunidades rurales y utilizado como combustible. Este proceso involucra la creación de áreas circulares de aproximadamente 6 a 7 m de diámetro, dentro se construye un horno rústico con los segmentos de tronco obtenidos, se apilan en el centro de la carbonera, colocando encima de estos la hojarasca y las ramas de los troncos principales. A esta pila se le prende fuego y finalmente se coloca encima una capa de tierra, se genera una combustión sofocada con mínima producción de flama la cual dura de 8 a 10 días. En las carboneras se pueden apreciar las alteraciones generadas por esta actividad, presentando condiciones climáticas diferentes al resto del bosque como son una mayor radiación solar, exposición a erosión por viento y agua, temperaturas más extremas, ausencia de materia orgánica, compactación del suelo y una mayor incidencia de luz UV (Vázquez-Marrufo, 2003).

Este ecosistema de bosque en Santa Rosa, es importante para la investigación porque constituye una de las 155 regiones establecidas como prioritarias para su estudio y conservación a lo largo del país por la Comisión Nacional para el Uso y Protección de la Biodiversidad (CONABIO, 2002). El manejo de ecosistemas forestales por uso de fuego experimental o preeescrito no se tiene considerado como una opción de estudio de los cambios fisicoquímicos en el suelo de México, por lo que, no es posible trabajar bajo condiciones controladas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Localización y descripción del área de estudio.

Las muestras de suelo fueron colectadas de un bosque de *Quercus spp.*, en Santa Rosa, localizado al noreste (29° 05' 109"N, 101° 11' 185"O) de la ciudad de Guanajuato en el centro de México, con una altitud de 2660 m sobre el nivel del mar. Las especies arbóreas y arbustivas principales son: *Quercus rugosa*, *Arbutus xalapensis*, *Arbutus glandulosa*, *Arctostaphyllum sp.* y una gran variedad de especies herbáceas. La zona de estudio se encuentra dentro de una ladera de orientación noreste, con una pendiente muy variable que oscila entre los 10° y 40° a una altitud de 2660 m (Vázquez-Marrufo, 2003).

### **Muestreo del suelo.**

Las muestras de suelo para análisis microbiológico y molecular, se colectaron en mayo 2002. Se seleccionaron 3 suelos de carboneras (CAR), con el mismo historial utilizadas en 1999/2000. Las carboneras tienen un área circular de 7 m de diámetro, presentan ceniza residual, la profundidad de la zona carbonizada es aproximadamente de 20 cm, ausencia de capa de humus y hojarasca, restos de raíces carbonizadas y no hay vegetación. Los horizontes de suelo Oi, Oe, y parte de humus (horizonte Oa), fueron removidos durante la preparación del horno en el sitio de la carbonera.

El suelo del bosque de Santa Rosa se clasifica Feozem háplico (PHh) de acuerdo a la taxonomía de suelos de la FAO/UNESCO (1988). Las muestras se tomaron del centro de la carbonera en un radio de 1 metro, a una profundidad de 10 cm y suelo de la zona adyacente a la carbonera (ADY), donde se presentó una densa capa de hojarasca y de humus, estas muestras se tomaron por triplicado al azar a una distancia de 2 m del límite de cada carbonera. Para contrastar más el impacto de las carboneras, se utilizó un punto más de muestreo en una zona no perturbado por la producción de carbón vegetal, suelo conservado (CON), se tomaron muestras por triplicado al azar en un área de 7 m de diámetro. Las muestras se guardaron en bolsas de plástico y se mantuvieron a 4 °C hasta su análisis fisicoquímico y microbiológico (Gómez-Luna, 2003).

### **Análisis fisicoquímico de los suelos.**

El pH, se midió con un potenciómetro a partir de una suspensión de suelo agua en una proporción 1:2 (w/v) de acuerdo a Plencassagne *et al* (1997). El contenido de materia orgánica (% MO) se determinó de acuerdo al método de Walkley y Black (1934). El porcentaje de carbono orgánico (%Corg) por el método Jackson (1976), mientras que el porcentaje de nitrógeno total (%N) por el método de Kjeldahl sugerido por Jackson (1976). El fósforo mediante el método de Olsen (Olsen *et al.*, 1954). Los cationes intercambiables macronutrientes ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , y  $\text{K}^{+}$ ) se extrajeron con acetato de amonio 1.0 N a pH 7.0 y después

se cuantificaron por espectrometría de absorción atómica (Plencassagne *et al.*, 1997). Los cationes intercambiables micronutrientes ( $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$  y  $\text{Zn}^{2+}$ ) se extrajeron con una solución de ácido dietilentriaminopentacético (DTPA) 0.005 M pH 7.3,  $\text{CaCl}_2$  0.01 M, y trietanolamina 0.01 M en etanol 3 N durante 2 h y después se cuantificaron por espectrometría de absorción atómica (Plencassagne *et al.*, 1997).

### **Análisis microbiológico.**

Se determinaron, bacterias, actinomicetos y hongos en unidades formadoras de colonias (UFC). Los medios de cultivo empleados para la cuenta de bacterias fue agar de extracto de suelo, para actinomicetos agar Czapek Dox y para hongos medio Martín de acuerdo al método sugerido por Johnson y Curl (1972). Se inoculó con una suspensión de suelo 1:100 (w/v) utilizando el equipo "Automated Spiral Plater Autoplate 4000" (Spiral Biotech Inc., USA) de acuerdo con las instrucciones del proveedor. Para las bacterias se utilizaron 50 µl de la dilución de suelo en el Modo Exponencial del sistema de siembra. Para los actinomicetos se utilizaron 100 µl de la dilución en el Modo Exponencial y para los hongos se utilizaron 250 µl en el Modo Uniforme. Cuenta de rizobacterias promotoras del crecimiento de plantas (RPCP). Uno de los mecanismos utilizados por las RPCP para facilitar el crecimiento y desarrollo de plantas es la disminución en los niveles de etileno por deaminación del 1-ácido carboxílico - 1- aminociclopropano (ACC), es el inmediato precursor del etileno en plantas. La enzima que cataliza esta reacción, la ACC deaminasa, hidroliza el ACC a  $\alpha$ -cetobutirato y amonio. Varias cepas bacterianas que utilizan ACC como única fuente de nitrógeno son aislados de la rizosfera del suelo (Christian, 1994, Shah *et al.*, 1998, Belimov *et al*; Penrose, 2001; Penrose, 2003). Se utilizó el medio mínimo Dworkin y Foster (DF) sugerido por Christian, 1994. Se determinó el número de UFC de las diferentes muestras de suelo, se plaquearon con una suspensión de suelo 1:100 (w/v) utilizando el equipo *Automated Spiral Plater Autoplate 4000* (Spiral Biotech Inc., USA) utilizando 50 µl de la dilución de suelo en el Modo Exponencial.

### Determinación de la Biomasa microbiana.

Se determinó la biomasa microbiana por el método de fumigación incubación de Jenkinson y Powelson, 1976, con una constante k es igual a 0.45.

### Análisis estadístico de los datos.

Para el análisis estadístico y cálculo de análisis de varianza (ANOVA) se utilizó el paquete de diseños experimentales FAUANL versión 2.5 de la Universidad Autónoma de Nuevo León (Olivares-Sáenz, 1994).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Análisis fisicoquímico.

El pH del suelo de carbonera (CAR) presentó un valor de 7.0, en cambio el sitio control (ADY) fue de 5.4 y el suelo no perturbado (CON) tuvo un valor de 4.5 que es el valor más bajo de los tres tipos de suelos comparados. El contenido de materia orgánica fue estadísticamente significativo más alto en el suelo no perturbado (CON) con 20.40%, seguido por el sitio adyacente a la carbonera (ADY) con 11.53%, teniendo menor contenido la carbonera con 9.91% (cuadro 1). El porcentaje de carbono orgánico se presentó en el suelo CON 11.40%, seguido del suelo ADY con 6.44% y finalmente CAR con 5.57%. En cuanto al contenido de nitrógeno, en porciento de nitrógeno total, no se observó diferencia estadísticamente significativa y los valores fueron de 0.67% para el suelo CON, 0.48% en ADY y 0.51% para CAR (cuadro 1).

En el contenido de fósforo inorgánico (Pi) la mayor diferencia estadísticamente significativa fue en CON 660 mg Kg<sup>-1</sup> seguido de ADY con 330 mg Kg<sup>-1</sup> y CAR con 162 mg Kg<sup>-1</sup> (cuadro 1). Por otra parte el Ca<sup>+2</sup> en las muestras de suelo de CAR con 9955 mg Kg<sup>-1</sup>, seguido de ADY con 6711 mg Kg<sup>-1</sup> y finalmente CON 2267 mg Kg<sup>-1</sup> (cuadro 1). El contenido de K<sup>+</sup> fue mayor en CAR con 1733 mg Kg<sup>-1</sup>, seguido de ADY con 1156 mg Kg<sup>-1</sup> y finalmente CON 1067 mg Kg<sup>-1</sup> (cuadro 1). Estos dos últimos suelos no presentaron diferencia significativa. El Mg<sup>+2</sup> se encontró 1244 mg Kg<sup>-1</sup> en CAR, 978 mg Kg<sup>-1</sup> en ADY y 533 mg Kg<sup>-1</sup> en CON, estas diferencias no fueron estadísticamente significativas (cuadro 1).

El contenido del ión Fe<sup>+2</sup> fue de 10 mg Kg<sup>-1</sup>, 10.7 mg Kg<sup>-1</sup> y 11.3 mg Kg<sup>-1</sup> en CON, ADY y CAR respectivamente, las diferencias no fueron estadísticamente significativos (cuadro 1). En relación al contenido de Mn<sup>+2</sup> en el suelo de CON es de 10 mg Kg<sup>-1</sup>, en ADY de 9.8 mg Kg<sup>-1</sup> y en CAR de 9.3 mg Kg<sup>-1</sup> (cuadro 1). Así mismo, el contenido de Zn<sup>+2</sup> y Cu<sup>+2</sup> no fue estadísticamente significativa la diferencia (cuadro 1).

Las características fisicoquímicas que presentaron los suelos de Santa Rosa, Gto., expuestos a la producción de carbón en forma directa e indirecta, pueden ser indicadores de perturbación y pueden influir en la abundancia microbiana de los suelos.

**Cuadro 1. Determinación de parámetros fisicoquímicos de las muestras de suelo del bosque de Santa Rosa.**

Sitio	pH	%MO	%C <sub>org</sub>	% N	mg Kg <sup>-1</sup>							
					Pi	Ca <sup>+2</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>+2</sup>	Fe <sup>+2</sup>	Cu <sup>+2</sup>	Mn <sup>+2</sup>	Zn <sup>+2</sup>
CAR	7.0 a (0.197)	9.91 b (1.193)	5.57 b (0.666)	0.51 a (0.056)	162 b (30)	9955 a (675)	1733 a (216)	1244 a (223)	11.3 a (1.22)	0.70 a (0.093)	9.3 a (0.707)	1.7 a (0.123)
ADY	5.4 b (0.216)	11.53 b (1.273)	6.44 b (0.711)	0.48 a (0.056)	303 b (89)	6711 b (1191)	1156 b (151)	978 a (233)	10.7 a (10.41)	0.61 a (0.097)	9.8 a (0.952)	1.8 a (0.089)
CON	4.5 c (0.088)	20.40 a (1.011)	11.40 a (0.563)	0.67 a (0.016)	660 a (143)	2267 c (133)	1067 b (480)	533 a (133)	10.0 a (0)	0.80 a (0.133)	10 a (1.155)	1.7 a (0.066)

Los valores representan el promedio de tres puntos y tres determinaciones por punto para todos los parámetros.

El error estándar se representa entre paréntesis. Las letras en cada columna representan diferencia estadísticamente significativa según el análisis de varianza (ANOVA) y la prueba de DMS a un nivel de  $p = 0.05$ .

Así, el pH del suelo forestal juega un papel muy importante en los procesos ecológicos, debido a que influye en la solubilidad y las reacciones de intercambio de compuestos inorgánicos, incluyendo metales tóxicos, como también en las actividades de los microorganismos y animales del suelo (Moreno y Gallardo, 2002). En la producción de carbón vegetal se somete al suelo a altas temperaturas provocando un incremento del pH en el suelo de la carbonera (CAR) hasta en dos unidades logarítmicas de pH (7.0), en comparación con los sitios ADY 5.4 y CON 4.5. Estos resultados concuerdan con lo ya reportado del efecto del incremento de temperatura sobre el pH del suelo del bosque de Santa Rosa (Vázquez-Marrufo *et al.*, 2003). Este incremento de pH puede ser explicado por la acumulación de cationes formadores de bases ( $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$  y  $\text{K}^{+}$ ) provenientes de las cenizas del material vegetal remanente, la mineralización de formas orgánicas (Pietikäinen, 1995; Kennard y Gholz, 2001; Zhang, 2002) y por la formación de bases fuertes, óxidos primarios y carbonatos de los mismos cationes formadores de bases por efecto de la temperatura (Viro, 1974; Ulery, 1993). El incremento en el pH ha sido asociado primero a la acción desnaturizante del calor sobre los coloides que forman el suelo, y la combustión de la materia orgánica y segundo por pérdida de grupos  $\text{OH}^{-}$  como resultado de la desnaturización de arcillas minerales (Giovanni y Lucches, 1997). Así, es posible que el incremento en el pH del suelo de carbonera, se atribuya a la combinación de estos factores. Este cambio en el pH, puede ser temporal y gradualmente alcanzar valores cercanos al del suelo adyacente a las carboneras de estudio, como lo encontró Vázquez-Marrufo *et al.* (2003), al medir el pH de una carbonera antigua de más de diez años sin ser utilizada donde encuentra un pH de 5.6. Este cambio pudo originarse por las condiciones climáticas (lluvias, viento, reciclado de nutrientes, etc.) y el manejo forestal. No obstante, es interesante observar que las carboneras pueden mantener un pH de suelo aún tres años después de que fueron generadas, tiempo transcurrido entre la generación de las carboneras y el muestreo realizado para este estudio.

En condiciones normales, el balance de carbono C es controlado por procesos fisiológicos, dicho balance puede verse modificado en diferentes escalas por un episodio de fuego, como lo indica Wirth *et al.* (2002): 1) el fuego de tipo extensivo (incendios prolongados), causa pérdida de C por combustión directa de la materia orgánica, 2) el fuego frecuente mata árboles sin consumirlos induciendo una reducción en la red de productividad del ecosistema, 3) el fuego temporal incrementa la disponibilidad de nutrientes y 4) el fuego intenso el cual forma un concentrado de C recalcitrante en forma de carbón vegetal de larga resistencia a la descomposición y puede acumularse. En la evaluación del carbono y la materia orgánica, los resultados obtenidos para el suelo CAR y el suelo ADY, presentaron valores similares y bajos, sin embargo hay una marcada diferencia entre estos y el sitio CON, en donde no hay perturbación por la actividad de las carboneras y la materia orgánica es significativamente más alta. Lo anterior, aunado a los datos reportados para una carbonera antigua, en la que los niveles de C orgánico disminuyen aún más, sugiere que en el suelo de carbonera, con el paso del tiempo presentará una mayor pérdida de C orgánico.

Otro elemento que es afectado por la aplicación de altas temperaturas en el suelo de la carbonera es el nitrógeno, aunque en este estudio las diferencias no fueron significativas. Se reporta que las altas temperaturas pueden ocasionar oxidación para formar óxido nítrico gaseoso (NO) y amonio ( $\text{NH}_3$ ), los cuales se pierden por volatilización de la capa superior del suelo (Pietikäinen, 1995; Choromanska y DeLuca, 2002; Kennard y Gholz, 2002 y Hirobe, 2003). El aumento de la temperatura, aumenta de manera transitoria la concentración de amonio por pirólisis del nitrógeno orgánico. Un incremento de amonio, altas temperaturas y pH básico del suelo forestal después de un episodio de fuego pueden estimular el proceso de nitrificación y aumentar la concentración de nitratos, como lo reportan Kennard y Gholz, (2001), Hirobe (2003) y Dalías, (2002). En contraste a lo reportado, en el suelo de Santa Rosa parece no haber una pérdida significativa de N en el suelo CAR de Santa Rosa con respecto a los sitios ADY y CON, por lo que

parece no haber una pérdida por volatilización de compuestos de este elemento. Aunque Vázquez-Marrufo *et al.*, (2003) documentan pérdidas de N en una carbonera antigua, posiblemente debida a lixiviación.

Por otra parte, la utilización de fuego de manera experimental, se ha encontrado un incremento en el contenido de fósforo inorgánico disponible como resultado de los procesos de mineralización del fósforo (Giovannini y Luchesi, 1997). La pérdida de fósforo, está asociada a factores climáticos y a la lixiviación provocada por exudados producidos por las raíces de los árboles, principalmente a la producción de ácido orgánicos (Van Hees y Lundström, 1998). Los resultados encontrados en el área de estudio de Santa Rosa, indican una pérdida de fósforo inorgánico en el suelo de la carbonera y el suelo adyacente a la carbonera, en comparación con el sitio de conservado. Esto indica que las áreas sujetas a explotación forestal son más susceptibles a la pérdida de fósforo inorgánico, aún en los micrositios en los que no se ha producido carbón. Los factores asociados a dicha pérdida no están claros, aunque pueden estar relacionados con la lixiviación por exudados de las raíces de los árboles adyacentes a la carbonera o por factores meteorológicos (lluvia).

Por otra parte, la concentración de cationes formadores de bases se incrementó en el suelo después de un episodio de fuego, esto puede ser ocasionado por los altos contenidos de cationes alcalinos extraíbles ( $\text{Ca}^{+2}$  y  $\text{K}^{+}$ ), en la madera de los árboles, la ceniza, carbón remanente y mineralización de formas orgánicas (Pietikäinen, 1995; Kennard y Gholz, 2001 y Zhang, 2002). Los resultados obtenidos concuerdan con los reportes para  $\text{Ca}^{+2}$  y  $\text{K}^{+}$ , ya que el contenido mayoritario se encontró en el suelo de carbonera, comparado con los sitios que no estuvieron directamente expuestos a la producción de carbón vegetal. En el caso de  $\text{Mg}^{+2}$ , no hubo una diferencia significativa.

Los reportes en relación a la concentración de microelementos ( $\text{Cu}^{+2}$ ,  $\text{Zn}^{+2}$ ,  $\text{Fe}^{+2}$  y  $\text{Mn}^{+2}$ ) han mostrado se presentan incrementos en los

contenidos de  $\text{Zn}^{+2}$ ,  $\text{Fe}^{+2}$ , y  $\text{Mn}^{+2}$  (Marafa y Chau, 1999) después de episodios de fuego mientras que el  $\text{Cu}^{+2}$  no cambio. En contraste con los resultados de este trabajo no se encontraron diferencias significativas entre los suelos de CAR y los sitios no expuestos a episodios de fuego ADY y CON.

#### **Análisis microbiológico.**

La cuenta microbiana para bacterias presentó diferencias estadísticamente significativas entre los tres sitios, la más alta fue en el sitio CAR con  $2 \times 10^7$  UFC  $\text{g}^{-1}$ , seguido del sitio ADY fue una unidad logarítmica menor de  $2 \times 10^6$  UFC  $\text{g}^{-1}$  y el sitio CON es una diferencia de dos unidades logarítmicas, la cuenta fue  $3 \times 10^5$  UFC  $\text{g}^{-1}$ . La cuenta para actinomicetos también dio diferencias estadísticamente significativas para los tres suelos, el valor más alto fue en el sitio CAR con  $8.0 \times 10^6$  UFC  $\text{g}^{-1}$ , con una unidad logarítmica de diferencia con el sitio ADY tuvo  $9.0 \times 10^5$  y el sitio CON fue menor por dos unidades logarítmicas con  $9.0 \times 10^4$ . En el caso de la cuenta para hongos entre los tres tipos de suelos prácticamente no existe diferencia. La cuenta microbiana para RPCP en medio mínimo DF, fue mayor en el sitio CON  $3 \times 10^5$  UFC  $\text{g}^{-1}$ , seguido de ADY con  $4 \times 10^4$  UFC  $\text{g}^{-1}$  y finalmente CAR donde no se obtuvo crecimiento de bacterias.

En relación a la abundancia microbiana del suelo de los sitios de estudio, se encontró que el número de unidades formadoras de colonias de bacterias y actinomicetos se incrementó en suelo CAR después de la exposición a altas temperaturas, en comparación a los sitios no expuesto y adyacente a la actividad de las carboneras. De los tres grupos microbianos, el incremento en la cuenta de bacterias fue el más significativo, seguido de los actinomicetos, mientras que en el caso de los hongos sólo se observa un ligero aumento en el suelo adyacente a la carbonera (ADY), pero que no es significativo (cuadro 2).

Cuadro 2. Determinación del número de unidades formadoras de colonias UFC de los distintos grupos microbianos cultivables en las diferentes muestras de suelo del bosque de Santa Rosa.

Sitio	UFC g <sup>-1</sup> suelo seco			
	Bacterias	Hongos	Actinomicetos	RPCP
CAR	2.0 x 10 <sup>7</sup> a	2.0 x 10 <sup>4</sup> a	8.0 x 10 <sup>6</sup> a	0.0 c
ADY	2.0 x 10 <sup>6</sup> b	4.0 x 10 <sup>4</sup> a	9.0 x 10 <sup>5</sup> b	4.0 x 10 <sup>4</sup> b
CON	3.0 x 10 <sup>5</sup> c	1.0 x 10 <sup>4</sup> a	9.0 x 10 <sup>4</sup> c	3.0 x 10 <sup>5</sup> a

Las letras en cada columna representan diferencia estadísticamente significativa según el análisis de varianza (ANOVA) y la prueba de DSM a un nivel de  $p = 0.05$ .

El tiempo transcurrido entre la utilización del área de estudio para la producción de carbón vegetal y la toma de muestras para la realización de este trabajo fue de tres años. Los resultados de este trabajo y los reportados previamente para la misma área de estudio (Vázquez-Marrufo *et al.*, 2003) muestran que existe un incremento en las cuentas microbianas inmediato a la generación de una carbonera. Así, el aumento observado en dicho parámetro desde el primer año después de la aplicación de calor se mantiene en el segundo año. Esto puede deberse a que la capa superficial del suelo de la carbonera es rápidamente ocupada por células de bacterias, hongos y actinomicetos de las zonas adyacentes transportadas por el viento, lluvia, hojarasca y el paso de ganado. Estas células pueden encontrarse en estado de propágulo o en dormancia, pero ser viables en medios de cultivo (Vázquez-Marrufo *et al.*, 2003). No obstante, en una carbonera antigua los niveles de las cuentas microbianas parecen disminuir en relación a los sitios en los cuales no se han generado carbón (Vázquez-Marrufo *et al.*, 2003).

Lo anterior sugiere una cinética de recolonización de las carboneras en el que se presentan una etapa inicial de recolonización con un aumento considerable en los números de la comunidad microbiana, al menos en los primeros dos años, quizá con un cierto porcentaje de células o estados dormantes o de resistencia. Posteriormente, el número de microorganismos presentes en la carbonera empieza a disminuir hasta una cuenta semejante a la de los sitios control (Vázquez-Marrufo *et al.*, 2003). No obstante, la reutilización de una carbonera, en asociación con otros aspectos microclimáticos y de manejo, puede ocasionar que con el paso del

tiempo la cuenta microbiana sea menor en relación al sitio control. Sería interesante continuar los estudios en ese sentido para conocer en qué momento la cuenta microbiana de las carboneras empieza a disminuir y cuáles son las causas asociadas a dicho proceso.

En términos generales, los resultados obtenidos concuerdan con trabajos previamente reportados en donde se encontró un incremento de la cuenta de bacterias después de un episodio de fuego debido al aumento de pH, y a la alta concentración de nutrientes, inclusive el aumento es superior al de los hongos (Bissett y Parkinson, 1980; Sharma, 1981; Deka y Mishra, 1983; Dahlgren y Driscoll, 1994). En algunos reportes (Sharma, 1981; Deka y Mishra, 1983; Pietikäinen, 1995), se encontró primeramente que hay un decremento de la microflora nativa inmediatamente después de un episodio de fuego, seguido por una recolonización gradual hasta alcanzar los niveles iniciales a la exposición al fuego o incluso mayores, esto ocurre en un lapso de días o meses. La respuesta al fuego de los diferentes grupos microbianos del suelo, puede variar, incluso en el mismo ecosistema. Esta respuesta puede estar relacionada a la intensidad del fuego y la temperatura (Vázquez, 1993; Pietikäinen, 1995).

Aunque útil como primera aproximación, es importante tener en cuenta que la técnica de conteo en placa puede dar información de la respuesta microbiana ante episodios de fuego de manera parcial, ya que es un método selectivo y se reduce a la porción

, 1994). Del grupo de

bacterias aisladas del suelo, el mayor porcentaje (89.5%) fueron Gram negativas, de manera similar se ha reportado para suelos de bosque de pinos, en los que se ha documentado una predominancia del (62%) de bacterias Gram negativas (Timonen, 1998). Este fenómeno está relacionado con los microorganismos que son capaces de tener una adaptación exitosa, son mejores para colonizar nichos ecológicos cambiantes (Ramos, 2001).

#### Determinación de la Biomasa microbiana.

La biomasa microbiana fue estadísticamente diferente entre los tres sitios (cuadro 3), siendo mayor ADY con  $1125 \mu\text{g C g}^{-1}$ , seguido de CON  $883 \mu\text{g C g}^{-1}$  y menor en CAR  $511 \mu\text{g C g}^{-1}$ .

**Cuadro 3. Determinación de Biomasa por el método de Fumigación-Incubación Jenkinson y col. 1976 en base a carbono, para las diferentes muestras de suelo.**

Sitio	$\mu\text{g Cg}^{-1}$ suelo
CAR	511 c (47.76)
ADY	1125 a (72.67)
CON	883 b (37.52)

El error estándar se representa entre paréntesis. Las letras en cada columna representan diferencia estadísticamente significativa según el análisis de varianza (ANOVA) y la prueba DSM a un nivel de  $p = 0.05$ .

Aunque la cuenta en placa permitió conocer el número de UFC presentes en el suelo de los distintos sitios estudiados, fue interesante conocer si los microorganismos cultivados estaban fisiológicamente activos en los sitios de procedencia. Los resultados obtenidos empleando la técnica de fumigación-incubación muestran una marcada reducción de la biomasa microbiana de C en el suelo CAR expuesto a altas temperaturas, comparado con los sitios ADY y CON. Así, se encontró la concentración más alta de biomasa microbiana en el sitio CON. Si bien las cuentas en placa son altas en el suelo CAR, el resultado de biomasa microbiana confirma que en las células microbianas de CAR

hay una reducción de la actividad fisiológica, en contraste con los sitios ADY y CON, en los cuales las células microbianas están más fisiológicamente activas.

Lo anterior es interesante, ya que sugiere que las células microbianas del suelo de la carbonera están en un estado de dormancia o propágulo. Se ha reportado una reducción de la biomasa del C y de actividad microbiana en suelos de bosque después de un episodio de fuego, al comparar con sitios no expuestos donde se encuentra una alta concentración de materia orgánica (Borken, 2002; Choromanska, 2002). Se ha documentado cambios en la biomasa microbiana del suelo después de episodios de fuego (incendios), se encontró una reducción de la biomasa microbiana (Pietikäinen, 1995; Choromanska y DeLuca, 2002; Wirth, 2002), esta reducción en la biomasa se ha relacionado con pérdida de sustratos de C durante el incendio y muerte microbiana durante el incendio (Choromanska y DeLuca, 2001).

#### CONCLUSIONES

El impacto que ha ocasionado el manejo forestal en el bosque de Santa Rosa Gto., en especial la generación de carbón vegetal por carboneras, originó cambios en las propiedades fisicoquímicas del suelo, principalmente el aumento del pH,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^{+}$ , y en la reducción de materia orgánica y fósforo.

Existe un incremento de la cuenta de microorganismos del suelo en el sitio de generación de carbón vegetal, la cual se mantiene al menos por dos años y eventualmente tiende a regresar a los niveles del suelo control. Las bacterias del grupo de las RPCP son altamente sensibles a la perturbación ocasionada por las carboneras y a la pérdida de su microhabitat (las raíces de los árboles).

La biomasa microbiana en el sitio de la carbonera se redujo lo que nos indica una pérdida de la capacidad funcional de la comunidad microbiana del suelo.

## LITERATURA CITADA

- Ååth E. y Arnebrant K. 1994. **Growth rate and responses of bacterial communities to pH in limed and ash treated forest soils.** Soil Biology and Biochemistry 24: 995-1165.
- Belimov A. A.; Safronova V. I.; Sergeyeva T. A.; Egorova T. N.; Matveyeva V. A.; Tsyganov V. E.; Borisov A. Y.; Tikhonovich I. A.; Kluge C.; Preisfeld A.; Dietz K.J. y Stepanok V. V. 2001. **Characterization of plant growth promoting rhizobacteria isolated from polluted soils and containing 1-aminocyclopropane-1-carboxylate deaminase.** Canadian Journal of Microbiology 47:642-652.
- Bissett J. y Parkinson D. 1980. **Long-term effects of fire on the composition and activity of the soil microflora of a subalpine, coniferous forest.** Canadian Journal of Botany 58:1704-1721.
- Borken W.; Mush A. y Beese F. 2002. **Changes in microbial and soil properties following compost treatment of degraded temperate forest soils.** Soil Biology and biochemistry 34:403-412.
- Chistian B. J.; Pasternak J. J. y Glick B. R. 1994. **Partial purification and characterization of 1-aminocyclopropane-1-carboxylate deaminase from the plant growth promoting rhizobacterium *Pseudomonas putida* GR12-2.** Canadian Journal of Microbiology 40:1019-1025.
- Choromanska U. y DeLuca T. H. 2001. **Prescribed fire alters the effect of wildfire on soil biochemical properties in ponderosa pine forest.** Soil Science Society of America Journal 65:232-238.
- Choromanska U. y DeLuca T. H. 2002. **Microbial activity and nitrogen mineralization in forest mineral soils following heating: evaluation of post-fire effects.** Soil Biology and Biochemistry 34:263-271.
- Dahlgren R. A. y Driscoll C. T. 1994. **The effects of whole-tree clearcutting on soil processes at the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire, USA.** Plant and Soil 158: 239-262.
- Dalias P.; Anderson J. M.; Bottner P. y Coûteaux M. M. 2002. **Temperature responses of net nitrogen mineralization and nitrification in conifer forest soils incubated under standard laboratory conditions.** Soil Biology and Biochemistry 34:691-701.
- Deka H. K. y Mishra R. R. 1983. **The effect of slash burning on soil microflora.** Plant and Soil 73:167-175.
- FAO/UNESCO. 1998. **FAO/UNESCO Soil map of the world, revised legend.** World Soil Resources. 60. FAO. Roma. Italia.
- Giovannini G. y Lucchesi S. 1997. **Modifications induced in soil physico-chemical parameters by experimental fires at different intensities.** Soil Science 162(7):479-486.
- Gómez-Luna B. E. 2003. **Cambios en la dinámica del carbono y del nitrógeno de la comunidad microbiana del suelo asociados a producción de carbón en el bosque de Santa Rosa, Gto.** Tesis de Doctor en Ciencias. Especialidad en Biotecnología de Plantas. CINVESTAV-IPN U. Irapuato. México 37 p.
- Hirobe M.; Tokuchi N.; Wachrinrat C. y Takeda H. 2003. **Fire history influences on the spatial heterogeneity of soil nitrogen transformations in three adjacent stands in a dry tropical forest in Thailand.** Plant and Soil 249:309-318.
- Jackson M. L. 1976. **Análisis Químico de Suelos.** 3ª Edición. Ediciones Omega, S. A., Barcelona. 256, 292 p.
- Jenkin D. S. y Powlson D. S. 1976. **The effect of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass.** Soil Biology and Biochemistry. 8:209-213.
- Johnson L. F. y Curl E. A. 1972. **Methods for research on the ecology of soil-borne plant pathogens.** Burgess Publishing Company. Printed in the United States of America. 55p.
- Mabuhay J. A.; Nakagoshi N.; Horikoshi T. 2003. **Microbial biomass and abundance after forest fire in pine forest in japan.** Ecology Research 18:431-441.
- Kennard D.K. y Gholz H.L. 2001. **Effects of high-and-low-intensity fires on soil properties and plant growth in Bolivian dry forest.** Plant and Soil. 243:119-129.
- Marafa L. M. y Chau K. C. 1999. **Effect of hill fire on upland soil in Hong Kong.** Forest Ecology and Management 10:97-104.
- Moreno-Marcos G. y Lancho-Gallardo J. F. 2002. **H<sup>+</sup> budget in oligotrophic *Quercus pyrenaica* forests: atmospheric and management-induced soil acidification?.** Plant and Soil 243:11-22.
- Olivares-Sáenz E. 1994. **Paquete de diseños experimentales FAUANL.** Versión 2.5 Facultad de Agronomía, Universidad

- Autónoma de Nuevo León, Marin N. L., México.
- Olsen S. R.; Cole C. V.; Watanabes F. S. y Dean L. A. 1954. **Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate**, USDA circular No. 939. U. S. Government Printing Office. Washington D. C.
- Penrose D. M.; Moffatt B. y Glick B. R. 2001. **Determination of 1-aminocyclopropane-1-carboxylic acid (ACC) to assess the effects of ACC deaminase-containing bacteria on roots of canola seedlings**. Canadian Journal of Microbiology 47:77-80.
- Penrose D.M. y Glick B.R. 2003. **Methods for isolating and characterizing ACC deaminase-containing plant growth-promoting rhizobacteria**. Physiologia plantarum 118:10-15.
- Pietikäinen J. y Fritze H. 1995. **Clear-cutting prescribed burning in coniferous forest: comparison effects on soil fungal and total microbial biomass, respiration activity and nitrification**. Soil Biology and Biochemistry 27:101-109.
- Plenecassagne A. E.; Romero E. F. y López C. B. 1997. **Análisis de suelos, aguas, plantas. Manual de Laboratorio**. CENID-RASPA. INIFAP-SARH. Gómez Palacio. Durango Dgo. México. 108 p.
- Ramos J. L.; Gallegos M. T.; Marqués S.; Ramos-González M. I.; Urgel M. E. y Segura A. 2001. **Responses of Gram-negative bacteria to certain environmental stressors**. Current Opinión in Microbiology 4:166-171.
- Shah S.; Li J.; Moffatt B. A. y Glick B. R. 1998. **Isolation and characterization of ACC deaminase genes from two different plant growth-promoting rhizobacteria**. Canadian Journal of Microbiology 44:833-843.
- Scharma G. D. 1981. **Effect of fire on soil microorganisms in a Meghalaya pine forest**. Folia Microbiologica 26: 321-327.
- Timonen S.; Jørgensen K.S.; Haahtela K. y Sen R. 1998. **Bacterial community structure at defined locations of *Pinus sylvestris*-*Suillus bovinus* and *Paxillus involutus* mycorrhizospheres in dry pine forest humus and nursery peat**. Canadian Journal of Microbiology 44:499-513.
- Ulery A. L.; Graham R. C.; Amrhein C.; 1993. **Wood-ash composition and soil pH following intense burning**. Soil Science. 156: 358-364.
- Van Hees P. A. W. y Lundström U. S. 1998. **The effect of organic acids and pH in soil solution on the weathering rate. In Low molecular weight organic acids and their aluminium complex in forest soil**. Edited by P. A. W. Van Hees Linköping Studies in Science and Technology, Dissertation No. 529.
- Vázquez F. J.; Acea M. J. y Carballas T. 1993. **Soil microbial populations alter wildfire**. FEMS Microbiological Ecology. 13:93-104.
- Vázquez-Marrufo G.; Serrato-Flores R.; Frías-Hernández J. T.; Jiménez-Magdaleno L. A. y Olalde-Portugal V. 2003. **Microsite soil changes associated with tradicional charcoal production in *Quercus temperate* forest in central Mexico**. Phytion (Argentina):85-99.
- Vázquez-Marrufo G. 2003. **Modificaciones estructurales y funcionales asociadas al uso forestal en el Bosque de Santa Rosa, Gto**. Tesis de Doctor en Ciencias. Especialidad en Biotecnología de Plantas. CINVESTAV-IPN U. Irapuato. México 1-30 p.
- Viro P. J. 1974. **Effects of Forest Fire on Soil**. In Fire and Ecosystems. Edited by T. T. Kozlowshi y C. E. Ahlgre. Academic Press, New York, USA. 7-46 p.
- Walkley A. y Black A. I. 1934. **An examination of the Degtjooreff method for determinig soil organic matter and proposed codification of the chromic acid titration method**. Soil Science 39:29-38
- Wirth C.; Schulze E. D.; Lühker B., Grigoriev S.; Siry, M.; Harges G.; Ziegler W.; Backor M.; Bauer G. y Vygodkaya N. N. 2002. **Fire and site type effects on the long-term carbon and nitrogen balance in pristine Siberian Scots pine forests**. Plant and Soil 242:41-63.
- Zhang J. y George E. 2002. **Changes in the extractability of cations (Ca, Mg and K) in the rhizosphere soil of Norway spruce (*Picea abies*) roots**. Plant and Soil 243:209-217.

## AGRADECIMIENTOS

Al CONACYT-SEMARNAP, a la CONAFOR y al Cinvestav Unidad Irapuato por el apoyo durante la realización de este trabajo.

**Blanca Estela Gómez Luna**. Profesor Investigador del Departamento de Ingeniería Agroindustrial, División de Ciencias de la Salud e Ingenierías, Campus Celaya-Salvatierra, Universidad de Guanajuato.

**Graciela Ma. de la Luz Ruiz Aguilar**. Profesor Investigador, Directora del Departamento de

Ingeniería Agroindustrial, División de Ciencias de la Salud e Ingenierías, Campus Celaya-Salvatierra, Universidad de Guanajuato.

**Gerardo Vázquez Marrufo.** Profesor Investigador Titular del Centro Multidisciplinario de Estudios en Biotecnología de la Facultad de Medicina Veterinaria de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. **Miembro del Sistema Nacional de Investigadores (SNI), CONACyT- México.**

**Víctor Olalde-Portugal.** Investigador Titular del Departamento de Biotecnología y Bioquímica del CINVESTAV-IPN Unidad Irapuato. **Miembro del Sistema Nacional de Investigadores (SNI), CONACyT- México.**